

FB 3

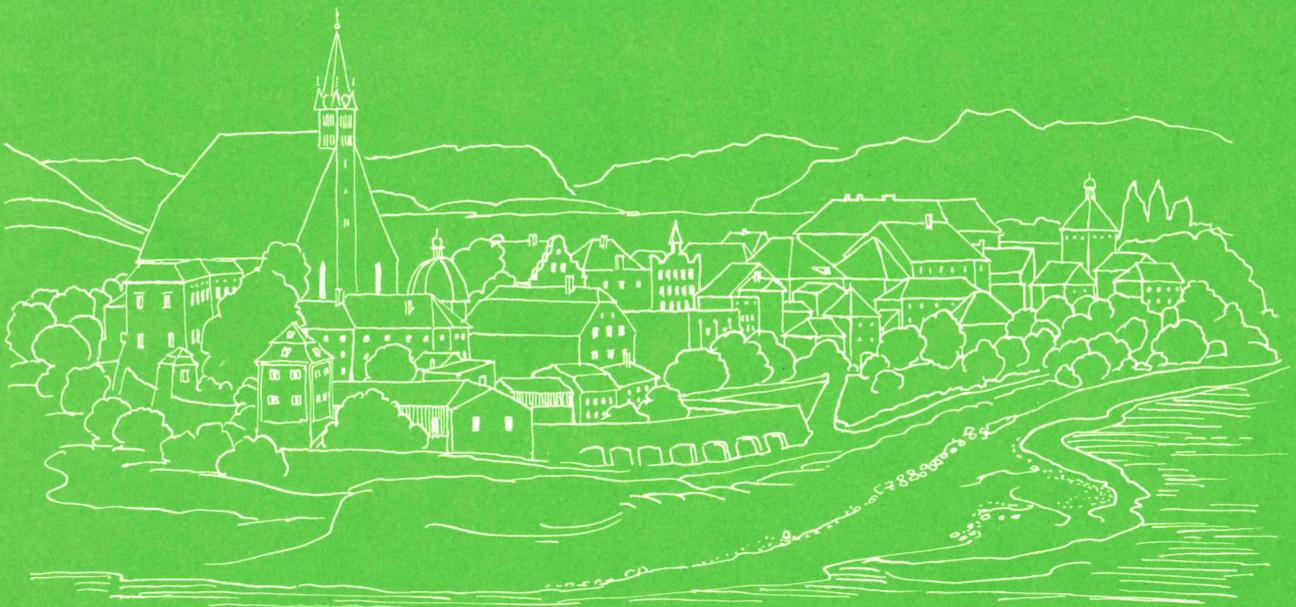
Mallada

Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege

Laufen/Salzach

ANL

**Biotopeverbund
in der Landschaft**



Laufener Seminarbeiträge 10/86



Biotopverbund in der Landschaft

Symposium

3.–5. November 1986 in Laufen a. d. Salzach

Veranstalter:

Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Laufen/Salzach

Tagungsleitung:

Oberreg.-Rat Johann Schreiner, ANL

Herausgeber:

Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
D-8229 Laufen/Salzach, Postf. 1261, Tel. 0 86 82 / 70 97

Laufener Seminarbeiträge 10/86 – November 1988
Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
ISSN 0175-0852
ISBN 3-924374-40-6

Schriftleitung: Dr. Notker Mallach

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

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

Inhalt

		Seite
Seminarergebnis »Einführung zum Symposium Biotopverbund in der Landschaft«	J. Schreiner	5 7
Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz	B. Heydemann	9
Ist der Biotopverbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen?	J. Reichholf	19
Forderungen an Vernetzungssysteme in intensiv genutzten Agrarlandschaften aus tierökologischer Sicht	H.-J. Mader	25
State of Knowledge about the Equilibrium Theory of Island Biogeography and the Planning of Natural Areas	A. Ringler, F. Heinzelmann	34
Konzept eines Netzes aus ökologischen Zellen in der Agrarlandschaft und Bedeutung für das Agrarökosystem	N. Knauer	54
Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten	E. Glück, A. Kreisel	64
Das niedersächsische Fließgewässer- schutzsystem	H.-J. Dahl	84
Beispiele für die Planung und Realisierung von Biotopverbundsystemen in Schleswig-Holstein	H. Thiessen	91
Die Realisierung von Biotopverbund- systemen in Hessen	E. Rückert	98
Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern	W. Riess	102
Internationaler Biotopverbund für wandernde Tierarten	E. Nowak	116
Bibliographie »Biotopverbundsysteme«	H. Vogel	129

Programm des Symposiums

Referenten

Referate und Diskussionen

Montag, 3. November 1986

Prof. Dr. Berndt Heydemann,
Zoologisches Institut der
Universität Kiel

Die ökologischen Grundlagen für Biotop-
verbund und ökosystemare Vernetzung

Prof. Dr. Josef Reichholf,
Abt. Faunistik und Ökologie
Zoologische Staatssammlung, München

Ist der Biotopverbund eine Lösung des
Problems kritischer Flächengrößen?

Prof. Dr. Walter Sachsse,
Institut für Genetik
Johannes Gutenberg-Universität, Mainz

Faktoren der genetischen Ausrüstung
für das Überleben von Tierpopulationen
bei der Insularisierung.

Dienstag, 4. November 1986

Dr. Hans Joachim Mader,
Bundesforschungsanstalt für Naturschutz
und Landschaftsökologie, Bonn

Forderungen an Vernetzungssysteme in
intensiv genutzten Agrarlandschaften aus
tierökologischer Sicht

Alfred Ringler, Biologe
Alpeninstitut, München

Vernetzungsmöglichkeiten und -anforderungen
verschiedener Ökosystemtypen aus
vegetationskundlicher Sicht

Prof. Dr. Norbert Knauer,
Inst. f. Wasserwirtschaft und
Landschaftsökologie Universität Kiel

Konzept eines Netzes aus ökologischen
Zellen in der Agrarlandschaft und
Bedeutung für das Agrarökosystem

Dr. Erich Glück,
Lehrstuhl f. Biologie V, RWTH Aachen

Die Funktion von Hecken als
Vernetzungsstrukturen

Dr. Hans-Jörg Dahl,
Fachbehörde für Naturschutz
Niedersächsisches Landesverwaltungsamt
Hannover

Aufbau eines Fließgewässerschutzsystems
in Niedersachsen

Dr. Henning Thiessen,
Landesamt für Naturschutz und
Landschaftspflege, Kiel

Beispiele für die Planung und Realisierung von
Biotopverbundsystemen in Schleswig-Holstein

Mittwoch, 5. November 1986

Dr. Gerd Schulte,
Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsent-
wicklung und Forstplanung, Recklinghausen

Untersuchungen zu einem Biotopverbund
im Naturraum »Venn-Niederung«
(Kreis Borken, Nordrhein-Westfalen)

Dr. Emil Rückert,
Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden

Die Realisierung von Biotopverbund-
systemen in Hessen

Dr. Wulf Riess,
Bayer. Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen, München

Konzepte zum Biotopverbund im Arten-
und Biotopschutzprogramm Bayern

Dr. Eugeniusz Nowak,
Bundesforschungsanstalt für Naturschutz
und Landschaftspflege, Bonn

Internationaler Biotopverbund für
wandernde Tierarten

Seminarergebnis

Nur die sofortige Einrichtung eines Netzes aus ökologischen Zellen ausreichender Größe in zweckmäßiger Verteilung kann den galoppierenden Artenschwund in Mitteleuropa stoppen. Flankierend muß die land- und forstwirtschaftliche Nutzung in großen Gebieten extensiviert werden.

So faßte Johann SCHREINER, Leiter des Symposiums »Biotopverbund in der Landschaft« der bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen/Salzach, die wichtigsten Ergebnisse zusammen. 180 Wissenschaftler und Naturschutzfachleute aus der Bundesrepublik Deutschland und der Schweiz, aus Österreich, Luxemburg und Liechtenstein stellten dabei einschlägige wissenschaftliche Grundlagen vor, erarbeiteten pflanzen- und tierökologische Kriterien für den Aufbau von Verbundsystemen und diskutierten verschiedene Realisierungsansätze.

»Das bisherige Ausräumen der Landschaft muß in ein Einräumen umgekehrt werden!« beschrieb Dr. Hans Joachim MADER von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn, die anstehenden Maßnahmen. Die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege müßten im Agrarbereich entsprechend einem Integrationsmodell umgesetzt werden. Dieses umfaßt drei Einzelmaßnahmen. Die flächendeckende Verringerung der Nutzungsintensität, die Ausweisung großflächiger Schutzgebiete und den Aufbau eines Systems von Schutzstrukturen.

Die Kosten eines solchen Maßnahmenpakets bezifferte Prof. Dr. Bernd HEYDEMANN vom Zoologischen Institut der Universität Kiel mit zwei Milliarden DM pro Jahr. Diese Summe müßte in der Bundesrepublik in den nächsten 20 Jahren aufgebracht werden. Für eine Nutzungsextensivierung und Flächenwidmung kommen in erster Linie landwirtschaftliche Flächen in Frage. Durch die hiermit verbundene Rückführung der Überproduktion entsteht im Vergleich zu den derzeitigen Kosten für die Beseitigung und Lagerhaltung der Überschußprodukte keine Mehrbelastung der öffentlichen Haushalte. Die freiwerdenden Mittel könnten gezielt der bäuerlichen Landwirtschaft zukommen.

Im Rahmen der Präsentation wissenschaftlicher Grundlagen stellte Prof. Dr. Josef REICHHOLF von der Zoologischen Staatssammlung, München, Untersuchungen zur Arten-Areal-Beziehung vor. Sie beschreibt, wie mit zunehmender Fläche eines Lebensraumes die potentiell vorhandene Artenzahl steigt. Prof. REICHHOLF stellte fest, daß es für die unterschiedlichen Tiergruppen verschiedene Untergrenzen für die Lebensraumgröße gibt, bei denen noch eine gebietstypische Fauna bewahrt werden kann. Diese untere Grenze liegt bei der Vogelwelt bei 80 Hektar, bei Landschnecken bei 1000 Quadratmetern. Er plädierte dafür, diese Werte möglichst bald für weitere Tiergruppen zu bestimmen. Aufgrund der Ergebnisse eigener Untersuchungen zweier Auwaldflächen mahnte er zur Vorsicht bei der Erstellung von Vernetzungskonzepten, die zum Ziel haben, die genannten Mindestflächen erst zu erreichen. Die theoretische Funktion von Vernetzungsstrukturen müsse noch in der Praxis umfassend auf ihre Wirksamkeit hin überprüft werden.

Über Faktoren der genetischen Ausrüstung, die für das Überleben von isolierten Tierpopulationen wichtig sind, berichtete Prof. Dr. Walter SACHSSE vom Institut für Genetik der Universität Mainz. Er betonte die Notwendigkeit der Be-

wahrung der genetischen Vielfalt innerhalb der einzelnen Arten. Voraussetzung dafür ist die Sicherung gewisser Mindestpopulationsgrößen. Wesentlich ist dabei der zeitliche Aspekt, also, wie Prof. SACHSSE sagte, die Dauer des »Flaschenhalses«. Es ist ein großer Unterschied, ob kleine Populationen über große Zeiträume existieren und dadurch sehr viel genetische »Bandbreite« verlieren oder ob nur kurzzeitige Bestandseinbrüche vorliegen und die Population unmittelbar danach wieder expandieren kann.

Alfred RINGLER, Biologe am Alpeninstitut München, beschäftigte sich aus der Sicht der Vegetationskunde mit der Thematik des Biotopverbundes. Den wesentlichsten Unterschied zur Tierwelt sah er in der Standortgebundenheit und Langlebigkeit von Pflanzenbeständen. Er stellte dazu fest, daß Pflanzenbestände heute oft schon »ihr eigenes Fossil« sind. Im Sinne von MADER forderte er, bei Maßnahmen Prioritäten zu setzen. Nämlich zunächst die Restpopulation durch Lebensraumverbesserung und -erweiterung zu stärken und dann Korridore (= Verbindungsstrukturen) einzurichten. Weiterhin trat er dafür ein, die theoretische Größe des Populations-Minimalareals, also des Mindestflächenbedarfs einer Population, praxisorientiert durch den Begriff des Risiko-Minimalareals, das die Gefährdung mit einbezieht, zu ersetzen.

Prof. Dr. Norbert KNAUER von der Universität Kiel beschäftigte sich mit den Lebewesen in Agrarlandschaften und stellte fest, daß eine ausreichende Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten ein »automatisches Schädlingsbekämpfungssystem« repräsentiert. Er betonte, daß ein Verbundsystem aus Hecken eine große Bedeutung für Agrarökosysteme hat und daß der Schutz von Hecken überwiegend im Interesse der Landwirtschaft ist.

Die nächste Frage, auf die Prof. KNAUER eine Antwort zu geben versuchte, war, ob ein Biotopverbundsystem das Problem der Agrarüberschüsse lösen kann. Dazu hielt er eine Umwidmung von 0,8 bis 1,2% Ackernutzung pro Jahr in extensive Nutzung für realistisch. Verglichen mit dem derzeit zu beobachtenden biologisch-technischen Fortschritt, der eine Produktivitätssteigerung in der gleichen Größenordnung mit sich bringt, bedeutet das, daß sich beide Faktoren die Waage halten. Erst eine wesentlich weitergehende Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Verbindung mit flankierenden preispolitischen Maßnahmen wird in der Lage sein, die Agrarüberschüsse zu reduzieren.

Mit den Hecken im Detail beschäftigte sich Dr. Erich GLÜCK von der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule in Aachen. Er stellte ein Forschungsprogramm vor, in dessen Rahmen die Vielfalt der Tierarten und ihre Ausbreitungsbewegungen in der Hecke und von der Hecke in angrenzende landwirtschaftliche Nutzflächen untersucht wurden. Er leitete davon die Forderung ab, daß die Maschenweite eines Verbundsystems aus Hecken nicht weiter sein darf als der doppelte mittlere Aktionsradius der Nützlinge, also höchstens 150–200 Meter.

Einen gänzlich anderen Lebensraum, nämlich Fließgewässer, präsentierte Dr. Hans-Jörg DAHL vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt, Hannover. Entscheidend für den Aufbau eines Fließgewässerschutzsystems sei es, repräsentativ in verschiedenen Naturräumen ausgewählte Gewässer durchgehend von der Quelle bis zur Mündung zu sichern. Anthropogene Störfaktoren wie Quellsfassungen, Verrohrungen, Sohlabstürze und Was-

serverunreinigungen müßten beseitigt werden. Natürliche Überschwemmungsgebiete sind zu sichern. In der Diskussion kam zum Ausdruck, daß heute nicht nur Reparatur wichtig ist, sondern daß vor allem, und das gilt nicht nur für Fließgewässer, Fehler bereits vorab vermieden werden müssen.

Dr. Henning THIESSEN vom Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel, stellte Beispiele für die Planung und Realisierung von Biotopverbundsystemen in Schleswig-Holstein vor. Auch er plädierte dafür, die Charakteristika der einzelnen Naturräume besonders zu berücksichtigen. Naturschutzmaßnahmen bedürften dringend einer Erfolgskontrolle, bei der die Meßlatte nicht an wirtschaftlichen Gegebenheiten, sondern nur an der Natur angelegt werden dürfe. Er stellte verschiedene Förderprogramme zur Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Schleswig-Holstein vor, die richtungsweisend für andere Bundesländer sind. Sie sollen Entwicklungen im Sinne des Naturschutzes lenken. Dr. THIESSEN bemerkte dazu, daß von seiten der anderen Landnutzer eine relativ große Bereitschaft besteht, die Vorstellungen auch umzusetzen, wenn konkrete Vorschläge von seiten des Naturschutzes gemacht werden. Diese Feststellung sollte Ansporn sein, konkrete Planungen zur Einrichtung von Verbundsystemen vorzulegen.

Dr. Gerd SCHULTE von der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Recklinghausen, brachte in seinem Referat Zielvorstellungen, die sich sehr weitgehend mit den Aussagen von Dr. MADER decken. Er forderte, erstens die notwendige Großflächigkeit für Schutzgebiete zu erreichen, zweitens die Extensivierung von Flächen voranzutreiben und drittens Landschaftsstrukturen, Linienbiotope, Inselbiotope zu sichern und neu zu schaffen. Die Notwendigkeit eines solchen Vorgehens legte er am Beispiel der Venn-Niederung in Nordrhein-Westfalen vor, in der in den 20er–30er Jahren 5% des Gebietes Acker waren und heute im selben Gebiet 60% der Flächen ackerbaulich genutzt werden. Dr. SCHULTE betonte, daß sich diese Intensivierungstendenz mit den herkömmlichen Schutzkategorien allein nicht anhalten läßt. Flächen sollen auch nicht stillgelegt, sondern extensiviert werden. Acker- und Wiesenrandstreifenprogramme haben

nur einen Sinn, wenn die Nutzungsintensität dazwischenliegender Flächen reduziert wird.

Er traf damit eine Aussage, der sich Dr. Emil RÜCKERT von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden, bei seinem Bericht über die Realisierung von Biotopverbundsystemen in Hessen anschloß. Ein Verbundsystem braucht ein maßgeschneidertes Schutzgebietskonzept, das über die derzeitigen Kategorien hinausgeht.

Ein ähnlicher Schwerpunkt fand sich in den Ausführungen von Dr. Wulf RIESS vom Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, der Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern vorstellte. Er zeigte die Notwendigkeit der Erarbeitung theoretischer Kriterien zu Fragen der Biotopgröße, der Zahl und Lage von Biotopen und zur maximalen Entfernung der jeweiligen Lebensräume. Diese theoretischen Kriterien würden zwar im Arten- und Biotopschutzprogramm enthalten sein, könnten aber nur bedingt helfen. Man habe deshalb in den Landkreisländern, 71 an der Zahl, praktische Entscheidungshilfen für alle jeweils vorhandenen Biotoptypen aufgenommen.

Mit einem »Blick über den Zaun«, mit der Darstellung von Überlegungen zu einem internationalen Biotopverbund für wandernde Tierarten, wartete zum Schluß der Veranstaltung Dr. Eugeniusz NOWAK von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn, auf. Er stellte fest, daß bisher der Schwerpunkt im internationalen Artenschutz auf restriktiven Maßnahmen lag und der Schutz von Trittsteinlebensräumen auf den Zugrouten wandernder Arten noch in den Kinderschuhen steckt. Die alarmierende Entwicklung der bisher immer für stabil gehaltenen Kleinvogelbestände in Mitteleuropa, dokumentiert von BERTHOLD und anderen im Journal für Ornithologie (Band 127, S. 397–437), sind hierfür der beste Beweis. In Rast- und Überwinterungsgebieten in Südosteuropa und Afrika müßten dringend Biotopschutzmaßnahmen ergriffen werden. Hierzu braucht man vor allem Geld und weniger restriktive Maßnahmen.

Johann Schreiner, ANL

Einführung zum Symposium »Biotopverbund in der Landschaft«

Johann Schreiner

»Die Landschaften Mitteleuropas weisen eine wachsende Tendenz zur Verinselung der einzelnen sie bildenden Bestandteile auf. Damit verliert die Landschaft auch funktional die Eigenschaft eines vielfach engmaschig verbundenen Netzes und entwickelt sich stattdessen zu einem Komplex mosaikartig nebeneinander existierender Teilstücke«. Um dieser von MADER im Oktober 1984 beim Symposium »Inselökologie« der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege aufgezeigten negativen Entwicklung entgegenzuwirken, haben auf allen Ebenen intensive Überlegungen zum Aufbau von Verbundsystemen eingesetzt. Grob formuliert ist der Verbund der Kontakt von Biotop zu Biotop oder von Ökosystem zu Ökosystem und die Vernetzung der Kontakt zwischen Organismen eines Ökosystems (HEYDEMANN, in diesem Heft).

Verinselung, auch Insularisierung genannt, und Wiederverbund, Entnetzung und Vernetzung sind zwei Begriffspaare, die einander entgegengerichtete Vorgänge beschreiben. Während die Verinselung zu vielen inselartig in einer fremdartigen Umgebung liegenden Biotopinseln führt, ist das Ergebnis des Wiederverbundes ein Verbundsystem, also ein Gefüge, ein einheitlich geordnetes Ganzes, bestehend aus miteinander in Wechselwirkung befindlichen Ökosystembeständen. Ökosystembestände sind dabei konkrete, durch einheitliche abiotische Standortmerkmale geprägte Lebensstätten, einschließlich der jeweiligen biotischen Komponente (Biozönose). Damit sind drei verschiedene Typen von Verbundsystemen angesprochen:

1. Verbund von Ökosystembeständen mit verschiedenen Populationen einer Art.
2. Verbund verschiedener Ökosystembestände im Lebensraum einer Population.
3. Verbund von Ökosystembeständen mit verschiedenen Populationen verschiedener Arten.

Die Realität besteht, wie so oft in der Ökologie, aus Übergängen und Überlagerungen der genannten Typen.

Sie sehen, die Grundbezugsgröße ist die Population, also die Gesamtheit der Individuen einer Art mit gemeinsamen genetischen Gruppenmerkmalen innerhalb eines bestimmten Raumes.

Um langfristig existieren zu können, müssen Populationen vor allem aus genetischen Gründen eine Mindestindividuenzahl aufweisen. Betrachtungen des Energieflusses in Ökosystemen zeigen, daß jedes Individuum eine gewisse Mindestfläche zur Verfügung haben muß. Daraus ergibt sich eine Mindestgröße von Populationslebensräumen, das Populationsminimalareal.

Dieser Begriff ist nicht zu verwechseln mit Areal, das synonym zu setzen ist mit dem Verbreitungsgebiet einer Art und auch nicht mit dem Minimalareal bei Vegetationsaufnahmen.

Liegt die Biotopgröße unter dem Minimalareal der Population oder fehlen bestimmte Ökosystembestände im Lebensraum einer Population, so kann in vielen Fällen durch geeignete Vernetzung die zur Bestandsstabilisierung erforderliche Fläche erreicht werden. Wie der Wiederverbund erfolgt, hängt entscheidend von der Mobilität der betreffenden Art bzw. vom jeweiligen Ökosystem ab. Die Möglichkeiten der ökologischen Vernetzung wurden von HEYDEMANN bereits 1983 definiert.

Zwei Grundprinzipien bieten sich dabei an. Die direkte Vernetzung durch Herstellung von unmittelbaren Kontakten zwischen Populationen bzw. Ökosystembeständen in der Regel durch lineare Verbindungsstrukturen und die indirekte Vernetzung, die in der Regel auf der Annäherung der Wohnareale von Populationen oder von Ökosystembeständen beruht. Letztere geschieht vor allem durch die Schaffung von Trittsteinflächen.

MAC ARTHUR & WILSON (1967) haben die Bedeutung von Trittsteininseln zur Erhöhung der Verbreitung theoretisch untersucht und sind zu folgendem Ergebnis gekommen: »Es scheint, daß selbst winzige Inseln den biotischen Austausch erheblich verstärken können, vorausgesetzt, sie haben die Fähigkeit, Populationen der Arten überhaupt zu unterhalten. Wenn sie verhältnismäßig groß sind und nahe der Empfänger-Insel liegen, vermögen sie den Strom der Ableger um viele Größenordnungen zu erhöhen.«

Übertragen auf Verbundsysteme wird die genannte Voraussetzung dahingehend zu relativieren sein, daß Trittsteinflächen eine Minimal-Umwelt bieten müssen, in der Individuen von Arten der zu verbindenden Lebensräume existieren und sich in der Regel auch fortpflanzen können. Sie müssen, um die Terminologie von MADER zu gebrauchen, Refugien darstellen.

Gleiche Anforderungen sind an linienhafte Elemente im Sinne von Bandstrukturen bzw. Korridoren zu stellen. Wegränder, Straßenböschungen, Grabenränder und Feldraine werden diese Anforderungen nur in den wenigsten Fällen erfüllen können. Zu bedenken ist außerdem, daß jedes linienhafte Verbindungselement für stenotope Arten des Umlandes eine Trennungslinie darstellen kann.

Verbundsysteme können aber nicht nur dazu beitragen, das Minimalareal von Populationen zu erreichen. Sie sind darüber hinaus wichtige stabilisierende Elemente des Naturhaushalts in Gebieten mit einer Größe, die über dem Minimalareal des betreffenden Ökosystembestands liegt.

Durch Umwelteinflüsse bedingt, zeigen Populationen vieler Arten z. T. erhebliche Bestandsschwankungen. Umwelteinflüsse sind aber nicht in jedem Gebiet zur selben Zeit gleich wirksam. Individuenaustausch zwischen Populationen kann dazu beitragen, Häufigkeitsschwankungen auszugleichen. Soviel zu den ökologisch begründeten Überlegungen.

Ökologie liefert als objektive Wissenschaft die wesentlichsten Grundlagen für Maßnahmen im Naturschutz. Zum Thema »Naturschutz und Wissenschaft« hielt Prof. Dr. SCHLESINGER bereits 1928 einen bemerkenswerten Vortrag. Daraus ein Zitat:

»Ein wichtiger Punkt des Zusammenarbeitens zwischen Naturschutz und Forschung ist die Feststellung des Häufigkeits- und Seltenheitswertes der Arten, ihres Vordringens oder Zurückweichens. Die hierzu nötigen vielen Beobachtungen, die zu mancher Richtigstellung verbreiteter Meinungen führten, wären nie unternommen worden ohne Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Naturschutz, sind auch nur denkbar bei einem Sinn der Forschung für Naturschutz (Anm.: denken Sie an die heutigen Roten Listen Pflanzen und Tiere). Von hoher Bedeutung sind für die Forschung natürliche Banngebiete (Anm.: Schutzgebiete). Hier wäre auf die Kleinbanngebiete fast das Schwergewicht zu legen, weil sie uns ein Netz von Typen ursprünglicher Lebensgemeinschaften bieten (Anm.: Stichwort Biotopverbundsystem). Ihre Bedeutung für Tier- und Pflanzengeographie wird um so größer, je mehr die vordringende Zivilisa-

tion die ursprüngliche Flora und Fauna verdrängt.«

Soweit die »modernen« Gedanken von Prof. Schlesinger. Die Notwendigkeit, Verbundsysteme aufzubauen, ergibt sich aus der Notwendigkeit, einer Verinselung entgegenzuwirken. Verinselung der Lebensräume ist eine der Hauptursachen des Rückgangs der Pflanzen- und Tierarten, dokumentiert in den immer länger werdenden Roten Listen.

Daß Artenschutz ein wesentlicher Teil der Zukunftssicherung der Menschheit ist, hat sich mittlerweile herumgesprochen. Die Überlegungen zur Vernetzung von Ökosystembeständen sind wesentliche Grundlage für ein Flächenschutzkonzept im Naturschutz.

Es gilt, ein Netz von Schutzgebieten zu entwickeln, das aus allen naturraumspezifischen Biotopen in ausreichender Größe und ökologisch funktionaler Verteilung im Raum besteht, unterschiedliche Schutzgebietskategorien umfaßt, und in dem die Schutzgebiete über spezifische naturnahe

Landschaftsstrukturen miteinander verbunden sind. Der Definition des Deutschen Rates für Landschaftspflege folgend, wird ein solches Netz als »Integriertes Schutzgebietssystem« bezeichnet.

Die Planung und Realisierung eines integrierten Schutzgebietssystems ist eine dringende Zukunftsaufgabe unserer Gesellschaft.

Dieses Symposium soll ein weiterer Schritt in diese Richtung sein. Die Themen sind weit gespannt, von den ökologischen Grundlagen bis hin zur konkreten Umsetzung vor Ort. Ich bin zuversichtlich, daß von dieser Veranstaltung Impulse ausgehen werden, die zu mehr und zu effektiverem Naturschutz führen werden.

Anschrift des Verfassers:

Oberreg.-Rat Johann Schreiner
Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Seethaler Straße 6
8229 Laufen

Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz*

Berndt Heydemann

In einer ursprünglichen Landschaft stehen nahezu alle terrestrischen und aquatischen Biotope vermittelt sanfter Übergänge (Ekotone) miteinander in Verbindung. Diese Übergänge bestehen jeweils aus einer Abstufung ökologisch ähnlicher Strukturen. Die Ähnlichkeiten der ökologischen Übergänge beruhen zum Beispiel auf bestimmten, langsam abgestuften Bodenverhältnissen, auf ähnlicher Beschaffenheit des Ökoklimas oder auf ähnlich ablaufenden Folgeentwicklungen innerhalb der Lebensgemeinschaften (Sukzessionen).

Solche ökologischen Verbindungen (Verbundtypen) von Biototyp zu Biototyp sind überall in der Landschaft zu beobachten: Zum Beispiel vom Bach-Biotop zum Seen-Biotop oder vom Bach-Biotop zum Fluß-Biotop, vom Ästuar-Biotop zum Schlickwatt-Biotop der Küste oder von einem eutrophen Seen-Biotop über einen Schilfröhricht-Biotop zum Erlenbruchwald-Biotop. In solchen Übergangssystemen, durch die miteinander verwandte Ökosysteme verbunden sind, hängt immer ein Teil der Artenausstattung eines Ökosystems mit dem folgenden Ökosystem zusammen. Daher besteht ein Teil der Selbsterhaltungskraft der Arten und ein wesentlicher Teil der Stabilität der Ökosysteme in einem Landschaftsraum aus solchen Verbindungen. »Selbsterhaltungskraft« und »Stabilität« bedeuten in diesem Sinn »dauerhafte Existenzfähigkeit«.

Die ökologischen Verbindungssysteme zwischen Lebensgemeinschaften sichern über flächenhafte, breite Kontaktzonen von Biotop zu Biotop den Verbund der verschiedenen einzelnen Biotopbestände desselben Biototyps (also z. B. von Erlenbruch-Wald zu Erlenbruch-Wald) oder von verwandten Biotopbeständen (also z. B. vom Erlenbruch-Biotop zum nassen Weidenbüsch-Biotop). Diese Verbindungssysteme der Natur sichern auch den großräumigen Zusammenhang der einzelnen Populationen von Organismen, die zu derselben Art gehören, das bedeutet Vernetzung der Organismen einer Art innerhalb derselben Population und zwischen Populationen an verschiedenen Lokalitäten. *Verbund bedeutet also den flächenhaften oder räumlichen Kontakt von Lebensräumen, die meist breitflächig miteinander in Verbindung treten.* Zwischen den Individuen einer Population bestehen auch Beziehungen, die meist im Rahmen von Konkurrenz zum Raum, zur Nahrung oder um Partner ablaufen (intraspezifische Konkurrenz). *Man bezeichnet solche Beziehungssysteme zwischen Arten als »Vernetzung« innerhalb eines Ökosystems oder zwischen verschiedenen Ökosystemen.* Noch mehr als innerhalb der Population derselben Art bestehen Beziehungen in einem Ökosystem auch zwischen Organismen verschiedener Arten. Diese Beziehungsnetze beruhen einerseits auf *Nahrungsketten:* Eine Art benutzt eine oder mehrere andere Arten als Nahrungsbasis. Dazu gehören beispielsweise die pflanzenverzehrenden Tierarten, die von bestimmten Pflanzenarten leben. Dazu gehören auch die räuberischen (epititischen) Tierarten, die von anderen Tierarten leben (Beute-Räuber-Beziehung). Dazu gehören auch die Parasiten, die in oder auf anderen Tier-

arten oder Pflanzenarten leben (Wirt-Parasit-Vernetzung).

Zwischen den Organismen-Arten bestehen aber auch fast ebenso viele fördernde Beziehungen, die entweder zum Vorteil beider Arten oder wenigstens zum Vorteil der einen Partnerart werden. *Das sind die lebensfördernden (probiotischen) Vernetzungen.* Zu diesem Typ gehören beispielsweise die »Symbiosen«, die auf gegenseitig förderlichen Beziehungen in engem räumlichen Kontakt beruhen. Dabei sind im Zusammenhang mit den neuen Waldschäden die für die Waldbäume wichtigen Beziehungen zwischen Wurzelpilzen und Baum (Mycorrhiza-Pilze) besonders bekannt geworden.

Kaum eine pflanzensaugende Tierart oder kaum eine von Totholz lebende Wirbellosen-Art kann diese Nahrung ohne chemische symbiontische Hilfe von Bakterien oder Pilzen aufschließen. Die Pilze oder Bakterien stellen dann den Wirbellosen im Rahmen dieser Vernetzung die Enzyme zur Verfügung, mit deren Hilfe Tiere die Zellulose der Pflanzengewebe oder die Holzstoffe (Lignine) des Totholzes erschließen können. Solche in den Ökosystemen überall vorkommenden »biotechnologischen Beziehungen«, die der Mensch sich erst heute zunutze macht, sind ein wesentliches Rückgrat der Stabilität in vielen Ökosystemen. Zu den gegenseitig förderlichen Beziehungen gehört die Kooperation, die man als Allianz bezeichnen kann, wobei dann jeweils die Kooperationspartner nicht in engem räumlichen Kontakt zueinander stehen müssen.

Grob formuliert ist der Verbund der Kontakt von Biotop zu Biotop oder von Ökosystem zu Ökosystem und die Vernetzung der Kontakt zwischen den Organismen eines Ökosystems. Beide hängen unausweichlich miteinander zusammen. Es ist verständlich, daß die Vernetzung zwischen den Populationen einer Art in zwei Wald-Lebensräumen, die dicht nebeneinander liegen, leichter ist, als wenn diese viele Kilometer auseinander liegen. Wenn Biotopketten in einer Landschaft liegen, bedeutet das also, daß die Kontakte der in ihnen lebenden Organismenbestände auch weitgehend zerrissen sind. *Zerrissene Lebensnetze* kennzeichnen eine ausgeräumte Landschaft. Aus dieser Form der »Entnetzung von Natur« ergibt sich ein wesentlicher Anteil der Gefährdung der natürlichen und naturnahen Ökosysteme und ihrer Artenbestände. *Ein Verbund- und Vernetzungskonzept für den Arten- und Biotopschutz muß die gestörten und zerstörten Verbund- und Vernetzungsverhältnisse wenigstens teilweise wiederherzustellen versuchen.* Eine solche Wiederherstellung (Renaturierung) kann nur auf der Basis der Kenntnisse der natürlichen Verbund- und Vernetzungs-Strategien gedeihen, die die Natur in Ökosystemen und innerhalb ihrer Arten bzw. zwischen den Arten entwickelt hat.

Im folgenden werden die verschiedenen Veränderungen von Verbund- und Vernetzungssystemen der Natur infolge anthropogener Einflüsse aufgezeigt. Anschließend sollen die Typen der in der Natur vorkommenden Verbund- und Vernetzungssysteme als Basis für ein Flächenschutz- und Renaturierungsprogramm aufgezeigt werden. Ein solches Flächenschutz- und Renaturierungsprogramm muß als Teil eines Generalplans »Natur- und Landschaftspflege« aufgefaßt werden.

* Nachdruck aus: Grüne Mappe 1986. Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein.

1. Veränderung der Vernetzung durch anthropogene Einflüsse

Etwa 97% der Flächen Mitteleuropas sind von Umwandlungen seitens des Menschen betroffen, die Verbund und Vernetzungen der Ökosysteme zerstört oder vermindert haben. Zerstörung des Verbundes steht zumeist in direktem Zusammenhang mit *extremer Flächenverkleinerung* ursprünglich großer Biotopbestände. Beispielsweise sind aus 5000 ha großen Mooren in Niedersachsen und Schleswig-Holstein im Laufe von 100–200 Jahren infolge von Entwässerungen, Abtorfung und Umwandlung in Kulturbiotope Moorbestände geworden, die heute meist nicht mehr als 10–30 ha Größe erreichen, wenn sie überhaupt noch vorhanden sind. Einerseits kennzeichnen also Kleinstbestände den Rest ursprünglich weitverbreiteter Lebensräume fast aller Biotoptypen. Aus der Biotopkartierung des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege, die bisher 6 Landkreise in Schleswig-Holstein erfaßt hat, wird die vor einigen Jahren schon von uns vorausgesagte Zahl von 10.000 einzelnen schutzwürdiger Biotopstücke für Schleswig-Holstein erkennbar. Die *Durchschnittsgröße dieser Biotopreste liegt zwischen 4 und 6 ha*, erreicht also kaum die Unterstgröße, die als Voraussetzung für die Schaffung eines Naturschutzgebietes gilt.

Hinzu kommt, daß diese Biotopfetzen in Landschaftsstücken liegen, die ihrerseits wieder durch 9000 km versiegelte Straßensysteme infolge von Verinselung einer Landschaft entstanden sind. In 1400 Stücke ist die schleswig-holsteinische Landschaft zerschnitten. Wenn man sich die vorhandenen 10.000 Biotopstücke gleichmäßig verteilt denkt, dann kämen auf ein Landschaftsstück von 1000 ha, das von Straßen umgeben ist, etwa 7 einzelne schutzwürdige Biotope von durchschnittlich 250×250 m Größe. Es liegt auf der Hand, daß in solchen Stückchen, die im Durchschnitt kleiner sind als die meisten Zoologischen oder Botanischen Gärten in der Bundesrepublik, keine Chance besteht, die noch vorhandenen Arten und Ökosysteme dauerhaft zu schützen. Oder anders ausgedrückt: *In dem augenblicklichen Zustand der Landschaft ist die Zukunft für die Mehrheit der Organismen-Arten, die mit dem Menschen heute noch zusammenlebt, besiegelt.* Ein über einige Jahrzehnte weiterlaufender, wahrscheinlich gar nicht mal mehr »schleichender« Artentod wird die Folge sein.

Die Entwicklung zur Parzellierung der Landschaft als typisches Kennzeichen menschlicher Einwirkung auf Landschaftsräume steht in umgekehrter Beziehung zu den Strategien der Natur, die mit Vernetzung arbeitet. Um sich selbst große Konzentrationen von typischen Menschen-Lebensräumen (Wohnstädten und Industriestädten) zu schaffen und die dazu benötigten Verbindungsstränge zu haben, hat sich der Mensch städtische Großräume geschaffen und dazwischen die Straßen und Kanäle als *Vernetzungssystem angelegt. Dort wo der Mensch seine Bereiche vernetzt, isoliert er die Natur.* Dieser Zusammenhang muß erkannt werden. Wer also für ein neues Verkehrsnetz plädiert, muß wissen, daß er das Naturnetz entsprechend zerstört. Aus diesen Geschehnissen ergeben sich vor allen Dingen zwei negative Folgenbereiche:

- a) Infolge des Abbruchs der bestehenden Verbund und Vernetzungskontakte zwischen Biotopen werden in der Regel *harte Grenzen* von einem naturnahen Biotop zum umgebenden Kultur-, Stadt- oder Verkehrs-Biotop aufgebaut.
- b) Es ergibt sich die *Unterschreitung der Minimalraumgröße* für gesamte Ökosysteme oder Biotope

und auch für viele der jeweils typischen Arten-Bestände innerhalb der einzelnen Biotope.

Auch der Naturschutz hat sich zum Teil schon an diese *Situation der Parzellierung* so weit gewöhnt, daß er froh ist, wenn er in die Reihe der noch vorhandenen »ökologischen Parzellen« noch eine neue einfügen kann. Man spricht deswegen von »Ökozellen«, die in eine Landschaft neu gesetzt werden müssen. In Wirklichkeit wird dadurch weitgehend die *Situation der Parzellierung indirekt akzeptiert*. Das sieht man auch daran, wenn man einen natürlichen Wald-Biotop wieder schaffen möchte und von »Wald-Parzelle« spricht. Es ist daher erforderlich, für die Erhaltung oder Wiederherstellung von natürlichen oder naturnahen Typen des Verbunds und der Vernetzung von Biotopen und Organismenbeständen, daß man die in der Natur vorhandenen Typen der Verteilung in einem Landschaftsraum als Zieltypus zugrunde legt. Ich betone, als »Zieltypus« zugrunde legt, da selbstverständlich der größte Teil der Landschaft – auch trotz aller Renaturierungskonzepte – für die Produktion menschlicher Nahrungsgüter und Rohstoffe vorgehalten werden muß. Die unter natürlichen oder naturnahen Verhältnissen vorhandenen ökologischen Kontakt-Typen müssen die Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes im Rahmen des Biotop- und Artenschutzes darstellen.

2. Typen der Vernetzung und des Verbunds in der Natur

Die Verflechtungen zwischen Individuen einer Art (Populationen) sind in der Regel zu einem vielseitigen Maschenwerk entwickelt, so daß die »Vernetzung« der Ausdruck von Teil- und Gesamt-Funktionen eines Ökosystems ist. Im folgenden wird ein Funktions-Schema für die Unterscheidbarkeit von Vernetzungstypen aufgestellt.

Die Vernetzungen zwischen Organismen in einem Ökosystem spielen sich auf verschiedenen Ebenen ab, zum Beispiel zwischen den Arten, die zu *verschiedenen Nahrungsstufen* gehören. Man kann auch zwischen »direkten« und »indirekten« Vernetzungen unterscheiden.

»Direkte Vernetzungen« bestehen bei den unmittelbar aufeinander folgenden Gliedern einer Nahrungskette, bei denen die eine Art von der Substanz der anderen Art lebt. »Indirekte Vernetzung« liegt zwischen Gliedern einer Nahrungskette oder eines Nahrungsnetzes vor, die keine unmittelbare Beziehung zueinander haben, sondern erst über Zwischenarten miteinander stofflich (im Rahmen des Stoffkreislaufes) in Beziehung stehen. Beispielsweise hat eine Wildbiene, die den Pollen einer Blüte einträgt, eine unmittelbare, »direkte« Beziehung zu einer Pflanzenart, während die an der Brut der Wildbiene im Nest lebenden Parasiten keine »direkte« Beziehung zu der Blütenpflanze haben, wohl aber »indirekt« von deren stofflicher Substanz abhängen.

2.1. Direkte Vernetzung innerhalb einer Art (intraspezifische Vernetzung)

2.1.1. Vernetzung der Organismen innerhalb einer Population einer Art (Populationsinterne Vernetzung)

Dies ist ein verbreiteter Typ der Vernetzung. Die Vernetzung ist besonders intensiv bei gesellig (aggregativ) oder sozial lebenden Arten, weil die Individuen dieser Art oft in unmittelbarem räumli-

chen Kontakt zueinander stehen. Solche Vernetzung besteht innerhalb einer Fortpflanzungsgemeinschaft (Angehörige einer Art) und damit genetisch ähnlicher Organismen.

Dieser Typ von intraspezifischer Vernetzung der Organismen ergibt beispielsweise folgende **ökologische Effekte**:

— Es entsteht eine *innerartliche Konkurrenz* um Nahrung im selben Biotop.

— Es ergeben sich *soziale Ansammlungen* (Aggregationen) zwischen den Individuen; dadurch entsteht wiederum vermehrte Konkurrenz, zum Beispiel um Wohnraum oder Brutraum; oder es entsteht eine hierarchische Konkurrenz um die Position in der sozialen Gruppe (z. B. bei Wirbeltieren).

— Es entstehen *Weibchen—Männchen-Beziehungen* (sexuelle Partnerschaften), um die Fortpflanzung zu sichern. Daneben entstehen Konkurrenzerscheinungen zwischen Weibchen oder zwischen Männchen um Weibchen. Diese Vernetzung bewirkt richtige Steuerung der Populationsdichte und der Verteilung der Individuen in einem Lebensraum.

2.1.2. Vernetzung zwischen verschiedenen Populationen derselben Art, aber an verschiedenen Standorten (Populations-interne Vernetzung)

Dies ist ein weitverbreiteter und daher ökologisch wichtiger Vernetzungstyp.

Eine solche Vernetzung ergibt folgende **ökologische Effekte**:

Es entsteht der notwendige genetische Austausch zwischen verschiedenen Teilpopulationen in unterschiedlichen Biotopbeständen desselben Biotoptyps. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit zu einer ständigen neuen Anpassung (Adaptation) an Veränderungen der Umwelt, die allerdings meist viel langsamer abläuft, als man sich dies in der Regel vorstellt.

2.1.3. Vernetzung zwischen verschiedenen taxonomisch abgegrenzten Arten desselben Lebensformtypus im selben Biotopbestand (interspezifische Vernetzung)

Die ökologischen Beziehungen zwischen verschiedenen Arten bestehen einerseits durch Gebrauch einer Art als Nahrungs-Ressource für die andere Organismen-Art. Dazu gehören zum Beispiel die Pflanzen-Pflanzenverzehr-Beziehungen, die Beute-Räuber-Beziehungen, die Wirt-Parasit-Beziehungen. Sie alle bauen die *Nahrungsnetze* der Natur auf.

Ein zweiter Typ wird durch die Konkurrenznetze in den Ökosystemen dargestellt. Sie bestehen beispielsweise zwischen räuberischen (episitischen) Arten gleicher Körpergröße und gleicher Wohnstätten (Habitationsanspruchs) mit dem gleichen Nahrungsanspruch. Oder sie bestehen zwischen pflanzenverzehrenden (phytophagen) Tierarten mit gleichen Wirtspflanzen als Nahrungssubstrat oder zwischen verschiedenen Parasiten-Arten, die zur selben Jahreszeit vom gleichen Wirtstier oder von der gleichen Wirtspflanze leben.

Diese Vernetzungstypen (Nahrungsnetze und Konkurrenznetze) ergeben im Ökosystem folgende **ökologischen Effekte**:

a) Es entstehen die für die Erhaltung der Ökosysteme und Arten mehr oder weniger festfügten Stoffkreisläufe und Energieflüsse. Die Stoffkreisläufe bestehen meist in den Ökosystemen aus

einer Produzentenstufe und 2–6 Konsumentenstufen, die hintereinandergeschaltet sind, und zusätzlich 2–6 an den einzelnen Konsumentenstufen ansetzenden Abfallverzehrer-Stufen. Eine Zerstörung oder Verminderung solcher Stoffkreislauf-Netze ergibt eine schlechtere Energieausnutzung und damit ein Absterben solcher Arten, die mit einem verringerten Stoff- oder Energieangebot eines bestimmten Typs nicht leben können.

b) Es entstehen die *vielseitigen Konkurrenz-Wirkungen in derselben »ökologischen Nische«*. Meist bewirken sie nicht gleichzeitig eine Verdrängung der weniger konkurrenzfähigen Arten. Statt dessen resultiert daraus, neben hoher Artenvielfalt, auch ein *bestimmtes Maß an Stabilisierung durch Beteiligung verschiedener Organismen-Arten an derselben Ressource* (Nahrung, Raum), aber mit jeweils verringerten Individuenzahlen. Gerade artenreiche Lebensräume weisen besonders viele Konkurrenz-Vernetzungen dieser Art auf und sind in der Regel dadurch stabiler als artenärmere Lebensräume desselben Biotoptyps.

2.1.4. Vernetzung zwischen verschiedenen Arten in Beständen verschiedener Biotoptypen (biotopübergreifende interspezifische Vernetzung)

Bei diesem Vernetzungstyp handelt es sich einerseits um Symbiose-ähnliche Erscheinungen, also um Vernetzungen unter Arten mit gegenseitigen Nutzeffekten. Zu diesem Vernetzungstyp wird beispielsweise der Besuch von Wildbienen-Arten gerechnet, die in einer renaturierten Trockenrasen-Kiesgrube brüten (Biotop A) und ihre Nahrung von Blütenpflanzen sowohl an einem nahe gelegenen Waldrand-Biotop (Biotop Ba) oder an einem Feldrain-Biotop (Biotop Bb) sammeln.

Hierzu gehören auch die *Doppelbiotopbeziehungen* vor allen Dingen der Wirbeltiere, beispielsweise eine Greifvogel-Art, die ihren Brutbiotop im Wald hat und auf Beutetierarten angewiesen ist, die ihren Nahrungsbiotop im Wiesen-Biotop besitzen.

Es ergeben sich daraus folgende **ökologische Effekte**:

Es entsteht eine Vernetzung von Tierarten zu Tierarten oder von Tierarten zu Pflanzenarten über verschiedene Biotoptypen — oft über größere Entfernungen — hinweg. Die Beziehungen äußern sich beispielsweise nicht nur als Nahrungseintrag in den Biotop A und einen anderen Biotop B. Sie können sich vielmehr auch als *Erhaltungslleistung für Arten im anderen Biotop auswirken*, beispielsweise durch die *Bestäubung von Blüten* als lebenserhaltenden Effekt für insektenblütige Pflanzenarten (in den Biotopen Ba und Bb). Durch diesen Vernetzungstyp entsteht also ein Nutzen für mindestens 2 Organismen-Arten und mindestens 2 Ökosystemtypen in zwei verschiedenen Biotoptypen, in der Regel aber über *indirekte Vernetzung* für noch viel mehr Organismen-Arten. Die *Beute-Räuber-Beziehungen* über Biotope hinweg können wichtige Regulationsfunktionen für ein anderes Ökosystem mit übernehmen, z. B. Regulation von Kleinnagern wie Mäusen im Wiesenbiotop durch Greifvögel mit Brutbiotopen im Wald.

2.2. Vernetzung und Verbund zwischen Ökosystemen (Biotoptypen)

2.2.1. Vernetzung von räumlich teilsolierten Beständen desselben Ökosystem- bzw. Biotoptyps

Die Kontakt-Herstellung von zwei auseinandergelassenen Flächen-Biotopen durch noch vorhandene schmale Saumbiotop-ähnlichen Charakters oder durch Neuanlage von Raumbiotopen kann auch als »Vernetzung« bezeichnet werden.

Zu diesem »Vernetzungstyp« gehören beispielsweise das Vorhandensein oder die Wiederherstellung eines räumlichen Kontaktes von zwei verschiedenen Wald-Beständen durch Vorhandensein oder Neugestaltung von zwei ökologisch mit diesen Waldrändern vergleichbaren Hecken-Säumen (Gebüschformationen), die sich als Netzstränge zwischen den beiden Wald-Beständen befinden.

Daraus ergeben sich folgende **ökologische Effekte**: Obwohl die beiden Waldbestände nicht mehr mit ihren gesamten Waldsaum-Bereichen aneinander grenzen (wie dies möglicherweise früher der Fall war), sondern nur noch mit schmalen Saumstreifen, können die Hecken einen gewissen Austausch zwischen den isolierten Art-Beständen beider Wälder ermöglichen. Solche Saumbiotop stellen natürlich auch nur einen ökologischen Kompromiß an eine bestimmte Nutzungsform (meist landwirtschaftliche) einer Landschaft dar. Ein Wallhecken-Netz in der Agrarlandschaft ist also nicht die beste Biotop-Form schlechthin und ersetzt auch nicht den Wald, sondern stellt nur eine »Linderungsmaßnahme« für die Natur dar. Wallhecken haben beispielsweise für die Fauna von zwei Waldbeständen, die sie verbinden, folgende Bedeutung:

— In einem für Wälder typischen feuchten und beschatteten Milieu können nicht flugfähige Arten eine Distanz von einigen hundert oder Tausenden Metern überwinden. Dadurch können sie von einem Waldbiotop zum anderen gelangen. Äcker und Wiesen wären für sie nicht überquerbar, teilweise auch aus Gründen der dichten Raumstruktur oder der anderen ökoklimatischen Bedingungen.

— Für flugfähige Wirbeltiere oder Wirbellose sind Wallhecken Orientierungslinien und gleichzeitig ständige, kurz hintereinanderliegende Landeplätze, die ihren Flug über offene, baumlose Biotop zur Nahrungsaufnahme oder zum Schutz in Teilflüge zerlegen helfen.

— Es besteht für Waldrand-Arten, die Blütenbesucher sind, ein »langsameres Vorarbeiten« an einem sekundären Waldsaum (Hecke) entlang zum nächsten Waldbestand. Damit wird den weniger orientierungsfähigen Wirbellosen-Arten — dazu gehören die meisten — gewissermaßen ein »Führungssystem« für das erleichternde Auffinden von Waldbeständen in einer sonst ausgeräumten Landschaft geboten.

— Für Arten mit geringen Raumansprüchen können Wallhecken die Waldsaumbiotop ersetzen. Dadurch ergibt sich eine Vergrößerung des vorhandenen Biotopbestandes der Waldsäume in der Landschaft.

2.2.2. Verbund zwischen Ökosystemen/Biotopen, die untereinander durch eine Abfolge ökologischer Entwicklungsprozesse (Sukzessionen) verbunden sind

Zu diesem Verbund gehört beispielsweise der Übergang von Röhrichtzonen zu feuchten Hochstaudenfluren und von diesen zu einer Bruchwaldzone. Dabei sind die Röhrichte die »jungen« Übergangsgebiete vom Wasser zu Landbiotopen mit vorwiegend aquatischer Prägung, während die feuchten Hochstaudenfluren meist semiterristische (amphibische) Biotop mit Landprägung darstellen.

Der Bruchwald ist die ökologisch älteste Zonierung, die meist nur noch unregelmäßig und selten (zu bestimmten Hochwasserzeiten) überflutet wird.

Zu diesem Verbundtyp gehört auch die Abfolge von Flachmoorbiotopen zu Großseggenriedern oder zu einer angrenzenden Feuchtwiesen-Zonierung.

Eine weitere Verbundfolge ist die von Trockenrasenbiotopen über trockene Eichen-Zitterpappel-Ebereschen-Gebüsch-Formationen zu einer trockenen Eichen-Birkenwald-Formation.

Daraus ergeben sich folgende **ökologische Effekte**: Verbund von ökologischen Zonierungen, die in einem ökologischen Entwicklungszusammenhang (Sukzessionsfolge) stehen; sie sind von einem besonders großen Artenaustausch untereinander geprägt und haben damit bei ihrer ungestörten Existenz eine besonders hoch zu veranschlagende gegenseitige Artenschutz-Wirkung.

2.2.3. Verbund von Ökosystemen/Biotopen, die in bezug auf wesentliche Faktoren miteinander ökologisch verwandt sind, die aber keinen unbedingten Zusammenhang von aufeinanderfolgenden Entwicklungsstadien darstellen.

Hierher gehört beispielsweise die Verzahnung von Halbtrockenrasen mit Trockenheide. Dabei muß der Trockenrasen nicht durch ökologische Entwicklung in Trockenheide übergehen, obwohl dies nicht ausgeschlossen ist. Ähnliche Zusammenhänge bestehen zwischen Hochmoor und Zwischenmoor oder zwischen Eichen-Birkenwald und trockenem Buchenwald (Buchenwald auf Grenzstandorten). Zwischen den jeweiligen Ökosystemen besteht jeweils ein erheblicher Populationskontakt von derselben Art, aber auch ein Artenaustausch von verschiedenen Arten.

Hierher gehört auch der Verbund von einem humosen, mittelfeuchten Wiesenbiotop mit einem humosen Ackerbiotop. Das gilt namentlich für Tierarten der Bodenoberfläche. Der Artenzusammenhang (Vernetzung) dieser Ökosysteme ist dann besonders deutlich an der Bodenoberfläche, wenn im Ackerbiotop nicht mit chemischen Pflanzenbehandlungsmitteln gearbeitet wird.

Eine sehr deutliche Verbundwirkung von hohem Vernetzungsgrad — also mit viel Organismen-Austausch und zahlreichen Artenbeziehungen — vollzieht sich auch zwischen Ackerbiotopen (auf Lehmboden) mit angrenzenden Feldrainen (auf demselben Bodentyp), soweit die Äcker nicht mit Herbiziden behandelt sind.

Daraus ergeben sich folgende **ökologische Effekte**: Der Artenaustausch der ökologisch miteinander verwandten Biotoptypen, die auch in ihrer gegenseitigen Beziehung von erheblichem ökologischen Bestand sind, ist dann besonders nachhaltig, wenn diese ökologisch verwandten Biotop räumlich in engem Zusammenhang (mit großen Verbund-Effekt) liegen. Wenn die Biotop ähnlich sind, können sie sich dadurch zu größeren Gesamtarealen ergänzen, etwa Halbtrockenrasen mit Trockenheiden (weil die Arteninventare zum Teil identisch sind). Dadurch wird möglicherweise bei beiden Biotopen im Verbund, also in Gemeinsamkeit, der Minimalraum überschritten. Diesen Minimalraum könnte zum Beispiel ein Halbtrockenrasen-Biotop für sich ohne Verbund mit einer Trockenheide nicht erreichen.

Solche Verbundsysteme ergeben zusammen eine höhere Artenvielfalt. Das gilt auch für die erwähnten Moorbiotop untereinander, wenn sie in Kon-

takt kommen. Das gilt auch für die verschiedenen Waldbiotope im gegenseitigen Kontakt. Auch die Wiesen- und Acker-Lebensräume können sich so ergänzen. Die Regenerations-Bedeutung von Feldrainen für angrenzende Äcker leitet sich ebenfalls aus diesem Typ des räumlichen Verbunds und der artbezogenen Vernetzung ab.

2.2.4. Verbund zwischen Ökosystemen/Biotopen mit vorwiegend räumlichem Kontakt, aber nur geringer ökologischer Verwandtschaft in ihren abiotischen und biotischen Einzel-faktoren

Dieser Verbundtyp ist meist geomorphologisch oder auch anthropogen bedingt und spielt vor allen Dingen für den Schutz von Arten mit Doppelbiotop-Ansprüchen eine Rolle.

Hierher gehören beispielsweise nebeneinander liegende Biotop-Kombinationen wie Buchenwald- und Steilküsten-Biotop oder wie Hanggebüsch- und Bachlauf-Biotop. Hierher gehören die Kombinationen von Ackerbiotop und Heckenbiotop oder von Wiesenbiotop und Pappel-Erlen-Kulturbiotop. Solche Biotoptypen sind ökologisch meist nicht näher miteinander verwandt.

Der hier geschilderte Verbundtyp ergibt folgende **ökologische Effekte:**

Die nach dem hier erwähnten Typ miteinander verbundenen Biotope ergeben durch ihren Kontakt vor allen Dingen für Arten mit großen Aktivitätsräumen ergänzende Lebensräume (Erweiterung von Minimalräumen).

Zum Beispiel gehören hierher der Biotop »Wald« zusammen mit dem Nahrungsbiotop »Weide« (etwa für bestimmte Kleinsäuger-Arten) oder der Nahrungsbiotop »Buchen-Altbestand« mit dem Nahrungs-Biotop »blühende Wiese« für bestimmte Schmetterlinge und andere Wirbellose. Von solchen Vernetzungstypen profitieren auch Wirbellosen-Arten, die beispielsweise im Sommer an Ufer-randzonen leben und dann in Hanggebüsch überwintern. Bekannt sind die Heckenbiotope als Überwinterungsareale für Arten, die im Sommer die Ackerbiotope besiedeln. Von diesen Verbundtypen profitieren auch die verschiedenen aquatisch lebenden Stadien von Wirbellosen wie Libellen-Larven, die als Erwachsenen-Stadien (Imagines) terrestrische Hochstaudenfluren oder die Waldränder als Nahrungsbiotop aufsuchen müssen.

2.3. Indirekter Verbund von Ökosystemen/Biotopen

Man kann von »indirektem Verbund« sprechen, wenn Ökosysteme/Biotope im Arten-Austausch stehen, aber sich nicht in direktem räumlichen Kontakt befinden. Dieser Verbund von Ökosystemen kommt in einer Reihe von Untertypen vor.

Der Kontakt zwischen den Ökosystemen/Biotopen wird dann gewissermaßen durch stark lauffähige oder besonders flugfähige Arten aufrechterhalten, die für ihren spezialisierten Biotoptyp gute »Such-Strategien« entfalten können. Während viele Vögel und Säugetiere ihre typischen natürlichen Biotope in der weiten Kulturlandschaft oft nach speziellen Such-Schemata finden können, geschieht dies bei vielen Wirbellosen-Arten mehr nach dem Zufallsprinzip. Für Wirbellose sind also kleine, natürliche Biotopbestände — in die Agrarlandschaft eingestreut — oft sehr schwer zu finden. Die Dichte der Verbreitungs-Stadien muß bei dieser Form von Zufallsverbreitung so groß sein, daß zufällig einige Stadien bei ihrer passiven oder aktiven Verfrachtung mit dem natürlichen Biotop

in Kontakt kommen. Sonst funktioniert kein Arten-Austausch mehr. Diese Kontakt-Wahrscheinlichkeit (Koinzidenz) ist umso größer, je größer die Punktdichte der betreffenden Biotoptypen in der Kulturlandschaft ist.

2.3.1. Indirekter Verbund im Zusammenhang mit überwindbaren ökologischen Barrieren

Bei diesem Verbundtypus geht man von einem Lauf- oder Flugaaustausch der Populationen einer Art in einem Biotop aus, dessen getrennte Bestände voneinander nicht voll isoliert sind. Das würde beispielsweise für einen *inselartigen Heidebestand* in einem Eichen-Birken-Niederwald gelten. Wenn die Niederwald-Bestände schmal und außerdem licht sind, können sowohl typische Bodenoberflächen-Arten (z. B. Laufkäfer) oder auch fliegende Tiere (wie Blattkäfer, Schmetterlinge usw.) einen Austausch von Heidebestand zu Heidebestand erreichen. Die trennenden Biotope dürfen dabei keine starken ökologischen Barrieren darstellen. Das würde aber der Fall sein, wenn es sich beispielsweise bei dem erwähnten Eichen-Birkenwald nicht um schmale Streifen, sondern um dichte geschlossene, kilometerbreite Hochwaldbestände handeln würde.

Eine ökologische Barriere mit starker Behinderung für den Artenaustausch würde beispielsweise auch ein dichtstehender größerer Fichtenwald für die Arten eines Trockenrasen-Biotops darstellen. Die Faktorenkombination »feuchter hoher Baumbestand ohne Unterwuchs« und »keine Besonnung auf den Boden« — wie dies beim Fichtenwald der Fall ist — stellt das ökologische Gegenteil von »niedrigem, hellem, trockenem Heidebestand mit großer Sonnenbestrahlung bis zum Boden« dar.

2.3.2. Indirekter Verbund von Beständen desselben Ökosystemtyps/Biotoptyps

Das Prinzip eines geförderten indirekten Verbunds besteht darin, daß man die Biotopbestände eines Typs, der geschützt werden soll, so nahe wie möglich aneinander heranbringt und die dazwischen befindlichen Biotopbestände anderen Typs möglichst stark in ihrer ökologischen Barriere-Wirkung einschränkt. Das gilt beispielsweise für zwei Alt-Eichenbestände, die durch größere monotone Fichtenbestände auf Sandboden ökologisch getrennt sind. Hier würde man die Fichtenbestände beseitigen und entweder einen jungen Eichenwald pflanzen oder sich auf dem Sandboden-Kahlschlag eine trockene Hochstaudenflur entwickeln lassen mit allmählichem Übergang über eine Buschformation zu natürlichem Waldaufwuchs.

2.3.3. Indirekter Verbund von Beständen verschiedenartiger ökologisch nicht verwandter Biotoptypen

Bestände verschiedenartiger ökologisch nicht verwandter Biotoptypen würde man im Rahmen einer normalen Naturschutz-Strategie nur in bestimmten Ausnahmefällen durch Anlage neuer ökologischer Biotope miteinander verbinden. Eine solche Ausnahme könnte beispielsweise in der Pflege von Verbund von Lebensräumen für große Säugetierarten (Wildarten) sein. Hierbei könnte es sich etwa um einen künstlich geschaffenen Zusammenhang eines *Äsungs-Biotops für Rotwild* auf der einen Seite einer Autobahn mit dem Einstands-Biotop (Hochwald) auf der anderen Seite einer

Autobahn handeln. Sie würden nicht durch naturnahe Biotope miteinander verbunden werden, sondern beispielsweise durch einen Wildtunnel die notwendige Biotopverbindung erhalten.

3. Strategien zur Wiederherstellung natürlichen oder naturnahen Verbunds/Vernetzung im Überblick

Für einen naturnahen Wiederverbund/Wiedervernetzung von Biotop- oder Artbeständen, die durch anthropogene Einflüsse isoliert worden sind, bedarf man verschiedener ökologischer Strategien.

Selbstverständlich ist, daß eine genutzte Kulturlandschaft — gleichgültig ob sie intensiv oder extensiv genutzt ist — zu einem hohen Anteil auch zukünftig keinen vollendeten Verbund-Charakter für Natur-Biotope mehr annehmen kann. Alle Maßnahmen im Rahmen der Renaturierung mit dem Ziel des Wiederverbunds und der Wiedervernetzung auf 10–20% der Fläche der gesamten Kulturlandschaft können nur eine Linderung der Landschaftsraumzerstörung darstellen.

Eine *Renaturierung durch Wiederverbund oder Wiedervernetzung* ist aber dann geboten, wenn Biotop- und Artenbestände in größerem Maße in einem Landschaftsraum gefährdet oder zerstört worden sind, so daß sie den räumlichen und ökologischen Zusammenhang zueinander verloren haben oder zu verlieren drohen.

Wiederverbund im Sinne von Erweiterung ist auch dann erforderlich, wenn Einzelbestände von Biotopen die *tolerierbare Minimalgröße unterschreiten*. Sie bedürfen dann der Erweiterung ihres Areals durch ökologisch gleichartige oder ähnliche Flächen in unmittelbarer oder in hinreichender Nähe.

3.1. Natürliche Strategien von Verbund und Vernetzung

Die Strategien von Verbund und Vernetzung von Biotopen basieren vorwiegend auf vier Grundprinzipien der Pflege oder Neuentwicklung von Flächen:

3.1.1. Erweiterung von Arealen

Eine wichtige Strategie der Vernetzung besteht in der *Erweiterung von Arealen* für ein Ökosystem oder eine gefährdete Art bzw. Artengruppe (z. B. Gattung, Familie), eine Population oder eine Lebensformtypen-Gruppe (z. B. blütenbesuchende Insekten oder Insekten des Uferbereiches). Die Erweiterung des Areals kann durch Aufbau von Kontaktzonen (Saumstreifen u. a.) zu einem zweiten, vorher ökologisch oder räumlich isoliert gelegenen Areal gleichen Biotoptyps oder durch ökologische Renaturierung von Umgebungsbereichen (z. B. Einstellung schädigender Nutzung) geschehen.

3.1.2. Aufbau ähnlicher ökologischer Biotope in unmittelbarer Nähe

Zur Stabilisierung des Ökosystems eines Weihers kann beispielsweise eine Reihe solcher Weiher in einer Wiesenlandschaft angelegt werden. Dadurch findet ein ständiger Artenaustausch statt, der Fehlentwicklungen in einem einzelnen Weiher ausgleichen kann.

3.1.3. Förderung von Folgeentwicklungen (Sukzessionen) von Biotop- oder Ökosystemketten

Durch Sukzessionsabläufe entstehen häufig ökologische Zonierungen. Das gilt vor allen Dingen für Biotoptypen, die durch Verlandungen (z. B. Moore, Uferzonen oder Anlandungen (z. B. Salzwiesen) miteinander in Verbindung stehen. Oft besitzen Zonierungen verschiedener miteinander in Verbindung stehender Biotope soweit übereinstimmende Arten-Inventare, daß sie sich gegenseitig zu einem größeren Biotopkomplex ergänzen, der wesentlichen Artenanteilen dann einen großflächigen Austausch gestattet.

3.2. Biotopschutz für Arten mit Doppelbiotop-Ansprüchen

Für bestimmte Tierarten müssen Bestände von zwei oder mehr verschiedenen Biotoptypen in räumlicher Nähe zueinander vorhanden sein oder wieder entwickelt werden. Es handelt sich dabei um Tierarten mit Doppelbiotop-Ansprüchen, die schon aus dem Grunde dieses Spezialanspruches an die Beschaffenheit eines Landschaftsraumes in der Regel besonders gefährdet sind.

Beispiele für solche Doppelbindungen sind:

a) Brutbiotop und Nahrungsbiotop müssen in unmittelbarer Nähe liegen. Dieses gilt beispielsweise für die meisten Greifvogel-Arten, aber auch für Wildbienen (Apidae), Faltenwespen (Vespidae), Grabwespen (Sphecidae).

b) Sommerbiotop und Überwinterungsbiotop
Für eine Reihe von Arten müssen diese in der Nähe liegen (z. B. für Laufkäfer der Uferbiotope, die möglichst in der Nähe höhergelegene Trockenrasen oder zumindest weniger nasse Areale haben müssen). Für sehr lauf- oder flugaktive Arten können Sommer- und Überwinterungsbiotop weiter auseinanderliegen. Dies gilt zum Beispiel für gut flugfähige Insekten-Arten wie Blattkäfer (Chrysomelidae) oder für Rüsselkäfer (Curculionidae). Für Amphibien und Reptilien ist es erforderlich, daß Sommer- und Überwinterungsbiotop nicht durch Straßen getrennt sind. Flugfähige Insekten können diese leichter überwinden. Arten, die an die Überwindung der Entfernung zwischen Sommerbiotop und Überwinterungsbiotop durch Laufen gebunden sind, werden durch Straßensysteme in besonderem Maße gefährdet.

c) Jugend-Biotop und Erwachsenen-Biotop
Eine solche Biotop-Kombination wird zum Beispiel von Amphibien, vielen Fischarten, vielen im Larvenstadium im Wasser lebenden Insektenarten, wie Libellen (Odonata), Eintagsflüglern (Ephemeroptera), Steinflüglern (Plecoptera), gefordert. Für Amphibien ist die Kombination von verschiedenen Weihertypen mit feuchten Uferändern, für Fische die Kombination aus Röhrichtzonen (Laichbiotope) und tiefen Wasserzonen, für die Eintagsflügler sind sauerstoffreiches Wasser für die Larven und windgeschützte Ufer für die Durchführung von Schwärmflügen erforderlich.

d) Trockenphase-Biotop und Nässephase-Biotop

Eine solche Biotop-Kombination ist zum Beispiel für viele Wirbellosen-Arten erforderlich, die eine bestimmte Feuchtigkeitsstufe benötigen, um mit dem jahresperiodischen oder witterungsbedingten Wandel der Bodenfeuchtigkeit (z. B. in Trockenphasen oder in Niederschlagsphasen) den Biotop wechseln zu können. Dies gilt zum Beispiel für Laufkäferarten der Feuchtwiese, die in trockenen Sommern zu den Uferändern von Weihern wan-

dern, oder für Bienenarten trockener Boden-Sandflächen, die in nassen Sommern nur in Steilwänden erfolgreich brüten können, wo ihre Brutgänge gegen das Eindringen von Regenwasser geschützt sind.

3.3. Mechanismen zur Aufhebung der anthropogenen Isolation

Die meisten Strategien für Verbund oder Wiedervernetzung sollen die Mechanismen der anthropogenen Isolation von Biotopen oder Arten aufheben. Um dieses Ziel erreichen zu können, ist es erforderlich, die jeweiligen Mechanismen der Isolation an Ort und Stelle zu analysieren.

Die anthropogene Isolation von Biotopen entsteht vor allem durch **drei verschiedene Faktorengruppen**:

a) **Verkehrswege sowie Siedlungs- und Wohngebiete – inklusive der Wanderwege** (letztere insbesondere für akustisch und visuell empfindliche Vögel- und Säugetierarten) – schließen natürliche/naturnahe Biotope ein.

b) **Landwirtschaftliche Intensivkulturen auf Äckern und Grünland** (hier insbesondere Futtergraskulturen für Silage) stellen durch die strukturelle, mikroklimatische und chemische Beschaffenheit ihrer Bodenoberfläche oder Vegetation eine große ökologische Barriere für viele Tierarten dar.

c) **Anlage von dicht schließenden forstlichen Monokulturen** wirken nachhaltig als Großbarriere für die Ausbreitung von Wirbellosen.

Alle drei Haupttypen der Isolation wirken zunächst verdrängend auf die hier früher vorhandenen Biotope und Arten. Sie stellen nach ihrer Etablierung also vor allem auch »ökologische Barrieren« gegenüber den natürlichen oder naturnahen Restökosystemen in ihrer unmittelbaren Nähe dar. Es ist daher erforderlich, daß Strategien zur Minderung der ökologischen Barriere-Wirkung von Kulturbiotopen, Straßen, Wegen und Siedlungen usw. entwickelt werden, die diese Kulturbiotope gegenüber den natürlichen oder naturnahen Biotopen in ihrer Umgebung entfalten. Die ökologische Barriere-Wirkung der landwirtschaftlichen Intensiv-Kulturen und der aus einer oder wenigen Baumarten (vielfach nicht einmal standortgerecht) aufgebauten Forsten wird vielfach unterschätzt. Dasselbe kann auch für Deiche an den Küsten gelten (z. B. Trennung von Nahrungs- und Brutbiotopen für Seevögel).

3.3.1. Strategien zur Minderung der ökologischen Barriere-Wirkung von landwirtschaftlichen Intensiv-Kulturen

Intensiv genutzte Agrarflächen sollen durch **folgende Maßnahmen** eine Verminderung ihrer ökologischen Barriere-Wirkung für andere Ökosysteme erfahren:

a) **Verminderung der Schlaggröße (gemessen am geringsten Abstand zwischen zwei angrenzenden Saumbiotopen)**: Handtuchförmige Schlagformen, die nicht breiter als 150–200 m sind, sollen bevorzugt werden. Diese Schlagformen lassen den Einsatz von Großmaschinen zu, obwohl sie nur eine geringe Abstandsbreite der Randstreifen besitzen, da sie beliebig lang gestaltet sein können.

b) **Erhaltung und Aufnahme von naturnahen Kleinbiotopen** (z. B. Tümpel, Weiher, Feldgehölze, Halbtrockenrasen) in die Agrarflächen in großer »Punktdichte«: *Renaturierung von Kleinbiotopen im landwirtschaftlichen Raum.*

c) **Erhaltung und Aufbau von Saumbiotopen**: Dazu gehören begleitende Feldraine, das Grünland begleitende Wiesenraine, Gebüsche, Hecken und Waldsäume. Feldraine und Wiesenraine sollen eine Breite von mindestens 3–5 m erhalten. Gebüschsäume oder Hecken sollen eine Breite von mindestens 5–7 m haben, um eine ökologische Wirkung zu entfalten. Es muß also eine Renaturierung vor sich gehen. Vor Hecken sollen mindestens 1 m breite Feldrain-Streifen nicht gepflügt und mehrjährig ungemäht bleiben, um die harten Übergänge von Äckern zu Hecken abzumildern. Viele Hecken-Tierarten brauchen einen ständigen Feldrain vor dem Heckensaum für einen Austausch im Tag-Nacht-Zyklus oder Sommer-Winter-Zyklus bzw. zum Wechsel bei unterschiedlichen Witterungsperioden oder auch zum Wechsel der Nahrung. 0,5 m breite Feldraine entfalten nirgendwo eine Saumbiotopwirkung in der Kulturlandschaft.

d) **Verhinderung der chemischen Belastung und der mechanisch-strukturellen Veränderung von Klein- und Saumbiotopen.** *Die chemische Belastung erfolgt vor allen Dingen durch Dünger und Schädlingsbekämpfungsmittel; die mechanisch-strukturelle Belastung erfolgt vor allen Dingen durch den Einsatz von Großmaschinen.* Die Mahd von Feld- und Wiesenrainen und der Rückschnitt von Hecken soll nur nach ökologisch abgestimmten Pflegeplänen erfolgen. Feld- und Wiesenraine sollen in der Regel nur in mehrjährigen Abständen in zeitlich versetzter Folge gemäht werden bzw. einige Feldrain-Bestände allenfalls einmal pro Jahr. Die Reduzierung der Mahd dient dazu, vermehrt Hochstauden-Arten mit den auf sie spezialisierten Tierarten in größeren Prozentsätzen zur Entwicklung kommen zu lassen. Außerdem sind Hochstaudenfluren wichtige Brutplätze für Vögel (z. B. für die Nachtigall in Brennesseln).

e) **Verminderung des Einsatzes chemischer Mittel auf den Agrarflächen**: Diese Maßnahmen sollen im Zusammenhang mit der Entwicklung von Methoden des »Integrierten Pflanzenschutzes« (der »Integrierten Pflanzenproduktion«), der »Biologischen Schädlingsbekämpfung« und der Förderung des »Ökologischen Landbaus« erfolgen.

f) **Einrichtung von chemisch nicht mehr behandelten »Extensivkulturen« in Acker- und Grünlandbereichen als netzartige Randstreifen der genutzten Flächen** neben den Feldrainen und Hecken oder als **großflächige »Extensiv-Kulturen«**. Dazu sollen Abmachungen mit vertraglich gesicherter Entschädigung für entgangenen Nutzen mit den Landwirten getroffen werden. Extensiv genutzte Randstreifen von 10–15 m auf Äckern (ohne Herbizid- und Insektizid-Einsatz) oder in Grünland (mit nur 1 Mahd oder mit nur kurzfristiger Beweidung bzw. mit geringer Düngung) wirken sich positiv auf die Artenvielfalt und auf die Entwicklung typischer Arten in den Kulturbiotopen aus. *Für die Entwicklung der Fauna genügen keinesfalls schmale Randstreifen an Äckern, die nicht mit Pestiziden behandelt werden.* Statt dessen sollen hier auch größere Flächen in bestimmten Bereichen, die mindestens 50–70 m breit sind und eine Größe von 3–5 ha besitzen, zur Verfügung gestellt werden.

3.4. Minderung der ökologischen Barriere-Wirkung von forstlichen Monokulturen

Forstliche Monokulturen sollen durch folgende Prinzipien eine Verminderung ihrer ökologischen Barriere-Wirkung erfahren:

a) Einrichtung von durchlaufenden, hinreichend besonnten Waldschneisen als Begleitareale von Forst- und Wirtschaftswegen.

Beispiele für Verbund und Vernetzung

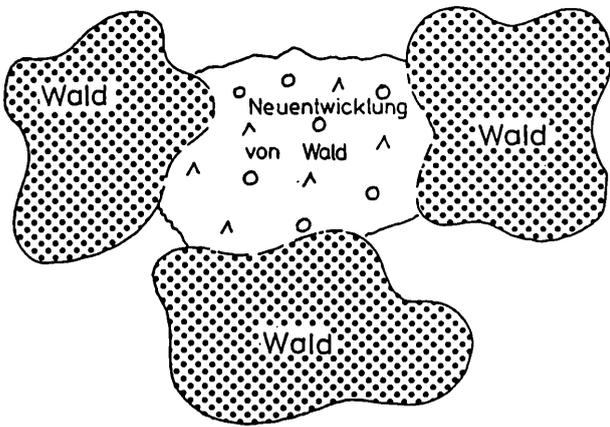


Abb. 1
1. Verbund von Biotopen/Ökosystemen durch flächige Biotope
 Beispiel: Verbund von Waldbiotopen durch breitflächige Neuentwicklung von Wald

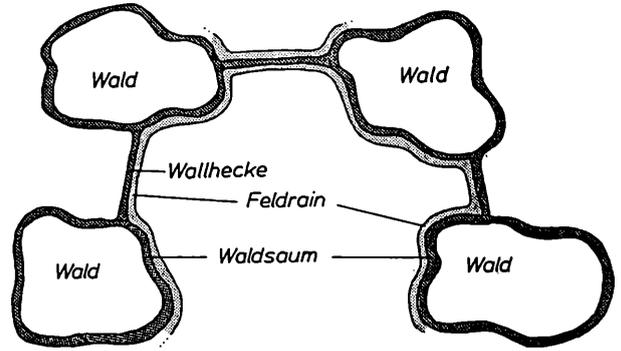


Abb. 2
2. Verbund von Biotopen durch Saumbiotope
 Beispiel A: Vernetzung von Waldsäumen durch Anlage von Hecken, Knicks oder Gebüschreihen

Abb. 3
2. Verbund von Biotopen durch Saumbiotope
 Beispiel B: Vernetzung von Flachmooren durch Sumpfgärten mit Anlage von Pufferzonen und Erhöhung der Punktdichte von Wiesenweihern und Wiesentümpeln

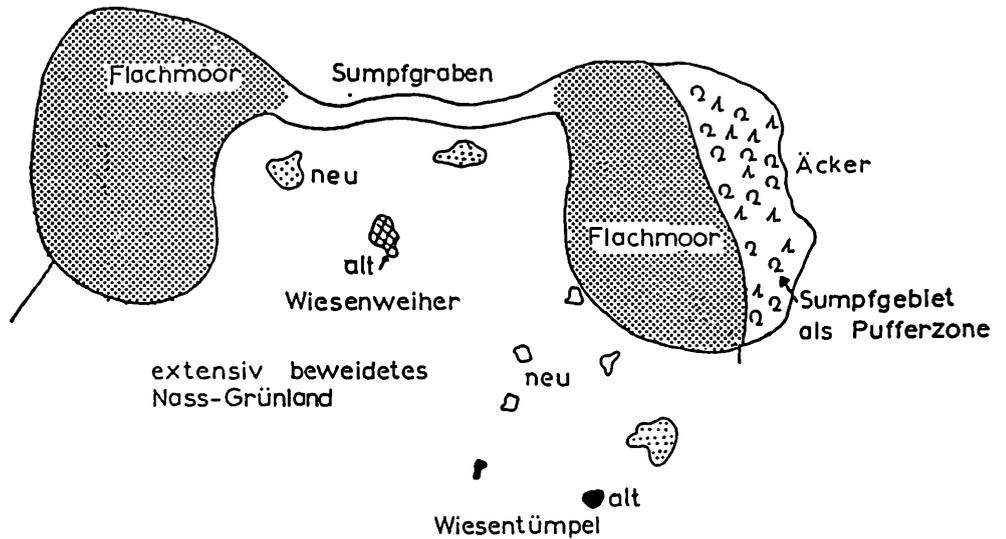
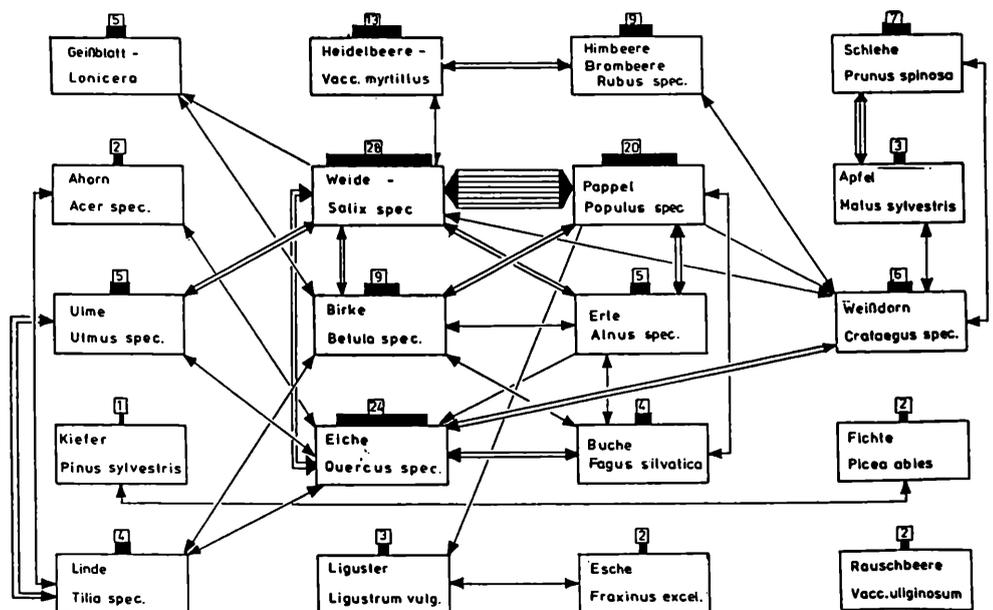


Abb. 4
3. Vernetzung von Pflanzenarten mit Tierarten in einem Waldökosystem
 Beispiel: 20 Baum- und Straucharten mit ihren Eulenfaller-Arten.



3 Artenzahl pflanzenverzehrender (phytophager) Arten an der jeweiligen Wirtspflanze

→ Anzahl der Linien entspricht Anzahl der gemeinsamen Arten

b) Entwicklung von nichtbewaldeten, trockenen und feuchten Waldwiesen von jeweils größerer Fläche in größerer Punktdichte.

c) Erhaltung und Entwicklung von Altholzbeständen (ohne forstliche Bewirtschaftung) in jeweils genügender Größe der Einzelareale und in größerer Punktdichte; Erhaltung von Totholzbeständen (ohne Holzentnahme).

d) Aufbau von baumartenreichen Mischbeständen (unter Verringerung der Nadelholzanteile) mit artenreicher Kraut- und Strauchschicht unter Gewährung eines höheren Lichteinfalls bis zur Bodenzone.

e) Vermehrte Einführung der Plenterwald- und Femelwald-Betriebsform unter besonderer Förderung der natürlichen Verjüngung artenreicher Bestände. Die ökologischen Strategien zur Verbesserung der Vernetzung und Verbundwirkung von Wäldern sollen zunächst in den Wäldern durchgeführt werden, die im Besitz der öffentlichen Hand sind.

3.5. Abbau der ökologischen und mechanischen Barriere-Wirkung der Verkehrswege

Der Abbau der ökologischen Barriere-Wirkung der Verkehrswege muß aus Gründen der größeren Austauschfähigkeit von Populationen, aus Gründen der Überschreitung der Minimalraumgröße angrenzender Biotope (Verringerung des Isolationseffektes), zur Herabsetzung der Verkehrs-Todesquote und zur Verringerung der akustischen und visuellen Beunruhigung (bei besonders empfindlichen Arten) dringend erfolgen.

Folgende Strategien zur Minderung der Isolationswirkung oder der Todesraten von Verkehrswegen sollen eingeschlagen werden:

— Bau von Säugetier-, Amphibien- und Reptilientunneln.

— Anlage, Schutz und Pflege von breiten, grünen, artenreichen, standortgerechten Straßenrand-Biotopen bei vermehrter Berücksichtigung der natürlichen Selbstentwicklung der Vegetation. Zu den notwendigen Pflegeprinzipien gehört die Verringerung der Mahdfolge. Es soll der 1 m breite Nebenstreifen neben der Fahrbahn zwecks Erkennbarkeit der Fahrbahnmarkierung höchstens 1–2mal pro Jahr gemäht werden, die danebenliegenden Bereiche aber höchstens einmal im Jahr bis einmal alle vier Jahre. Dabei sollen die Mahdzeitpunkte für die einzelnen Straßenrand-Abschnitte unterschiedlich sein. Der Wechsel der Mahdzeit soll – je nach Bestand und Biotoptyp – zwischen Juni und September liegen. Die einzelnen Straßenrand-Abschnitte werden nach detaillierten Pflegeplänen jeweils wieder zur gleichen Zeit wie im Vorjahr gemäht, um eine langfristige Einpassung der Entwicklungsfolge der jeweiligen Vegetation und Fauna in typischen Mahdzeiten zu ermöglichen.

— Anlage von höheren Gebüsch- und Waldsaum-Formationen im bestimmten Abstand zur Straße. Gebüsche und Baumstreifen sollen zum besseren Sicht- und Lärmschutz, zum Abschirmen gegen chemische Emissionen durch den Kraftfahrzeugbetrieb und zur Verminderung des Verkehrstodes von Vögeln, Fledermäusen und schnellfliegenden Insektenarten führen (durch Erreichung höherer Überflughorizonte über die Straße), aber höchstens ein Drittel der Straßenrandbiotope einnehmen.

— Einstellung der Herbizidanwendung zur Straßenrandpflege.

— Einschränkung des Streusalz-Gebrauchs.

4. Berücksichtigung der Minimalraum-Ansprüche für Ökosysteme/Biotope

Die Beachtung der Minimalraum-Ansprüche der verschiedenen Ökosystem-Typen (Biotoptypen) und verschiedenen Arten ist besonders bedeutsam für ein wirksames Vernetzungskonzept. Dazu liegen bereits gesonderte Angaben vor (s. HEYDEMANN 1981):

— Die Ansprüche an die Minimalgröße von **Großflächen-Biotopen** (z. B. Heiden, Feuchtwiesen, Moore, Trockenrasen, Waldbiotope, Salzwiesen) liegen durchschnittlich zwischen 200 und 1000 ha.

— **Die Minimalgrößen von Saum-Biotopen** (z. B. Feldrainen, Hecken, Waldsäumen, Röhrichtzonen, Schwimmblattgesellschaften) liegen durchschnittlich bei Streifenbreiten von 3–50 m und bei Saumlängen zwischen 1 und 10 km. Dabei können die Streifenbreiten von Feld- und Wiesenrainen schmaler sein (Minimalbreite von 3–5 m) als die von Hecken (4–10 m) und von Waldsäumen (20–50 m), bzw. Röhrichtzonen (20–100 m).

— **Die Minimalgrößen von Kleinbiotopen** (z. B. Tümpel, Weiher, Feldgehölze, Baumgruppen) sind nicht exakt festlegbar. Die dauerhafte Existenzfähigkeit von aquatischen Kleinbiotopen hängt aber entscheidend von der Ausbildung **größerer Pufferzonen** um diese Kleinbiotope zu den intensiver genutzten Randbereichen ab. Tümpel und Weiher unter 50–100 m² Fläche haben in der Regel nur eine geringe Existenzdauer. Feldgehölze und Baumgruppen sind zwar als Überflugsareale oder Trittstellen für überwandernde Arten auch bei geringer Größe von Bedeutung, entwickeln aber nur dann eine eigenständige Fauna (z. B. vom Typ der Waldbiotope), wenn sie etwa eine Größe von 10–20 ha erreichen.

5. Bedeutung von Pufferzonen um Kleinbiotope und empfindliche Großflächen-Biotope (z. B. nährstoffarme Heiden, Moore, Magerrasen)

Da die Mehrheit der schutzwürdigen Biotope heute nur noch in Beständen zur Verfügung stehen, die in der Regel unterhalb ihrer Minimalgrößen liegen, also weniger als 50% des typischen Artenbestandes im einzelnen Biotopbestand besitzen, ist das Vorhandensein oder die Entwicklung von Pufferzonen von umso größerer Bedeutung, um die Restbestände der Arten in diesen Biotopen vor negativen Außeneinflüssen möglichst intensiv zu schützen. Ursprünglich haben die großen Biotopbestände zur Erhaltung ihrer eigenen Regulationsfähigkeit in den Randbereichen von sich aus entsprechende Pufferzonen entwickelt, da die *Übergangszonen (Ekotone)* zu den angrenzenden Biotopen in der Regel diese *Pufferwirkung* besitzen.

Unter »Pufferzonen« verstehen wir saumartig ausgedehnte Biotopzonen, die gegenüber anthropogenen oder sonstigen Außeneinflüssen eine geringere Empfindlichkeit haben als das Kerngebiet der schützenswerten Biotopbestände (meist aufgrund eines veränderten Artenbestandes mit jeweils größerer ökologischer Elastizität). Die Pufferzonen selbst gehören in der Regel nicht in die gleiche Prioritäts- bzw. Gefährdungsstufe (bezogen auf ihre Schutzwürdigkeit) wie die »Kerngebiete«, für die sie die Randbegrenzung darstellen. Pufferzonen sollen die anthropogenen Einflüsse auf das Kerngebiet der Schutzzone mindern helfen. Dadurch stellen sie an sich wiederum eine »ökologische Barriere« für die typischen Arten des Kerngebietes dar.

Die negative Wirkung dieses »ökologischen Barriere-Effektes« (Isolation) der Pufferzonen auf das Kerngebiet muß — das ist bei der Entwicklung zu beachten — in jedem Fall geringer sein als die positive Wirkung im Sinne des Abhaltens von anthropogenen Einflüssen von außen. Dazu bedarf es der Entscheidung über den Typus der Pufferzone, deren Breite und Durchlässigkeit von Fall zu Fall, an Ort und Stelle und je nach dem zu schützenden Biotoptyp. Für die Flugausbreitung von typischen Arten der Kerngebiete schützenswerter Biotope stellen Waldstreifen als »Pufferzonen« eine größere Isolationswirkung dar als Gebüschformationen und Krautfluren.

Beispiele für die Anlage von Pufferzonen

Im folgenden werden einige Beispiele für bestimmte Pufferzonen im Verhältnis zu bestimmten schützenswerten Biotoptypen genannt:

- Für **Flachmoore**: extensiv genutzte Feucht- und Sumpfwiesen als Pufferzone.
- Für **Hochmoore**: Kiefern-Birken-Bruchwald oder Feuchtheide als Pufferzone.
- Für **Sumpfwiesen**: Erlenbruch als Pufferzone.
- Für **Heiden und Trockenrasen**: Eichen-Birken-Gebüsch als Pufferzone.
- Für **nährstoffarme (oligotrophe) Seen**: nicht bewirtschaftete Gebüsch- und Waldformationen oder nährstoffarme (oligotrophe) Trockenrasen als Pufferzone (kein Acker oder keine gedüngten Wiesen bzw. Weiden).
- Für **Tümpel und Weiher**: Weiden oder Erlengebüsche und ungemähte Wiesen- bzw. Hochstaudenfluren.

Zur Finanzierung des Flächenschutzes in Schleswig-Holstein

Wenn innerhalb eines *Zwanzig-Jahres-Planes* weitere 10% — zusätzlich zu den bisherigen Naturschutzgebieten — als Vorrangflächen für den Naturschutz in Schleswig-Holstein ausgewiesen werden sollen, stellt dies eine Gesamtfläche von 155.000 ha dar. (Das Wattenmeer nicht eingerechnet.) Davon befinden sich ca. 75.000 ha im Besitz der öffentlichen Hand, und 80.000 müßten aus dem Privatbesitz erworben werden. Innerhalb von 20 Jahren müßten dann ca. 80 Millionen Mark jährlich aufgebracht werden, wenn man von einem durchschnittlichen Flächenkaufpreis von 20.000 DM pro Hektar ausgeht. Bei diesem Flächenpreis wird davon ausgegangen, daß bei der Übernahme von agrarischen Bereichen die produktionsreichen Areale nur zu einem wesentlich höheren Hektarpreis angekauft werden können, während zur Zeit nicht genutztes oder wenig nutzbares Gelände zu weit geringeren Hektar-Preisen zur Verfügung steht.

Der Umfang dieser Finanzierung entspricht nicht einmal annähernd den Aufwendungen aus der Gemeinschaftsaufgabe »Verbesserungen und Agrarstruktur des Küstenschutzes für den Bereich des Landes Schleswig-Holstein«. Ein erheblicher Teil dieser Gelder könnte aus dem Bereich der Flurbereinigung und der Agrarpreis-Subventionierung kommen. Im übrigen muß verlangt werden, daß eine zusätzliche Gemeinschaftsaufgabe »Flächenhafter Naturschutz« (Renaturierungs-Programm) von Bund und Ländern aufgelegt wird. Schon vor mehreren Jahren ist seitens des Bundes an die Länder das Angebot ergangen, eine Gemeinschaftsaufgabe »Naturschutz« auf Gesetzesebene zu verabschieden. Die Länder haben seinerzeit abgelehnt.

Nunmehr ist es höchste Zeit im Rahmen der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes die entsprechenden gesetzlichen Voraussetzungen für die flächenhafte Renaturierung in der gesamten Bundesrepublik zu schaffen. Damit wäre gleichzeitig ein umfangreiches Arbeitsprogramm im Rahmen der Neugestaltung der begleitenden wissenschaftlichen Untersuchungen aufzulegen, das alleine in Schleswig-Holstein über 3000 Arbeitsplätze erbringen könnte. Ein **Landschaftsprogramm** im Sinne eines Renaturierungs-Programms wäre die wichtigste Grundlage eines »**Generalplans Naturschutz und Landschaftspflege**« in Schleswig-Holstein, den es immer noch nicht gibt. Innerhalb dieses Planes müssen die bereits vorhandenen Landschafts-Rahmenpläne und Landschafts-Pläne neu konzipiert werden, da sie — soweit sie schon verabschiedet sind — den flächenbezogenen Ansprüchen an einen modernen Naturschutz meist keinesfalls entsprechen.

Neben der finanziellen Voraussetzung ist die *personelle Situation* entscheidend zu verbessern. Die Unterbringung zahlreicher Biologen und Landschaftspfleger sowie ähnlich ökologisch ausgebildeter Wissenschaftler in den betreffenden Behörden und anderen Instituten könnte einen hohen Anteil der Arbeitslosigkeit von Hochschulabsolventen aus den ökologischen Fächern abbauen. Entscheidend ist in dem Zusammenhang aber auch die Entwicklung entsprechender *regionaler Forschungsprogramme* für das Land Schleswig-Holstein, die für die ganze Bundesrepublik *Modelldarstellung haben können*.

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. Berndt Heydemann
Zool. Institut der Univ. Kiel
Abt. Angewandte Ökologie
Olshausenstr. 40–60
2300 Kiel 1

Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen?

Josef H. Reichholf

1. Was bedeutet Biotop-Verbund?

Naturnahe Biotope geraten in der modernen Intensivnutzungslandschaft zunehmend in eine mehr oder weniger stark isolierte Lage. Die Isolationseffekte, die von der quasi-industriellen Landnutzung ausgehen, werden von Straßen verstärkt, die so von Kraftfahrzeugen frequentiert sind, daß die meisten Versuche von Tieren, diese Straßen zu überqueren, mit dem Tode enden. Die Folgen dieser Entwicklung, die in den vergangenen Jahrzehnten der mitteleuropäischen Landschaft ein in gewissem Sinne völlig neues Gepräge gegeben haben, lassen sich überall nachweisen, wo immer darüber nachgeforscht wird. Sie können auch als eine wesentliche Komponente der Gefährdung von Arten gelten, wenngleich es nicht immer einfach ist, die Wirkungen, die sich mehr indirekt aus der Lage im Raum und aus der Beziehung zu anderen naturnahen Gebieten ableiten, mit hinreichender Klarheit zutage zu fördern.

Dennoch erscheint die Annahme, ja die Befürchtung berechtigt, daß sich die »Landschaftsökologie« unter dem Zwang der Realitäten immer mehr zu einer »Inselökologie« hinentwickelt. Die Resultate der vorliegenden Untersuchungen (vgl. die Beiträge in den ANL-Laufender Seminarbeiträgen 7/84, insbesondere die Übersicht von MADER 1984) zeigen ganz klar, daß diese Entwicklungstendenz existiert.

Es erscheint daher nur folgerichtig, die verinselten Lebensräume in geeigneter Weise wieder so miteinander zu verbinden, daß die schlimmsten Folgen der Verinselung vermieden, zumindest aber gemildert werden. Das ist der Kerngedanke des Biotop-Verbundes.

2. Was soll der Biotop-Verbund leisten?

Die verschiedenen Biotope bilden naturgemäß ein mehr oder weniger grobes oder feines Mosaik in der Landschaft, das aus Unterschieden in der Bodenbeschaffenheit, der Geländestruktur und den Variationen kleinörtlicher Klimabedingungen Vielfalt schöpft, die bei extensiver Nutzung durch den Menschen häufig sogar noch gefördert wird. Großflächig einheitliche Biotoptypen sind selten, es sei denn die abiotischen ökologischen Bedingungen weisen über große Flächen hin keine nennenswerten Unterschiede auf. Das kleinflächige Mosaik erhält durch die Sukzessionen dominanter Pflanzenarten oder ganzer Pflanzengesellschaften eine zeitliche Variabilität, die sich der räumlichen überlagert. Im Zusammenwirken beider entsteht die tatsächliche Habitatsvielfalt, deren Ausdruck die Artenmannigfaltigkeit (Arten-Diversität) ist.

Diese natürliche Diversität sinkt, wenn entweder durch steuernde Eingriffe des Menschen die natürliche Vielfalt der Lebensbedingungen vereinheitlicht wird (Entwicklung zu großflächigen Monokulturen), oder wenn das Mosaik zu »grobkörnig« wird, d. h. wenn eine zu starke Entmischung stattfindet. Die Folgen beider Entwicklungen, die in der modernen Kulturlandschaft zumeist simultan ablaufen, sind starke Artenverluste und drastische Rückgänge in der Häufigkeit von Arten, die bis in die jüngste Zeit noch durchaus häufig waren (vgl. WILDERMUTH 1980 und die Lehrbücher der Ökologie).

Die Idee des Biotop-Verbundes sieht eine ganz wesentliche Möglichkeit, dieser Entwicklung entgegenzusteuern, in der Schaffung eines Netzwerkes von (naturnahen) Biotopen, die durch Streifen, Säume oder andere weniger belastete und/oder nicht bewirtschaftete Landschaftsbestandteile miteinander so verbunden werden, daß sich das Mosaik gleichsam zum Netzwerk umstrukturiert. Hecken und Feldraine sind solche Vernetzungsmöglichkeiten und der Wert von Heckenlandschaften ist seit langem bekannt und im Naturschutz unumstritten (z. B. STECHMANN 1984).

Über solche Vernetzungselemente sollen die noch vorhandenen Biotop-Inseln so miteinander verbunden werden, daß ein Individuenaustausch möglich bleibt.

Dieser Austausch soll die Auswirkungen der unvermeidbaren örtlichen Bestandsfluktuationen, die bei selteneren Arten oft auch zum örtlichen Aussterben führen, wieder ausgleichen, und zwar in einer Weise, daß sich die einzelnen Aussterbevorgänge durch die Wiederansiedlungen zu einem Artenumsatz (Turnover) ergänzen, der insgesamt das Artengleichgewicht erhält. Dieser Turnover ist in der modernen Kulturlandschaft ziemlich hoch; im Mittel langjähriger Untersuchungen bei Tagfaltern beispielsweise bei 36% (REICHHOLF 1986). Das bedeutet, daß durchschnittlich mehr als ein Drittel, in manchen Jahren über die Hälfte des Artenspektrums »ausgetauscht« wird.

Unterbleibt die Möglichkeit zur Wiederansiedlung oder wird sie stark eingeschränkt, dann fällt unvermeidbarer Weise die Artenzahl mit jedem lokalen Aussterbe-Ereignis.

Zentrales Anliegen der Biotop-Vernetzung ist daher die Erhaltung des Arten-Turnovers. Doch da diese Vernetzung nur mit bestimmten, mehr oder weniger linearen Strukturelementen der Landschaft durchzuführen ist, stößt sie schnell an ihre Grenzen, wenn es sich um Arten oder Artengruppen handelt, die in Biotopen leben, die sich nicht »vernetzen« lassen. So können beispielsweise nicht einfach »Hochmoorstreifen« die Hochmoore miteinander oder »Gebirgstreifen« Biotope des Berglandes verknüpfen. Der Biotop-Verbund geht daher über das Konzept der einfachen Vernetzung hinaus. Sein zentrales Anliegen ist es, die ursprüngliche Mosaikstruktur der Lebensräume wieder zu fördern, um auf diese Weise die Einschränkungen zu überwinden, die mit der Vernetzung gegeben sind.

Das Konzept des Biotop-Verbundes ist daher noch attraktiver als »Naturschutzstrategie«, weil dieser Weg insgesamt mehr Natur in der Kulturlandschaft bedeuten würde.

Die Frage lautet daher: Ist der Biotop-Verbund die Lösung der Problematik des Naturschutzes in der Kulturlandschaft? Mit dieser Frage verknüpft sich automatisch das Problem der kritischen Flächengrößen, also die Kernfrage des Flächenschutzes: Wie klein dürfen (naturnahe/schutzwürdige) Flächen werden, ohne ihre Funktion als Artenreservoir in Frage zu stellen?

Nun sind bekanntlich die meisten Naturschutzgebiete recht kleine Flächen, die trotz einiger großflächiger Schutzgebiete im Alpenraum zusammen nicht einmal 1% der Landfläche der Bundesrepublik Deutschland ausmachen. Es erscheint da-

her fraglich, ob diese Kleinflächen die ihnen zugeordnete Funktion überhaupt erfüllen könnten, wenn sie sich nicht in einem Umfeld befinden würden, das vielen Arten über die Schutzgebietsgrenzen hinaus noch Lebensmöglichkeiten bieten würde (REICHHOLF 1987).

Wo die kritischen Grenzgrößen liegen, läßt sich derzeit zumindest für eine der agilsten Tiergruppen, für die Vögel, ganz gut abschätzen (REICHHOLF 1980 und 1984), aber auch für die sehr wenig beweglichen Landschnecken (REICHHOLF im Druck). Für die Wasservögel deuten sich zudem kritische Distanzen für die Entfernungen der Schutzgebiete an, die im Größenbereich um 100 km liegen (REICHHOLF 1984).

Ist also, so läßt sich die Frage einen Schritt weiterbringen, der Biotop-Verbund die Lösung des Problems kritischer Flächengrößen?

Zu dieser für die Naturschutzpraxis gewiß nicht unwichtigen Frage gibt es allerdings kaum irgendwelche verwertbaren Befunde. Die wenigen Daten, die nachfolgend zusammengestellt und diskutiert werden, reichen sicher bei weitem noch nicht aus, um auf diese Frage eine befriedigende Antwort zu geben und um daraus eine Strategie ableiten zu können für das weitere Vorgehen. Aber sie können vielleicht einige Probleme deutlicher machen, die sich bei diesem Ansatz stellen (werden).

3. Kurzer Exkurs: Die Arten-Areal-Beziehung

Die Artenzahl eines Gebietes hängt nicht nur von der Art des Lebensraumes oder der Vielfalt an Lebensräumen ab, die es dort gibt, sondern auch von der Flächengröße. Diese Erfahrung wurde von MACARTHUR & WILSON (1967) zur Theorie der Insel-Biogeographie ausgearbeitet. Zentrales Ergebnis ist die Feststellung, daß auch an Land die Flächenabhängigkeit des Artenreichtums gilt und daß sie sich auf relativ einfache Weise durch die Arten-Areal-Beziehung in einer mathematischen Formel ausdrücken läßt.

Sie besagt, daß die Artenzahl (S) eine Funktion der Flächengröße (A) ist. Sie wird von einem Faktor (C), der die betreffende Artengruppe charakterisiert, und einem Exponenten (z), der das Ausmaß der »Insularität« oder »Flächigkeit« ausdrückt, bestimmt.

$$S = C A^z$$

Die Werte für z sind niedriger (etwa 0,12 bis 0,14) bei flächiger Ausbreitung des Lebensraumes (»kontinentale Situation«) als bei inselhafter Lage (auch im kontinentalen Raum als »Habitatinseln«), für die Werte von z um 0,30 typisch sind. Halb-isolierte Gebiete liegen dazwischen. z stellt also eine raumspezifische Größe dar, während C die gruppenspezifischen Verhältnisse ausdrückt. Es nimmt für die Brutvögel Mitteleuropas den Wert von $C \approx 42$ ein (REICHHOLF 1980, BANSE & BEZZEL 1984). Das bedeutet, daß auf einem »Durchschnittsquadatkilometer« mitteleuropäischer Landschaft rund 42 Brutvogelarten zu erwarten sind.

Bestimmt man auf der Basis dieser Befunde die Arten-Areal-Kurve für die mitteleuropäischen Brutvögel, so zeigt sich, daß bei einer Fläche von 0,8 bis 1,0 km² die tatsächlich ermittelten Artenzahlen mit abnehmender Flächengröße viel stärker absinken, als dies nach der Arten-Areal-Beziehung der Fall sein sollte. Diese Flächengröße ist die »kritische Größe«. Wird sie unterschritten, setzt ein überproportionaler starker Artenschwund ein (REICHHOLF 1984), so daß BANSE &

BEZZEL (1984) neue Mittelwerte für diesen Bereich als Bezugswert kalkulierten. Sie liegen erheblich niedriger als die Erwartungswerte.

Kritische Flächengrößen sind also eine Realität, die auch für andere Gruppen von Organismen bestimmt werden müßten. Bei Landschnecken liegen sie im Bereich von etwa 1000 m² (REICHHOLF im Druck). Da sie sich sogar bei Wasservögeln auswirken (REICHHOLF 1984), ist anzunehmen, daß sie bei anderen, weniger gut flugfähigen bzw. zu weiten Ortsveränderungen neigenden Vogelgruppen noch stärker hervortreten. BANSE & BEZZEL (1984) haben gezeigt, daß die Singvögel im menschlichen Siedlungsbereich mit einem Exponenten von $z = 0,10$ schon fast »überkontinental« verbreitet sind (»Kulturfolger«), während Wald- und Wasservögel mit $z = 0,20$ bzw. $z = 0,25$ schon starke Tendenzen zu insulärer Verbreitung aufweisen. Bei den Wasservögeln ist das von vornherein verständlich. Für die Waldvögel hatte sich hingegen ein solches Resultat nicht voraussagen lassen. Diese Gruppe sollte daher besonders geeignet sein, das Wechselverhältnis zwischen Flächengröße und -verknüpfung zum Ausdruck zu bringen, weil sie sich in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft gewissermaßen gerade zwischen flächiger und insulärer Verbreitung befindet.

Da nun von den verschiedenen Waldtypen insbesondere der Auwald als sehr selten und hochgradig gefährdet (und somit im besonderen Interesse des Naturschutzes stehend) erachtet werden muß, wird die Ausarbeitung der konkreten Befunde auf diesen Waldtyp bezogen. Das hat zudem den Vorteil, daß neben allgemein verbreiteten und häufigen Vogelarten auch seltene bis sehr seltene Arten in gebührendem Umfang im Artenspektrum mit eingeschlossen sind.

4. Material und Methode

Die Daten zu Vorkommen und Häufigkeit der Auwaldvögel wurden in den Jahren 1981 bis 1986 im Auwald am unteren Inn im Bereich der Gemeinde Bad Füssing, Niederbayern, auf Linientaxierungen mit standardisierter Methodik gesammelt (REICHHOLF & SCHAACK 1986). Die insgesamt 64 Linientaxierungen zwischen Ende April und Ende Juni teilen sich auf zwei unterschiedliche Auwaldgebiete auf: A ist geschlossener Auwald zwischen den Ortschaften Aigen und Eggfling unmittelbar vor dem Vogelschutzgebiet Unterer Inn am Innstausee Eggfling – Obernberg. Auf dieses Gebiet entfallen 29 Linientaxierungen. Die restlichen 35 wurden im stark fragmentierten Auwald (W) zwischen Eggfling und Würding durchgeführt, der sich flußabwärts unmittelbar an das Gebiet A anschließt und nur durch die Werkssiedlung Eggfling davon getrennt ist. Die Streckenlänge der Linientaxierungen betragen 11,2 bzw. 9,6 km. Die Struktur der beiden Gebiete ist Abb. 1 zu entnehmen. Weitere Details zu dieser Untersuchung vgl. REICHHOLF & SCHAACK (1986). Für die Bereitstellung von Untersuchungsergebnissen aus Linientaxierungen ist Herrn K.-H. SCHAACK zu danken.

5. Vögel im fragmentierten Auwald

Die Ergebnisse der Linientaxierungen in beiden Auwaldgebieten wurden für die häufigen Arten bereits publiziert (REICHHOLF & SCHAACK 1986). Für die hier zu behandelnde Fragestellung sind folgende Resultate von Bedeutung.

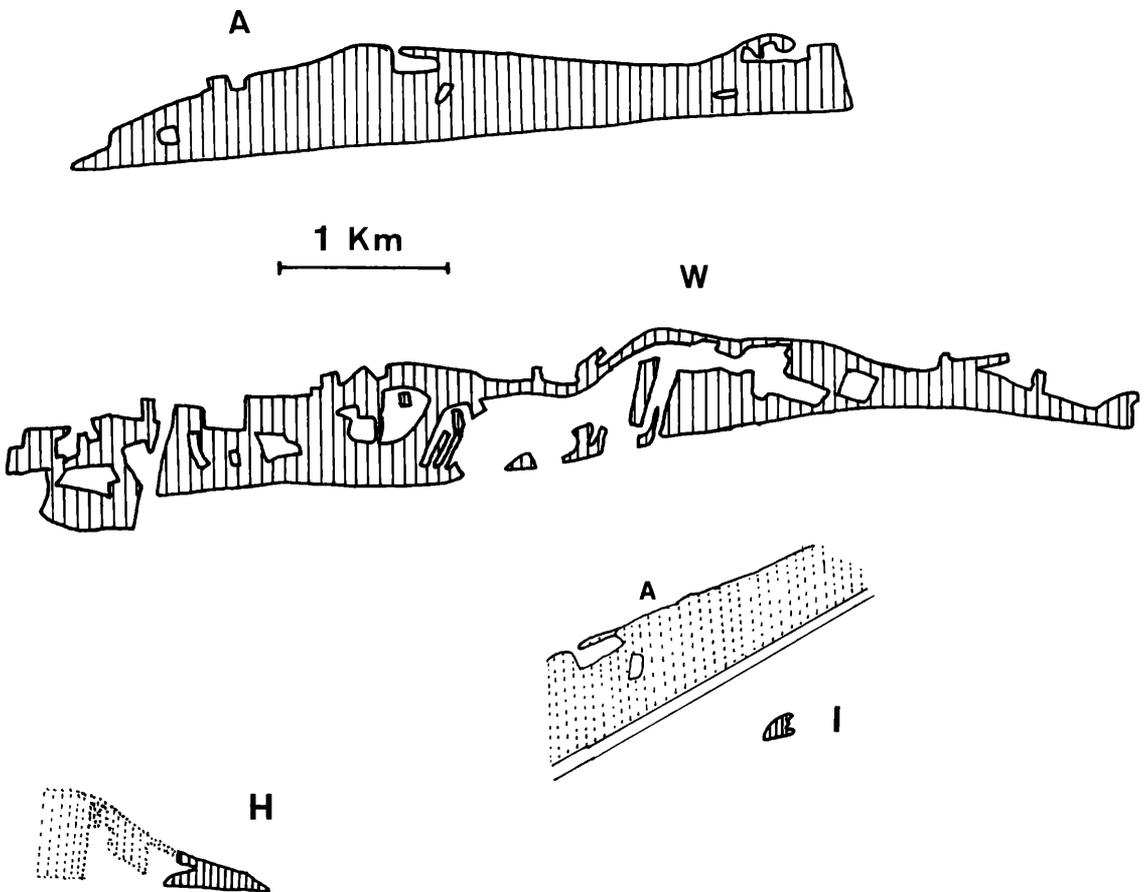


Abbildung 1

Geschlossener Auwald (A) zwischen Egglfing und Aigen am unteren Inn und **fragmentierter Auwald (W)** zwischen Egglfing und Würding. **Auwald-Halbinsel (H)** am Ende der Aufhauser Au (punktiert) und **Insel mit Auwald (I)** im Stausee Egglfing-Obernberg, dem geschlossenen Auwald (A) vorgelagert. Alle Flächen im gleichen Größenmaßstab.

Tab. 1 stellt vergleichend zusammen, in welchem Ausmaß die häufigen Vogelarten während der Untersuchungszeitspanne fluktuierten. Als Maß für die Fluktuation wurde der Variationskoeffizient gewählt ($V = (s \cdot 100) : \bar{x}$), wobei in üblicher Weise s die Standardabweichung und \bar{x} das Mittel bedeuten. Es zeigt sich, daß die Bestandsfluktuationen im fragmentierten Auwald (W) erheblich stärker ausgefallen sind als im geschlossenen (A). Im Durchschnitt liegt er fast 20% höher. Die Fluktuation ist bei allen Arten stärker ausgeprägt, so daß der Unterschied statistisch hochsignifikant ausfällt, obwohl beide Gebiete den gleichen Witterungseinflüssen ausgesetzt waren und stellenweise nur durch eine kleine Straße voneinander getrennt sind.

Tabelle 1

Ausmaß der Fluktuationen der Häufigkeit verschiedener Vogelarten in zwei Auwald-Gebieten am unteren Inn (Variationskoeffizient).

Arten	geschlossener Auwald (A)	fragmentierter Auwald (W)
Pirol	4	11
Mönchsrasmücke	35	37
Gartengrasmücke	32	49
Dorngrasmücke	26	57
Zilpzalp	46	69
Fitis	29	47
Buchfink	50	63
Teichrohrsänger	15	35
Schlagschwirl	50	75
Durchschnitt	32	49

Noch deutlicher zeigt sich dieser Unterschied, wenn nicht nur die häufigen Arten betrachtet werden, sondern das ganze erfaßte Artenspektrum (Tab. 2). Dann ergibt sich zusätzlich zur erhöhten

Tabelle 2

Artenverlust trotz hohem Vernetzungsgrad

Geschlossener Auwald (A)	52 Arten ($\bar{\phi} 41 \pm 4$ pro Jahr)
Fragmentierter Auwald (W)	46 Arten ($\bar{\phi} 35,5 \pm 2$ pro Jahr)

Verlust: 14% der Arten des geschlossenen Auwaldes

Fluktuation ein Artenverlust von 14% des Artenspektrums, wobei sich die fehlenden 6 Arten trotz starken Artenturnovers sowohl in der jeweiligen Gesamtartenzahl als auch im jährlichen Durchschnitt widerspiegeln. Tab. 3 und 4 stellen die Befunde für beide Gebiete zusammen.

Der Artenverlust steigt drastisch an, wenn die Fläche klein und teilweise isoliert wird (Halbinsel- oder Peninsula-Effekt), wie Tab. 5 zeigt. Mit nur noch 29 Arten ergibt sich trotz Anbindung an einen größeren Auwaldkomplex ein Artenschwund um 44%. Geht man schließlich zur allseitig von Wasser umgebenen, echten Insel im Stausee Egglfing-Obernberg (bei Flußkilometer 37/5), so verbleiben nur noch 11 Arten, was einen Verlust von 79% bedeutet. Dabei ist diese Insel nur 400 m vom artenreichen Auwald (A) entfernt und alle Vogelarten, um die es hier geht, fliegen sehr gut oder sind Zugvögel.

Tabelle 3

Artenpektrum im fragmentierten Auwald (W)

	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Ringeltaube	X	X	X	X	X	X
Turteltaube	X	X				
Kuckuck	X	X	X	X	X	X
Grünspecht				X		
Grauspecht				X		
Buntspecht	X	X	X	X	X	X
Kleinspecht					X	
Pirol	X	X	X	X	X	X
Rabenkrähe	X	X	X	X	X	X
Elster	X	X	X	X	X	X
Eichelhäher	X	X	X	X	X	X
Kohlmeise	X	X	X	X	X	X
Blaumeise	X	X	X	X	X	X
Weidenmeise			X	X		
Schwanzmeise						
Sumpfmeise						
Kleiber						
Gartenbaumläufer					X	
Zaunkönig	X	X	X	X	X	X
Singdrossel	X	X	X	X	X	X
Wacholderdrossel	X	X	X	X	X	X
Amsel	X	X	X	X	X	X
Gartenrotschwanz		X		X		
Rotkehlchen	X	X	X	X	X	X
Feldschwirl		X	X	X	X	X
Schlagschwirl			X	X	X	X
Rohrschwirl						
Drosselrohrsänger	X		X		X	
Teichrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Sumpfrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Gelbspötter	X	X	X	X	X	X
Mönchsgrasmücke	X	X	X	X	X	X
Gartengrasmücke	X	X	X	X	X	X
Dorngrasmücke	X	X	X	X	X	X
Klappergrasmücke				X		
Zilpzalp	X	X	X	X	X	X
Fitis	X	X	X	X	X	X
Grauschnäpper				X		
Heckenbraunelle	X	X	X	X	X	X
Baumpieper	X	X				
Bachstelze	X	X	X	X	X	X
Neuntöter						
Star	X	X	X	X	X	X
Kernbeißer						
Grünling		X	X	X	X	X
Stieglitz	X	X			X	X
Buchfink	X	X	X	X	X	X
Goldammer	X	X	X	X	X	X
Rohrhammer	X	X	X	X	X	X
Feldsperling	X	X	X	X	X	X
Nachtigall	X	X			X	
Blaukehlchen		X				
Summe 46 Arten	34	37	34	37	38	33

Tabelle 4

Artenpektrum im geschlossenen Auwald (A)

	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Ringeltaube	X	X	X	X	X	X
Turteltaube						X
Kuckuck	X	X	X	X	X	X
Grünspecht						X
Grauspecht	X		X		X	X
Buntspecht	X	X	X	X	X	X
Kleinspecht		X	X	X		
Pirol	X	X	X	X	X	X
Rabenkrähe	X	X	X	X	X	X
Elster	X	X	X	X	X	X
Eichelhäher	X	X	X	X	X	X
Kohlmeise	X	X	X	X	X	X
Blaumeise	X	X	X	X	X	X
Weidenmeise					X	
Schwanzmeise		X	X		X	X
Sumpfmeise	X					
Kleiber				X	X	X
Gartenbaumläufer		X	X		X	X
Zaunkönig		X		X	X	X
Singdrossel	X	X	X	X	X	X
Wacholderdrossel	X	X	X	X	X	X
Amsel	X	X	X	X	X	X
Gartenrotschwanz	X			X	X	X
Rotkehlchen	X	X	X	X	X	X
Feldschwirl	X	X	X	X	X	X
Schlagschwirl	X	X	X	X	X	X
Rohrschwirl	X	X	X	X	X	X
Drosselrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Teichrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Sumpfrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Gelbspötter	X	X	X	X	X	X
Mönchsgrasmücke	X	X	X	X	X	X
Gartengrasmücke	X	X	X	X	X	X
Dorngrasmücke	X	X	X	X	X	X
Klappergrasmücke			X	X	X	X
Zilpzalp	X	X	X	X	X	X
Fitis	X	X	X	X	X	X
Grauschnäpper						X
Heckenbraunelle	X	X	X	X	X	X
Baumpieper				X		X
Bachstelze	X	X	X	X	X	X
Neuntöter		X				
Star	X	X	X	X	X	X
Kernbeißer					X	X
Grünling	X	X	X	X	X	X
Stieglitz	X	X	X	X	X	X
Buchfink	X	X	X	X	X	X
Goldammer	X	X	X	X	X	X
Rohrhammer	X	X	X	X	X	X
Feldsperling	X	X	X	X	X	X
Blaukehlchen	X			X		
Gimpel					X	
Summe 52 Arten	38	38	38	41	45	46

Tabelle 5

Halbinsel-Effekt im Auwald bei Aufhausen (Artenerfassung 1985:86)

Ringeltaube	Teichrohrsänger
Kuckuck	Sumpfrohrsänger
Buntspecht	Gelbspötter
Pirol	Heckenbraunelle
Elster	Star
Eichelhäher	Mönchsgrasmücke
Kohlmeise	Gartengrasmücke
Blaumeise	Dorngrasmücke
Weidenmeise	Zilpzalp
Zaunkönig	Fitis
Singdrossel	Grünling
Wacholderdrossel	Buchfink
Amsel	Goldammer
Rotkehlchen	Rohrhammer
Feldschwirl	

Summe der Arten: 29 (= -44%)

Tabelle 6**Insel-Effekt; Insel im Stausee Egglfing-Obernberg (Artenerfassung 1985/86)**

Zaunkönig	Rohrhammer
Teichrohrsänger	Beutelmeise
Sumpfrohrsänger	Schilfrohrsänger
Mönchsgrasmücke	Heckenbraunelle
Zilpzalp	Amsel
Fitis	

Summe der Arten: 11 (= 79%)

6. Diskussion

Man kann die Ergebnisse von zwei Seiten betrachten: Auf der einen zeigen sie, daß selbst ein hochgradig vernetzter Auwald nicht mehr das gesamte Artenspektrum halten kann und daß die verbleibenden Arten durchwegs stärkeren Bestandsschwankungen ausgesetzt sind als im geschlossenen Auwald. Auf der anderen Seite kann man sie auch so interpretieren, daß bei wirkungsvoller Vernetzung trotz großflächigen Nutzlandes dazwischen über 80% des Artenspektrums gehalten werden kann.

Welcher der beiden Aspekte in den Vordergrund zu stellen ist, hängt von der Ausgangssituation ab. Ist noch ein geschlossenes Auwaldgebiet vorhanden, so bedeutet seine Fragmentierung auch dann Artenverluste, wenn insgesamt die kritische Flächengröße von etwa 80 Hektar nicht unterschritten wird. Sind hingegen nur noch Reste von Auwaldstücken vorhanden, die – wie im Fall des »Halbinsel-Effektes« gezeigt – erheblich unter der kritischen Flächengröße liegen und dementsprechend bereits einen sehr starken Artenschwund aufweisen, dann kann die Vernetzung und die Einfügung in ein Biotop-Verbundsystem durchaus zu einer nachhaltigen Verbesserung der Gegebenheiten führen.

Es ist jedoch klar, daß der Biotop-Verbund nicht die eigentliche Zielrichtung darstellt, sondern eine Hilfsmaßnahme, um überall dort, wo nicht mehr ausreichend große Flächen vorliegen, die Lebensräume funktionell wieder miteinander zu verbinden. Vorrang muß die Erhaltung, Sicherung oder Wiederherstellung entsprechender Flächengrößen bei den Biotopen haben.

Der Biotop-Verbund sollte daher eine »flankierende Maßnahme« sein, deren Aufgabe darin besteht, die Mosaikstruktur der Biotope wiederherzustellen, so daß (im übertragenen Sinne formuliert) das »tragende Netzwerk nicht zerreißt«.

Daß diese Interpretation keine stark überzogene Verallgemeinerung sehr lokaler Befunde ist, das geht aus den Untersuchungen von HELLE (1985) hervor. Die Strukturänderungen in nordfinnischen Wäldern durch Fragmentierung brachten folgende Veränderungen in der Vogelwelt mit sich:

- Die Artendiversität ist an den Waldrändern geringer als in den geschlossenen Waldgebieten;
- die Fragmentierung wirkt sich auch auf eine Reihe häufiger Arten nachteilig aus (z. B. Gartenrotschwanz, Bergfink, Trauerschnäpper und Kreuzschnäbel);
- starke Rückgänge in neuerer Zeit traten bei den Höhlenbrütern auf;
- das mittlere Gewicht der Vogelarten sinkt in den fragmentierten Wäldern (d. h. Großvögel werden überproportional seltener);
- Kleinvögel nehmen eher zu (mittleres Gewicht 20 g der zunehmenden Arten), größere hingegen ab (mittleres Gewicht der abnehmenden Arten 56 g).

In die gleiche Richtung weisen die kursorischen Angaben zu den Minimal-Areal-Ansprüchen einzelner Arten, die FLECKENSTEIN & RAAB (1987) in ihren »Kritischen Betrachtungen zum Biotopverbund« zusammengestellt haben. Die Minimal-Areale der meisten Arten liegen weit über den kritischen 80 Hektar für Vögel (die sich für Artengemeinschaften errechnen, nicht für einzelne Arten!). Ihrem Fazit kann man sich nur anschließen: »Die Verknüpfung der einzelnen Lebensräume über ein Biotopverbundsystem ist sicher ein Schritt in die richtige Richtung, da sie über den bisherigen Reservatsgedanken hinausgeht. Das Biotopverbundsystem ersetzt jedoch keineswegs die Forderung nach großflächigen Schutzgebieten.«

7. Zusammenfassung

Der Biotop-Verbund wird neuerdings als interessantes Konzept des Naturschutzes verstärkt diskutiert. Mit dieser Strategie sollte versucht werden, der Tendenz zur Verinselung der Lebensräume entgegenzuwirken. So attraktiv das Konzept klingt, so wenige konkrete Befunde liegen bislang hierzu vor.

An Untersuchungen zur Vogelwelt von Auwäldern am unteren Inn, Niederbayern, wird gezeigt, daß trotz starker Vernetzung und Verknüpfung zum Verbund der fragmentierte Auwald einen Artenverlust aufweist, der 14% des Artenspektrums ausmacht. Bei stärker isolierten, kleinflächigen Auen steigt er auf 44% und bei kleinen Inseln auf nahezu 80% an. Der Effekt der (zu geringen) Flächengröße geht daher stärker ein, als die Verknüpfung. Er bestimmt letzten Endes, welcher Anteil des Artenspektrums noch zu halten ist. Andererseits zeigen die Befunde auch, daß bei wirklich guter Verknüpfung ein wesentlicher Teil der Arten gehalten werden kann oder (im Umkehrschluß) sich wieder einstellen würde.

Im Biotop-Verbund wird daher vornehmlich eine »flankierende Maßnahme« gesehen.

Summary

Is Biotop-Connection the Solution of the Problem of Critical Minimal Area Sizes?

Habitat (Biotop) connection gained impact and interest in the concepts of nature conservation recently. This strategy is intended to counteract the progressive isolation of habitats in the man-dominated landscape. The concept sounds highly attractive, but clearcut results are virtually lacking concerning the applicability.

Studies on bird species in riverine forests along the lower Inn river Southeastern Bavaria showed, however, that in spite of a high degree of interconnections the fragmented forest has lost a num-

ber of species (14 per cent) compared to a closed one of similar size.

Still more isolated patches lost 44 per cent of species and a true island situated in the impoundment at a distance of not more than 400 m from the closed forest retained as few as 21 per cent of bird species. On the contrary these results may also be interpreted as a possibility to preserve a substantial part (more than 80 per cent) of the species assemblage by efficient interconnection of the remaining forest patches. A system of habitat-connection, therefore, should be taken as a subsidiary measure which works in addition to the perservation of sufficiently large areas of natural habitats.

Literatur

BANSE, G. & E. BEZZEL (1984):

Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas. — *J. Orn.* 125:291–305.

FLECKENSTEIN, M. & RAAB, B. (1987):

Kritische Betrachtungen zum Biotopverbund. — *Vogel-schutz (LBV)* 2/1987:24–25.

HELLE, P. (1985):

Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. — *Ornis Fennica* 62:35–41.

MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967):

The Theory of Island Biogeography. — Princeton University Press, Princeton, N.J.

MADER, H.-J. (1984):

Inselökologie — Erwartungen und Möglichkeiten. — *Laufener Seminarbeitr.* 7/84:7–16.

REICHHOLF, J. (1980):

Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. — *Anz. orn. Ges. Bayern* 19:13–26.

— (1984): Inselökologische Aspekte der Ausweisung von Naturschutzgebieten für die Vogelwelt. — *Laufener Seminarbeitr.* 7/84:57–61.

— (1986): Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen. — *Ber. ANL* 10:159–169.

— (1987): Indikatoren für Biotopqualitäten, notwendige Mindestflächengrößen und Vernetzungsdistanzen. — *Forschungs- und Sitzungsberichte der Akademie für Raumforschung und Landesplanung* 165:291–309.

— (im Druck): Quantitative Faunistik und Naturschutz: Die Bedeutung von Flächengröße, Distanz und Zeit. — *Spixiana Suppl.*

REICHHOLF, J. & SCHAACK, K.-H. (1986):

Linientaxierungen von Sommervögeln im Auwald. — *Anz. orn. Ges. Bayern* 25:175–187.

STECHMANN, D.-H. (1984):

Hecken in der Agrarlandschaft. — *Laufener Seminarbeitr.* 7/84:17–24.

WILDERMUTH, H. (1980):

Natur als Aufgabe. — Schweizerischer Bund für Naturschutz.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Josef H. Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Abteilung Faunistik & Ökologie
Münchenstr. 21
D-8000 München 60

Forderungen an Vernetzungssysteme in intensiv genutzten Agrarlandschaften aus tierökologischer Sicht

Hans-Joachim Mader

1. Einleitung

Moderne, rationell genutzte und auf Ertragsmaximierung angelegte Agrarlandschaften erhalten weltweit ein einheitliches Gesicht. Zu unterscheiden sind solche Landschaften häufig nur noch durch die jeweils angebaute Nutzpflanze oder die Kombination weniger vorherrschender Nutzpflanzen. Die Einheitlichkeit des Landschaftsaspektes hat ihre Wurzeln einerseits in der Philosophie der Agrarstrukturplanung, die über Jahrzehnte auf das Landschaftsbild prägend eingewirkt hat, andererseits in dem Einfluß von Technik, Industrie und Chemie auf die landwirtschaftlichen Produktionsweisen. Eine gegenseitige Beeinflussung von Agrarstrukturplanung und technischer Entwicklung ist dabei nicht zu übersehen.

Die Prozesse der Homogenisierung und Monstrukturierung der Agrarlandschaften sind bis heute noch nicht zum Abschluß gekommen. Sie wirken vor allem auf das Vorhandensein, die räumliche Zuordnung und Vielfalt und die Isolation kleiner Landschaftselemente ein. Vielerorts, besonders in Gebieten mit wertvollen Böden, sind extensiv genutzte oder ungenutzte Landschaftselemente bereits vollständig verschwunden. Im Volksmund wurde hierfür der Begriff des »Ausräumens der Landschaft« geprägt. Offensichtlich ist dieser Vorgang bei Hecken, Wegrainen und Feldgehölzen. Eine Vielzahl von Strukturhebungen kann dies belegen (EWALD 1978, MILBRADT 1980, BÖRCHERT 1981, AGGER 1984, KNAUER 1985). Weniger offensichtlich aber tierökologisch genauso wirksam und bedeutungsvoll ist das Nivellieren kleinräumiger abiotischer Besonderheiten, beispielsweise die Entwässe-

rung feuchter Stellen in den Feldern oder das Verfüllen von Senken, Einschnitten, Siefen oder ähnlichen Strukturen.

Über die Notwendigkeit der Agrarproduktion zur Bereitstellung gesunder Nahrung für die Bevölkerung – und dies in ausreichendem Umfang – wird niemand streiten wollen. Wie diese Produktion zu erfolgen hat und wieviele Belastungen der Biosphäre aufgrund dieser Produktionsweisen aufgebürdet werden dürfen, ist allerdings Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher und politischer Auseinandersetzungen. Kein Zweifel kann darüber bestehen, daß der Gesetzesauftrag einer langfristigen Sicherung der Leistungsfähigkeit (= der Funktionsfähigkeit!) des Naturhaushaltes in diesem Zusammenhang in besonderer Weise zu beachten ist. Auch außerhalb des Kreises der Naturschützer und Ökologen setzt sich inzwischen die Erkenntnis durch, daß Agrar-Ökosysteme keine nach Belieben von außen steuerbaren Systeme sind, sondern daß sie langfristig möglicherweise irreversible Schäden erleiden, wenn ihre internen Kontrollmechanismen und Regelkreise zerstört werden. Die Stabilität der Agrar-Ökosysteme ist daher oberstes Ziel aller Planungen, die sich mit Struktur und Funktion der Lebensräume und Biozönosen in Agrarlandschaften befassen.

2. Grundaussagen der Inselökologie

Kleine, in den Nutzflächen überdauernde und gegen diese Flächen scharf abgegrenzte, Restbiotope verfügen über einen geringen Energiehaushalt und ein beschränktes Ressourcenangebot. Die Primärproduktion innerhalb solcher Inselbiotope

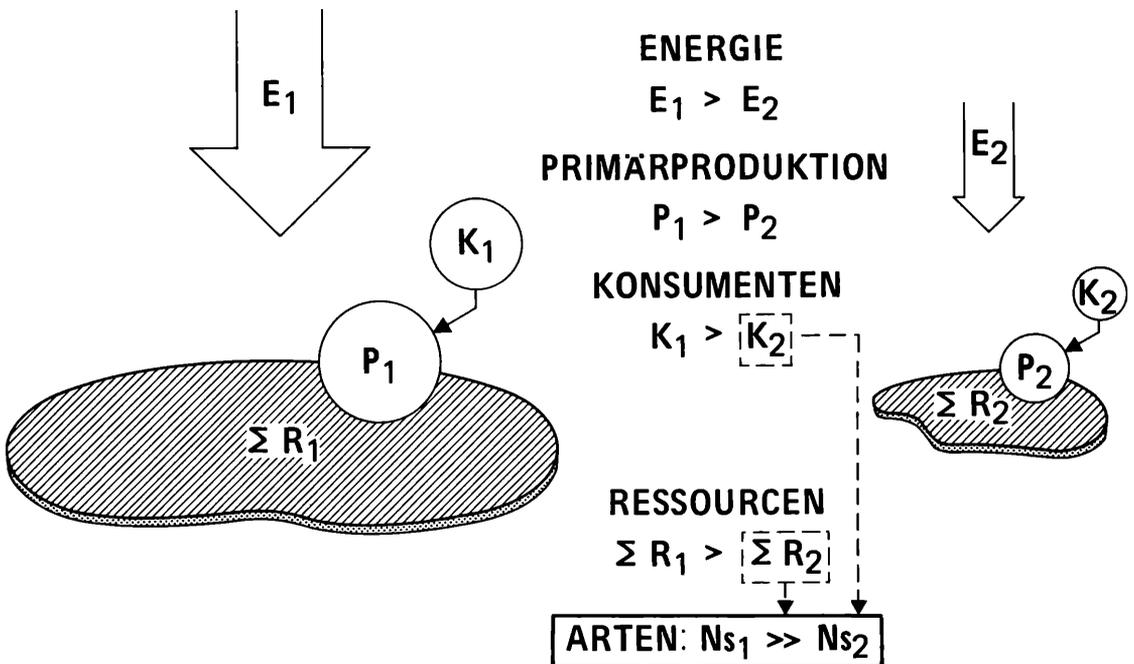


Abbildung 1

Einfluß von Energie, Primärproduktion, Konsumenten und Ressourcenspektrum auf die Artenvielfalt unterschiedlich großer Insellebensräume.

ist begrenzt und bietet den Organismen höherer tropischer Ebenen nur eine sehr eingeschränkte Entwicklungsmöglichkeit. Alleine aus energetischen Gründen werden die meisten Populationen, die solche isolierte und kleinflächige Lebensräume bewohnen, nur geringe Individuenzahlen aufweisen. Die Limitierung des Ressourcenangebotes bewirkt, daß nur wenige ökologische Nischen zu besetzen sind oder anders ausgedrückt, eine Begrenzung der Habitatvielfalt. Bereits solche grundsätzlichen Überlegungen machen deutlich, weshalb wir es bei Inselbiotopen mit artenarmen und individuen schwachen Lebensgemeinschaften zu tun haben (Abb. 1.).

Das Modell der Inselökologie beschreibt die Biozönose isolierter Lebensräume als ein im Fließgleichgewicht von zuwandernden und aussterbenden Arten befindliches System. Je kleiner die Fläche desto geringer ist die Chance einer Zuwanderung und Kolonisation, desto größer ist andererseits die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens einer Art, woraus folgt, daß mit Flächenverringern ein Artenverlust verbunden ist (MacARTHUR & WILSON 1963). Empirische Forschungsergebnisse und theoretische Überlegungen haben zu der Erkenntnis geführt, daß die Flächenabhängigkeit der Artenzahlen einer exponentiellen Zuordnung entspricht.

Für die kleinen Landschaftselemente in Agrar-Ökosystemen bedeutet dies, daß sie nur geringe Artenzahlen beherbergen können und daß mit einer großen Austauschrate von Arten zu rechnen ist. Die Tatsache, daß in verschiedenen Freilanduntersuchungen gerade in kleinen und besonders isolierten Lebensräumen hohe Artenzahlen registriert wurden, muß nicht im Gegensatz zu dieser Aussage stehen (MADER 1981, 1983). Eine Analyse der Artenspektren und insbesondere eine Betrachtung der Abundanzen zeigt, daß die gelegentlich beobachteten, unerwartet hohen Artenzahlen solcher Inselbiotope durch das Zusammenreffen von durchziehenden Arten (zufällige Besucher), Refugial-Arten (Arten, die durch die Nutzungsintensität des Umfeldes gestört werden und fliehen) und ursprünglichen Bewohnern, die zum eigentlichen Inventar dieses betreffenden Lebensraumes zu zählen sind, zustande kommen. Langfristig überlebensfähig sind nur die letztgenannten Arten und nur für diese Arten macht die Flächen-Arten-Kurve relevante Aussagen. Auch für diese Arten gilt nach dem Inselökologischen Denkmodell, daß sie sich in einem Fließgleichgewicht befinden, das durch einen kontinuierlichen Artenaustausch gekennzeichnet ist. Damit wird die Fähigkeit zur Kolonisation der Inselbiotope und die Fähigkeit langfristig stabile Populationen aufzubauen, zum Schlüsselfaktor der Artenregulation. In der Populationsökologie sind die Kriterien entwickelt worden, die für eine erfolgreiche Kolonisation und dauerhafte Besiedelung ausschlaggebend sind (Tab. 1). Der »Umweltkapazität (K)«

und den demographischen Faktoren »Reproduktionsrate (λ) und »Vermehrungsrate (r)« kommen dabei besondere Bedeutung zu.

In Agro-Ökosystemen wirken auf die kleinen Landschaftselemente derart vielfältige Störeinflüsse ein, daß man bei der Kalkulation des Kapazitätsfaktors »K« zwischen einem theoretischen und einem effektiven Wert unterscheiden kann (Abb. 2). Ein von der Flächengröße, den Ressourcen

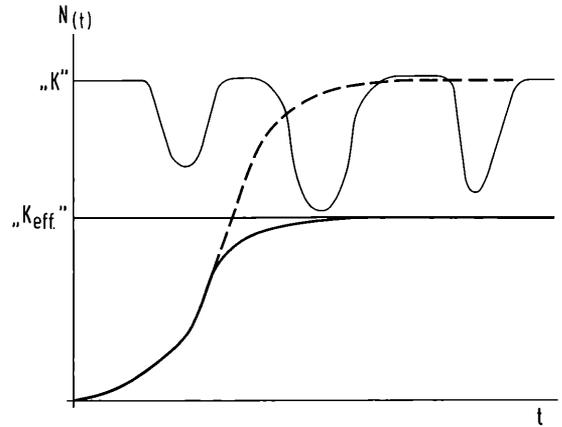


Abbildung 2

Sigmoide Wachstumskurve paßt sich der »effektiven Umweltkapazität« (K-eff) an.

und der Strukturausstattung zu rechtfertigender K-Wert wird durch äußere Einflüsse (beispielsweise durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, durch Tourismus oder Jagd) periodisch und aperiodisch beschnitten, so daß sich für verschiedene Organismengruppen ein niedrigerer effektiver K-Wert ergibt. Entsprechend niedrig ist dann auch die Lebenserwartung sowohl der bestehenden als auch der neu zu gründenden Populationen.

Es ist offensichtlich, daß in solchen kleinflächigen und isolierten Lebensräumen innerhalb der Agrar-Ökosysteme vor allem Pionierarten und eurytope Ubiquisten auftreten und auch die dominanten Arten stellen werden. Der Zufallsfaktor wird bei den jeweiligen kurzlebigen Artenkombinationen eine gewichtige Rolle spielen. Dagegen werden die bekannten, systemimmanenten Regelbeziehungen in ihren Wirkungen zurücktreten.

Kleinflächigkeit und Verinselung haben auf Tierlebensgemeinschaften und möglicherweise auch auf Phytozönosen neben den genannten noch vielfältige weitere Auswirkungen, die in ihrer Gesamtheit die Kontinuität und Stabilität der Lebensgemeinschaft negativ beeinflussen. Sie sind in der Literatur vielfach geschildert und werden hier tabellarisch zusammengefaßt (Tab. 2).

3. Nutzükosysteme als Verbindung von Matrix und Produktionsflächen

Nutzflächen, seien es Forste, Siedlungsflächen oder landwirtschaftliche Flächen, sind durch den Menschen mit der Zielvorgabe von Produktion oder Befriedigung von Lebensraumbedürfnissen innerhalb ehemals natürlicher oder wenig genutzter Flächen oder Landschaften angelegt worden. Die erhaltenen Rudimente der früher weiträumig vorherrschenden Landschaftselemente kann man als Matrix sehen, als weiträumiges Grundmuster, in welches die Nutzflächen eingelagert sind. Mit fortschreitender Nutzungsintensität wurde diese Matrix ausgedünnt und in den Hintergrund gedrängt. Während zunächst die Nutzflächen isoliert und inselartig in der Matrix einer natürlichen, mit

Tabelle 1

Strategie der Kolonisation	
Schneller Erfolg	r/λ : groß
Dauer des Erfolges	K und r/λ : groß
r/λ -Effekte	<ul style="list-style-type: none"> ● kleine Sterblichkeitsrate ● räumlicher Zusammenhalt ● möglichst geringe Konkurrenz
K-Effekte	<ul style="list-style-type: none"> ● große Fläche – großes K ● Habitataignung begrenzt K ● Habitate nicht zersplittert und kleinflächig ● theoretische und effektive K-Werte unterscheiden

Tabelle 2

Synökologische Konsequenzen von Kleinflächigkeit und Isolation
– Begrenzter Energiehaushalt
– Geringes Ressourcenspektrum
– Reduziertes Artenspektrum
– Überfremdung des Artenspektrums
– Hoher Artendurchsatz
– Genetische Verarmung
– Verlust der ökologischen Stabilität
– Verdrängung stenöker und seltener Arten

vielfältigen ökologischen Verknüpfungen stabilisierten Landschaft als flächenhafte Sonderstandorte betrachtet werden konnten, haben sich bis heute die Verhältnisse genau umgekehrt. Die Restelemente der Matrix, üblicherweise selbst schon strukturellen Veränderungen unterworfen, stellen die Ausnahmeflächen dar, die wie Inseln in der Nutzlandschaft wirken. Gelegentlich findet man in der Literatur bereits den Begriff der Matrix in diesem umgekehrten und der zeitlichen Entwicklung nicht entsprechenden Sinn.

4. Die ökologischen Funktionen von Hecken

Hecken stellen neben Feldrainen, Feldgehölzen und der kaum genutzten Vegetation der Gewässerufer eines der wichtigsten Elemente möglicher Vernetzungssysteme in intensiv genutzten Agrar-

landschaften dar. Von daher wird verständlich, daß in diesem Zusammenhang immer wieder und an erster Stelle Heckensysteme in den Vordergrund gerückt und diskutiert werden. Schon hier soll allerdings eindeutig festgestellt werden, daß es eine große Zahl von Landschaftstypen gibt, für die Hecken nicht das geeignete Vernetzungselement darstellen oder wo Hecken nur eine ergänzende Rolle spielen.

Das Entstehen von Hecken und die Netzdichte des Heckensystems in der Agrarlandschaft gehen auf eine Reihe unterschiedlicher Faktoren zurück. Teilweise entstanden Hecken quasi ungewollt durch das Ansammeln von Lesesteinen an den Feld- und Weidegrenzen und durch eine spontane Vegetationsentwicklung auf den so entstehenden Steinwällen, teilweise wurden Hecken als Ersatz von Zäunen zur Einfriedung angelegt und mit Hilfe bestimmter Techniken zu einem undurchdringlichen Gestrüpp verflochten. In windexponierten Lagen war die Anlage von Windschutzhecken zum Schutz vor Winderosion und zur Stabilisierung von Böden in Hanglagen gute Tradition, die teilweise bis heute praktiziert wird. Neuerdings zeigen auch die Jäger wieder verstärktes Interesse an der Anlage von Hecken, da diese als Unterschlupf und Rückzugsbiotop für verschiedene jagdbare Tierarten von großer Bedeutung sind.

Über diese offensichtlichen und für jedermann erkennbaren positiven Effekte wird nicht gestritten. In Landschaften, wo diese Wirkungen auch ökonomisches Gewicht besitzen, ist um den Fortbestand und eventuelle Neuanlage von Heckensystemen kaum Sorge zu tragen. Schwieriger ist es, die ökologisch günstigen Auswirkungen von Hecken auch für solche Nutzlandschaften zu verdeutlichen, wo weder Lesesteine anfallen noch die Bodenerosion als bedeutsamer Faktor bekannt ist, wo kein Vieh mehr auf der Weide steht und die Jagd schon längst aufgegeben wurde. *Tab. 3* vermittelt einen Überblick über die Vielfalt der ökologischen Funktionen, die von Hecken ausgehen und die in der Fachliteratur beschrieben wurden. Die-

Tabelle 3

Funktionsvielfalt von Hecken	
Mikroklimabeeinflussung (Wind, Licht, Erosion ...)	LEWIS 1968, SPREIER 1982
Pflanzenökologische Bedeutung	SCHULZE et al. 1984
Artenspektrum und Biotopbindung	THIELE 1971
Heckenlänge und und Artenzahl	MADER & MÜLLER 1984
Alter von Hecken und Artenvielfalt	SPREIER 1982
Überleben von Populationen von Kleinsäugetern	FAHRIG & MERRIAM 1985
Hecken als Orientierungslinie	FREEMARK & MERRIAM 1986
Lebensraum für Nutzarthropoden	ZWÖLFER et al. 1984
Dichte und Vielfalt von Fluginsekten	KARG 1980
Hecken als Vogellebensraum	BIBER 1979, ZIMMERLI 1979, PLATH 1984
Hecken als Lebensraum für Schnecken	PLOCH 1984
Hecken als Lebensraum für Carabiden	THIELE 1971
Regulationsmechanismen in Hecken	BAUER 1982
Verteilung und Vielfalt von Arthropoden in angrenzenden Feldern	LEWIS 1969, MADER et al. 1986

se dürfen bei einer Kosten-Nutzen-Analyse natürlich nicht ausgeklammert werden. Die Literaturhinweise hierzu sind keineswegs vollständig, sollen aber einen Einstieg in die Fragestellung ermöglichen.

5. Tierökologische Experimente an einer jungen Anpflanzung

Zurecht wird von verschiedenen Autoren darauf hingewiesen, daß erst ausgereifte, alte Hecken-systeme die in Naturschutz und Landschaftspflege diskutierte, stabilisierende Wirkungsbreite entfalten (SPREIER 1982, ZWÖLFER et al. 1984). Bei der in vielen Agrarlandschaften zu beobachtenden erschreckenden Ausdünnung der ungenutzten Landschaftselemente, bei der vielfach vollzogenen totalen Vernichtung aller Hecken und bei der aus der inselökologischen Diskussion deutlich gewordenen Bedarfslage, sind Untersuchungen nötig, die die Funktionsabläufe und Prozesse in neu angelegten jungen Anpflanzungen schildern und analysieren. Wenn Hecken 10 oder 20 Jahre benötigen, bis sie die ihnen zugesprochene Wirkung entfalten, wird es nur sehr schwer möglich sein, Neuanpflanzungen in dem erforderlichen Umfang heute durchzusetzen. Sowohl die Landwirte als auch die planenden Behörden haben ein Anrecht darauf, zu erfahren, welche Wirkungen die zunächst unscheinbaren und unansehnlichen Reihen junger Gehölzstreifen auf die angrenzenden Felder und auf die übergeordneten ökologischen Zusammenhänge entwickeln können. Mit dieser Zielvorgabe wurde von der BFANL seit 1982 ein F u. E-Vorhaben durchgeführt, das vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziert wurde und an dem auch Biologiestudenten der Universität Osnabrück im Rahmen von Diplomarbeiten mitarbeiteten. Hier kann nur ein kleiner Ausschnitt der Ergebnisse vorgestellt werden. Detailinformationen und Erläuterungen zur Methodik sind MADER, KLÜPPEL & ÖVERMEYER (1986) zu entnehmen.

5.1. Mikroklima

Junge Anpflanzungen entwickeln schon in den ersten Jahren ihrer Existenz eine abiotische Grenz- und Schrankenwirkung. Die großflächige Kontinuität der Mikroklimafaktoren wird linienartig unterbrochen. In Bodennähe (30 cm Höhe) konnte eine starke windbremsende Wirkung nachgewiesen werden, die im Schnitt die gemessenen Windgeschwindigkeiten auf 8% verglichen mit Werten der freien Feldflur minderte. Auch die Verdunstungsrate wird durch die Anpflanzung erheblich gesenkt. Hier konnte sogar im Verlauf der vier Jahre, in denen die Meßreihe durchgeführt wurde, eine signifikante Korrelation zur Entfernung vom Inneren der Anpflanzung und eine jährliche Steigerung dieser Effekte nachgewiesen werden. Diese Effekte sind nur zu erwarten, wenn die Anpflanzung nicht oder nur einmal (maximal zweimal) jährlich gemäht wird. In der von uns untersuchten Anpflanzung zeigten diejenigen Gehölze, die durch Mähen freigestellt wurden, gegenüber solchen, die in ungemähten Parzellen aufwuchsen, keine Entwicklungsvorsprünge.

5.2. Ressourcennutzung

Die mit einer Hecken- oder Feldgehölzanpflanzung in die strukturarme Landschaft ausgebrachten Pflanzen stellen neue, zunächst ungenutzte

Ressourcen dar für eine Vielzahl potentieller Nutzer. Es erhebt sich die Frage, ob dieses Ressourcenangebot erst allmählich und schrittweise angenommen wird, weil möglicherweise die entsprechenden Arten noch gar nicht in entsprechender Individuenzahl anwesend sind, oder ob das künstlich eingeführte Ressourcenangebot schnell und umfangreich ausgenutzt wird. Die Ressourcennutzung wurde für Arthropoden und Vögel quantifiziert. Insekten und Spinnen scheinen sofort und in großen Zahlen die Gehölze in verschiedener Weise zu nutzen, wobei eine Steigerungsrate von Jahr zu Jahr sichtbar wird, die dem exponentiellen Phytomassezuwachs der Pflanzen entspricht. Auch die infolge der Trockenheit abgestorbenen oder nicht angewachsenen Pflanzen übernehmen als Strukturelement eine Rolle in dem System (Abb. 3).

Die Vögel nutzen die jungen Gehölze als Singwarte (Grauammer, Schafstelze), als Ansitz beim Nahrungssuchen (Schafstelze, Wiesenpiper), als Deckung oder Schattenspender beim Nestbau am Stammfuß (Grauammer, Wiesenpiper) oder in vielfältiger anderer Hinsicht. Insgesamt beträgt das Verhältnis von Ressourcennutzung zu »Nicht-Nutzung« in Form von Überflügen ca. 2,5 zu 1, die Auszählung des Flugverhaltens in der näheren Umgebung der Anpflanzung belegt also die Attraktivität des künstlich angelegten Biotops in überzeugender Weise.

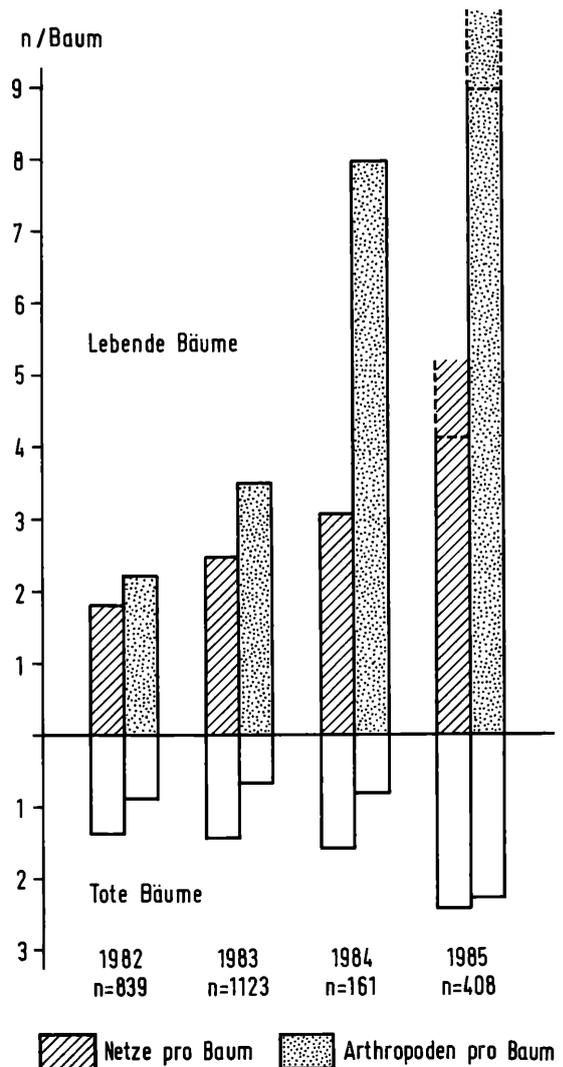


Abbildung 3

Ressourcennutzung durch Anthropoden und Spinnennetze bezogen auf lebende und tote Bäume von 1982–1985.

5.3. Wandel der Artenspektren

Bereits im Verlauf der ersten 4 Jahre seit Installation der Anpflanzung wird deutlich, daß in den Artenspektren verschiedener untersuchter Tiergruppen ein Wandel eintritt. Bei allen Gruppen herrschen die Feldarten vor, ergänzt und durchmischt mit Pionierarten und eurytopen »Allerweltsarten«. Neben den Waldarten und Waldrandarten finden auch Arten der trockenen und feuchten Wiesen sowie Arten der Gewässerufer hier als Zuwanderer einen Lebensraum. Bei der Beobachtung der Artenspektren einschließlich der Abundanzen der einzelnen Arten wird klar, daß Heckenysteme in der Agrarlandschaft für diese recht unterschiedliche Funktionen wahrnehmen können. Einige Arten können sie als permanenter, relativ stabiler Lebensraum dienen, anderen dienen sie nur als Korridor oder als Verbindungslinie. Eine Übersicht über die beobachteten Veränderungen bzw. Zuwanderungen gibt Tab. 4, in der allerdings nur ein Ausschnitt des Artenwandels und der untersuchten Tiergruppen erfaßt ist. Es ist zu vermuten, daß dieser Trend der Verschiebung der Biotoppräferenz der angetroffenen Arten sich in den nächsten Jahren noch fortsetzen und der Anteil der Waldrand- und Waldarten am Artenspektrum noch anwachsen wird.

5.4. Kleinräumige Unterschiede in den Artenspektren

Die Versuchsanlage wurde aus einer Serie von Einzelflächen zusammengestellt. Zwischen jeweils

40 m langen und 10 m breiten feldholzartigen Anpflanzungen wurden ein- bzw. zweireihige Erlempflanzungen angelegt. In der Mitte der Versuchsanlage wurde eine umzäunte 200×10 m große Sukzessionsfläche ausgespart. Auf diese Weise sollte untersucht werden, ob und auf welche Weise die Arten auf die unterschiedlichen Verbindungsstrukturen reagieren. Die quantitative Betrachtung aller mit Malaise-Fallen gesammelten Fluginsekten macht deutlich, daß die feldholzartigen Heckenstücke höhere Attraktivität besitzen als die Verbindungsflächen und die Sukzessionsfläche (Abb. 4). Kleinräumig sind sehr interessante Differenzierungen in der Verteilung der Arten zu erkennen. So findet z. B. innerhalb von 3 Jahren eine Schwerpunktverlagerung des Feldlaufkäfers *Platynus dorsalis* von einer der Anpflanzungen in die Sukzessionsfläche statt. Eine rechnerische Artengruppierung (mit Hilfe einer Clusteranalyse) unterscheidet ebenfalls deutlich eine Gruppe von Arten, die die Anpflanzung bevorzugen, von solchen, die die trockeneren und sonnigen Sukzessionsflächen bewohnen.

5.5. Ausstrahlung in die Agrarbereiche

Mit 8 Fensterfallen, die senkrecht zur Anpflanzung in räumlicher Staffelung in die angrenzenden Feldbereiche (Rübenfeld und Weizenfeld) aufgebaut wurden, sollte der Nachweis einer von der Anpflanzung ausgehenden und auf die Agrarflächen einwirkenden Regulation erbracht werden. Die Hypothese konnte mit den Daten der Freilandhebung noch nicht hinreichend untermauert

Tabelle 4

Wandel der Artenspektren		
In der Anpflanzung wurden z. B. beobachtet / gefangen:		
Vögel	<i>Anthus pratensis</i> <i>Saxicola rubetra</i> <i>Muscicapa striata, Turdus pilaris</i> <i>Fringilla coelebs</i> <i>Phylloscopus trochilus, Parus major</i>	Gräben, Büsche, Moore Wiesen, Sümpfe Gärten, Parks, Obstwiesen Wald, Gärten, Parks Wald, Waldrand, Gärten
Laufkäfer	<i>Carabus monilis</i> <i>Agonum viduum</i> <i>Harpalus rubripes</i> <i>Pterostichus vernalis</i> <i>Pterostichus niger</i> <i>Stomis pumicatus</i>	feuchte Böden, Ufer Ufer, Moore offenes Grasland Wald Wald, Feld feuchte Wälder
Zikaden	<i>Cixius pilosus</i> <i>Idiocerus decimusquartus</i>	Wald feuchte Waldränder
Wanzen	<i>Apocremnus ambiguus</i> <i>Heterocordylus tumidicornis</i>	Laubgehölze Wald, Gehölze
Syrphiden	<i>Platycheirus scutatus</i> <i>Pipiza noctiluca</i>	Wald Lichte Wälder, Gehölze

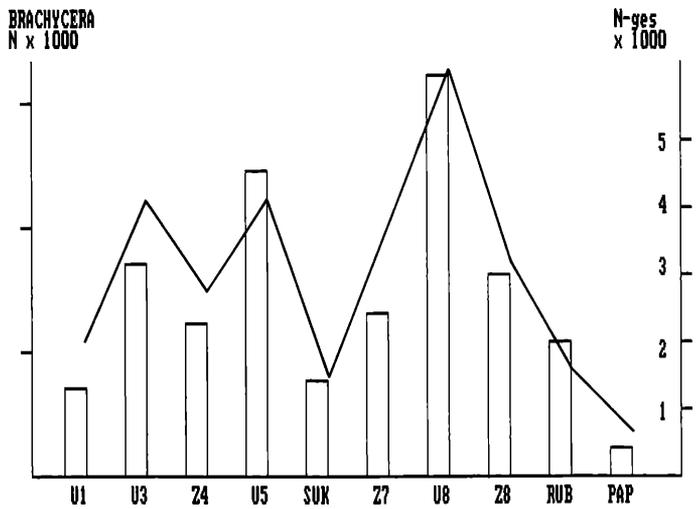


Abbildung 4

Gesamtzahl von determinierten Arthropoden (Linie) und von Brachyceren (Säulen) in der Verteilung auf die unterschiedlichen Parzellen der Versuchsanlage. (U = angepflanzte Heckenabschnitte, Z = Zwischenflächen, SUK = Sukzessionsfläche, RUB = Rübenfeld, PAP = kleines Pappelgehölz).

werden. Vieles spricht jedoch dafür, daß diese funktionellen Verknüpfungen existieren und mit dem weiteren Wachstum der Hecken an Bedeutung gewinnen wird. Einen Hinweis auf die regulativen Funktionen, die auf die Agrarflächen einwirken können, ergibt sich aus einer Betrachtung der Erzwespen im Untersuchungsgebiet. Zu Beginn der Fangperiode war hier die mit Abstand dominierende Art die Pteromalide *Pirene penetrans*. Die Art parasitiert die gelbe Weizengallmücke *Contarinia tritici*, einen gefürchteten Getreideschädling, der auf dem angrenzenden Weizenfeld in großer Dichte auftrat. Drei Argumente sprechen für eine durch die Anpflanzung unterstützte, in die Nutzflächen gerichtete Ausstrahlung der Erzwespen: hohe Individuenzahl von *P. penetrans* in der Sukzessionsfläche direkt neben dem Weizenfeld, höhere Individuenzahlen in der Anpflanzung als in dem für den Parasit unattraktiven Rübenfeld und in beiden Versuchsreihen höhere Abundanz in den hecken nahen Fällen als in den heckenfernen. Vergleichbare Beobachtungen sind auch bei den Blattläusen parasitierenden Aphidiinen gemacht worden.

Die Auswertungen der Fensterfallen nach ökosystemaren Aspekten belegen eindrucksvoll die Unterschiede von Anpflanzung und Feldbereichen hinsichtlich Artenvielfalt und Evenness, die in den Anpflanzungen deutlich höher liegen als in den angrenzenden Ackerflächen, sowie die auf die Feldbereiche konzentrierte Verteilung von Schadinsekten und das zeitliche Nachrücken der jeweiligen Parasitenkomplexe.

Eine umfangreiche und regelmäßige Zuwanderung erhalten die Feldbereiche durch Spinnen, die zu meist als Jungtiere mit Hilfe von Schwebfäden (ballooning) passiv verdriftet nach dem Zufallsprinzip neue Standorte aufsuchen. Die Fensterfallenfänge demonstrieren diese wirkungsvolle Strategie und zeigen im Vergleich mit den Ergebnissen der Bodenfallenfänge, daß ein entsprechendes Dispersionsverhalten am Boden kaum zu beobachten ist (Abb. 5).

Bei einer direkten Auszählung von Blattläusen, Marienkäfern, Schwebfliegen und Spinnen an Maispflanzen wurden auch Abhängigkeiten von der Distanz zur angrenzenden Anpflanzung deutlich. Mit wachsender Entfernung zur Anpflanzung wurden signifikant weniger Schwebfliegen gezählt. Die Zahl der Blattläuse lag am der Anpflanzung zugewandten Feldrand deutlich niedriger als im Feldinnern. Auch die Zahl der Spinnen war in diesem Bereich niedriger. Möglicherweise wirkt sich hier auch die Nahrungssuche der die Gehölze bewohnenden Vögel aus.

6. Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege im Agrarbereich

Es herrscht weitgehend Einigkeit darüber, daß es keine Flächen gibt, die von den Zielrahmen des Naturschutzes nicht abzudecken sind. Auch die intensiv bewirtschafteten Agrarflächen stellen damit für den Naturschutz keine weißen Flächen auf der Landkarte dar oder können als Tabuflächen ausgespart werden. Überlegungen, die eine Segregation von Nutz- und Schutzflächen zum Ziel haben — z. Z. in der Europäischen Gemeinschaft ernsthaft diskutiert —, müssen aus gesamtökologischer Sicht mit aller Schärfe abgelehnt werden. Ihnen ist das Integrationsmodell gegenüberzustellen, das eine Verbindung der Zielvorstellung von Nutzung auf der einen Seite und einem weitestgehenden Schutz der natürlichen Ressourcen und damit des Naturhaushaltes flächendeckend anstrebt.

Es gibt gewichtige Gründe für eine Ablehnung des Segregationsmodells. Von diesen sollen hier nur die ökologischen Argumente vorgestellt werden:

- Eine Festschreibung der Nutzungsintensität über weite Bereiche unserer Agrarlandschaft oder gar eine Steigerung der Bewirtschaftungsintensität, wie sie von manchen Befürwortern des Modells als Preis für die Freistellung von Flächen gefordert wird, belastet die Böden und die Bodenorganismen und beschleunigt den Vorgang der Auflösung der inneren Regelkreise der Agrarökosysteme. Ein solcher Prozeß würde die Bemühungen der Bundesregierung um den Bodenschutz (Bodenschutzprogramm!) ad absurdum führen.

- Die Ziele des integrierten Pflanzenschutzes müßten aufgegeben werden, da den Antagonisten der landwirtschaftlichen Schädlinge jegliche Lebensgrundlage entzogen würde. Auch dies steht im Widerspruch zu den existierenden agrarpolitischen Vorgaben.

- Die Zerschneidung und Trennung von Lebensräumen vieler Tierarten, die auf Migration und Dispersion angewiesen sind oder die große Aktionsräume oder separate Teillebensräume besitzen, wird verschärft. Barrieren werden unüberwindlich. Eine Vielzahl bisher noch nicht hinreichend untersuchter populationsökologischer und genetischer Probleme tut sich auf.

- Die der Nutzung überlassenen und die Naturschutzziele ausschließenden Flächen wirken, insbesondere wenn der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln noch erhöht werden muß, als kontinuierlicher Abfluß oder Aderlaß auf eine große Anzahl von Tierpopulationen. Populationsökologische Meßwerte können noch kein genaues Bild über die Bedeutung dieses Effektes vermitteln, aller-

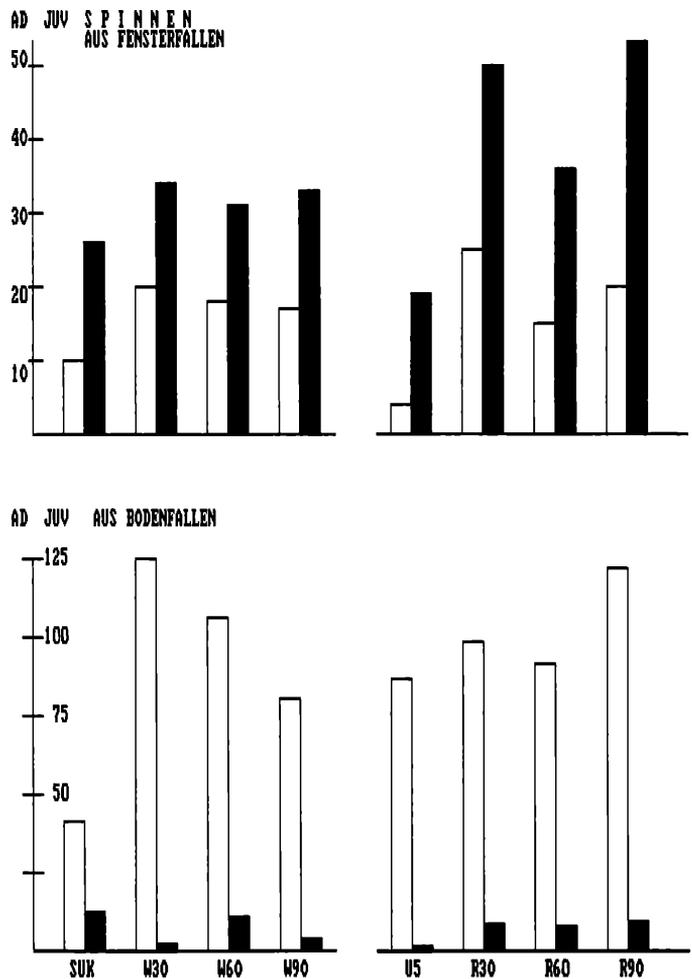


Abbildung 5

Adulte und juvenile Spinnen (weiße bzw. schwarze Säulen) aus Fensterfallen (oben) und Bodenfallen (unten) in der Anpflanzung (SUK und U5) und den angrenzenden Feldbereichen (z. B. W30 = Weizenfeld in 30 m Abstand, R90 = Rübenfeld in 90 m Abstand).

dings liegt die Vermutung nahe, daß diese kontinuierliche Abschöpfung großer Populationsanteile das Artensterben in Agrarlandschaften beschleunigt.

● Die Probleme der Rückstandsanreicherung von Agrochemikalien und der Nitratbelastung des Grundwassers werden eher vergrößert als gelöst werden.

Neben den genannten ökologischen Effekten sind auch eine Reihe politischer, insbesondere sozio-ökonomischer Bedenken gegen das Segregationsmodell ins Feld zu führen, die hier allerdings nicht behandelt werden können.

Das **Integrationsmodell** weist demgegenüber eine Reihe von Vorteilen auf. Unter Beachtung der Erkenntnisse der Inselökologie muß es als Kombination von drei verschiedenen Maßnahmen gesehen werden:

1. Eine Verringerung der Nutzungsintensität auf allen Flächen (Extensivierung), vor allem eine Rücknahme der Düngemittelgaben, eine Begrenzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln (Schadsschwellenorientierung), vielseitigere Fruchtfolgen und Förderung der eigenständigen Bodenfruchtbarkeit.

2. Ausweisung von großflächigen Naturschutzgebieten als Lebensräume, die nur geringen Störungen ausgesetzt sind und die ein langfristiges Überleben auch solcher Populationen gewährleisten, die große Areale benötigen. Großflächigkeit bedeutet in diesem Zusammenhang eine Größenordnung von 100 qkm und mehr.

3. Die strukturelle Durchdringung der Nutzflächen und die biologische Verbindung der Schutzflächen ist über eine Biotopvernetzung oder ein

Korridorsystem zu erreichen. Diese Verbindungsstrukturen müssen keineswegs ein geschlossenes, linienartiges System darstellen, sondern können gleichermaßen, je nach den ökologischen Ansprüchen der zu unterstützenden Tiergruppen, aus Serien von Trittsteinlebensräumen oder miteinander kombinierten unterschiedlichen Strukturelementen bestehen.

Erst die Kombination dieser drei Maßnahmen kann die von einem Biotopverbundsystem erhofften Wirkungen der langfristigen Stabilisierung der Ökosysteme einschließlich der Agro-Ökosysteme bewirken. Keine der Teilmaßnahmen kann ausgespart bleiben, ohne die Ziele des Biotopverbundsystems und damit die Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege insgesamt zu gefährden.

7. Forderungen an Vernetzungssysteme aus tierökologischer Sicht.

Die Vernetzung als drittes Element des Biotopverbundsystems kann im Gegensatz zur zweiten Forderung, nämlich der Einrichtung großflächiger Schutzsysteme, relativ kurzfristig unter Ausnutzung der bestehenden Planungs- und Rechtsinstrumente durchgeführt werden. An vielen Stellen in Deutschland laufen z. Z. bereits Pilotprojekte und werden große Anstrengungen in dieser Hinsicht unternommen. Teilweise zeigen Einzelpersonen dabei außerordentliches Engagement und Findigkeit und können erstaunliche Fortschritte vorweisen. Unübersehbar ist allerdings der offenkundige Mangel an Planungshilfen und ökologisch fundierten Richt- oder Orientierungswerten als Grundlage für derartige Projekte. Es kann nur bedauert

werden, daß der Kenntnisstand im Zusammenhang mit den Auswirkungen kleiner Landschaftselemente auf Besiedlung, Mobilität und die wichtigsten Populationsparameter der verschiedenen Organismengruppen so lückenhaft ist. Erst in jüngster Zeit werden Forschungsgelder gezielt in die Bearbeitung dieser Fragenkomplexe gelenkt.

Trotz des unzureichenden Wissens um viele Zusammenhänge und funktionale Verknüpfungen sollen hier einige konkrete Anregungen gegeben werden, die bei den Bemühungen um die Installation von Vernetzungssystemen hilfreich sein können; dabei wird vorausgesetzt, daß der Begriff *Biotopverbundsystem* in dem Sinn verstanden wird, der weiter oben geschildert wurde, nämlich *als kombinierte Maßnahme von Extensivierung, Großflächenschutz und schließlich Vernetzung*.

● Die existierenden großräumig geomorphologischen Strukturen und Verbindungen sind zu identifizieren und in das Gesamtkonzept zu integrieren.

● Kleinflächige raumstrukturelle Vorgaben wie Reste ehemaliger Heckensysteme, feuchte Böden, steinige Geländerrücken sowie alle extensiv genutzten oder ungenutzten Flächen sind zu kartieren und in das zu entwickelnde System einzubinden. Bei der Kartierung solcher Flächen können Luftbildauswertung und Falschfarbenaufnahmen wertvolle Hilfe leisten.

● Eine grobe Ökosystemanalyse, die vor allem die Identifikation der unterschiedlichen Zootope und der wichtigsten Tiergruppen einschließt und als Schwerpunkt die wesentlichen raumdynamischen Prozesse darstellt, ist zu erarbeiten.

● Die Dichte der Vernetzungsstrukturen sollte proportional zur Nutzungsintensität der Agrarflächen geplant werden. Je intensiver die Nutzung der Flächen, desto dichter sollte das Netz der Verbindungsstrukturen angelegt sein.

● Bestehende technische Hindernisse zwischen potentiellen oder real existierenden Teilebensräumen sollten soweit möglich entfernt oder entschärft werden. Insbesondere ist dabei an die Beseitigung aller Barrieren in Fließgewässersystemen (Verrohrungen, Staustufen, Sohlschwelen, Dämme und Wehre) für Fische, Krebse und Wasserinsekten gedacht.

● Die Netzdichte sollte an den Aktionsräumen und der Eindringtiefe der wichtigsten Regulatoren in die Nutzflächen orientiert sein. Für Hecken als mögliche Vernetzungselemente könnte das einen Maximalabstand von 200 bis 300 m bedeuten.

● Heckensysteme, krautige Säume, Uferbepflanzungen sind in ausreichender Breite zu planen und anzulegen. Ein- bis dreireihige Pflanzungen reichen in der Regel nicht aus, um die erwünschten abiotischen Bedingungen zu erreichen.

● Wenn immer möglich sind Pflanzungen so anzulegen, daß sich Säume und Randzonen entwickeln können. Die Auswahl der Gehölze ist entsprechend vorzunehmen.

● Die Gehölzauswahl sollte sich nach der potentiellen natürlichen Vegetation unter Berücksichtigung der naturgeschichtlichen Entwicklungen und der traditionellen Holznutzung richten. Pflanzen, die Schadinsekten als Zwischenwirte dienen, sollten vermieden werden.

● Verbindungsstrukturen sollten keinesfalls immer monotypisch angelegt sein. Interne Heterogenität mit sanften Übergängen steigert die Artenvielfalt, ohne die erhoffte Mobilitätsförderung wesentlich einzuschränken.

● Besondere Beachtung sollten die Übergänge in die angrenzenden Nutzflächen erfahren. Hier sollten technische Hindernisse (Straßen, asphaltierte Feldwege, Gräben) möglichst vermieden werden und die abiotischen Gradienten minimiert werden.

● Die Anschlüsse an die großflächigen Biotope (Schutzgebiete) sind zu optimieren. In Einzelfällen ist zu überlegen, ob eine trichterförmige Gestaltung die Besiedlungs- und Einwanderungsprozesse fördern kann.

● Selbstverständlich ist, daß Langlebigkeit und Störungsarmut der so geschaffenen Strukturen gesichert werden muß.

● Pflege und Management ist langfristig zu planen und bei Berücksichtigung von möglichst gering zu haltenden Eingriffen kontinuierlich durchzuführen.

● Eine Überlagerung verschiedener Netzstrukturen ist grundsätzlich möglich und häufig auch vom Arteninventar der Ökosysteme geboten.

● Konflikte mit anthropogenen Infrastrukturen (Straße, Schiene, Kanäle, Starkstromtrassen) sind soweit möglich zu vermeiden bzw. Kreuzungspunkte auch mit Hilfe technischer Mittel zu entschärfen.

Die hier zusammengetragenen Empfehlungen sind weder vollständig noch ein abgeschlossenes Konzept, sondern eher als erfahrungsorientierte offene Sammlung zu verstehen, die einer stetigen Ergänzung und insbesondere Konkretisierung bedarf. Gerade das letztgenannte — die Angabe konkreter Richtwerte in Maß und Zahl — wird regelmäßig eingefordert. Es muß bezweifelt werden, ob jemals soviel Wissen zusammengetragen werden kann, das eine Optimierung von Planungsaussagen im Hinblick auf die Stabilisierung der Biozönose in der wünschenswerten Schärfe und mit hinreichender Genauigkeit erlaubt.

So müssen die Planungshinweise in der jeweiligen Raumsituation und unter den jeweiligen agronomischen und ökologischen Rahmenbedingungen einer Prüfung unterzogen und gegebenenfalls auch variiert werden.

Die Zielsetzung, nämlich eine Öffnung und Durchdringung des Raumes einschließlich der Nutzflächen für die ganze Breite der Organismen zum Zweck der Stabilisierung der Ökosysteme und der Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, muß oberstes Ziel bleiben.

8. Zusammenfassung

Intensiv bewirtschaftete Agrar-Ökosysteme bestimmen das Landschaftsbild in weiten Teilen unseres Landes. Extensiv genutzte Geländestrukturen als Überbleibsel der ehemals großflächigen Matrix, in die die Nutzflächen eingebettet waren, verschwinden zunehmend und werden räumlich und funktional isoliert.

Die Modellvorstellungen der Inselökologie lassen für solche kleinflächigen Restflächen einen niedrigen Artenbestand mit hoher Fluktuation und großer Instabilität hinsichtlich der dominanten Arten erwarten. Die von solchen Kleinstrukturen ausgehenden ökologischen Regulationseffekte sind vermutlich sehr gering, die raumdynamischen Prozesse vieler Tierarten bei Migration, Dispersion oder Wechsel zwischen Teilebensräumen können von solchen Flächen nicht ausreichend unterstützt werden.

Hecken können neben anderen vorstellbaren und auch real existierenden Vernetzungselementen zur Verbindung von Lebensräumen beitragen. Die Vielfalt der beobachteten Funktionen von Hecken reicht von mikroklimatischen Wirkungen über die Stabilisierung von Populationen bis hin zur von den Hecken ausgehenden Ausstrahlung von Organismen in die Agrarbereiche.

Hecken können in Form von jungen Anpflanzungen in der Agrarlandschaft neu installiert werden.

Bis solche Anpflanzungen zur ausgereiften Hecke heranwachsen, vergehen 15 bis 20 Jahre. Die meßbaren und beobachtbaren ökologischen Funktionen junger Anpflanzungen werden in Auszügen vorgestellt und diskutiert. Auch junge Anpflanzungen bewirken bereits eine spürbare Mikroklimaschwelle, ihr Ressourcenangebot wird ohne zeitliche Verzögerung und entsprechend dem Phytomassezuwachs exponentiell genutzt. Das Artenspektrum erfährt eine kontinuierliche Verschiebung von Feldarten zu Arten der Wälder, Wald-ränder, Gebüsche, Ufer und Wiesen — dieser Prozeß ist nach fünf Jahren erst in den Anfängen nachweisbar und wird sich sicherlich verstärken. Die Ausstrahlung von Nutzinsekten in die angrenzenden Felder kann an verschiedenen Beispielen dokumentiert werden.

Aus der Erkenntnis der Verarmung unserer Agrarlandschaften an kleinen, extensiv genutzten Landschaftsstrukturen und angesichts der drohenden ökologischen Folgen wird die Notwendigkeit eines Biotopverbundsystems begründet. Die Nachteile eines auf Funktionstrennung beruhenden Segregationsmodells werden geschildert und mit den Vorteilen des Integrationsmodells verglichen. Ein solchermaßen integratives Biotopverbundsystem muß eine Kombination von drei Maßnahmengruppen beinhalten:

- ★ flächendeckende Extensivierung
- ★ Schutz großflächiger Lebensräume
- ★ Vernetzungssystem mit extensiv oder ungenutzten Kleinstrukturen

9. Literatur

- AGGER, P. (1984):
Forvaltning of biotop mønstre. — J. Naturfredningsrådet, 63–66.
- AGGER, P., BRANDT, J., BYRNAK, E., JENSEN, S. M. & URSIN M. (1986):
Udviklingen i Agerlandets Smabiotoper i Ostdanmark. — forskningsrapport Nr. 48, Roskilde Universitetscenter
- BAUER, G. (1984):
Zur Regulation phytophager Insektenpopulationen in Hecken. — Laufener Seminarbeiträge 5/82.
- BIBER, J. P. (1979):
Bedeutung und Funktion der Hecken für die Vögel. — Vögel der Heimat 49 (5), 98–101.
- BORCHERT, J. (1981):
Umfang von naturnahen Landschaftsbestandteilen in intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften. — Natur u. Landschaft 56 (5), 180–182.
- EWALD, K. C. (1978):
Der Landschaftswandel. Zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert. — Ber. Eidgen. Anst. f. d. forstl. Versuchswesen 191.
- HENDERSON, M. T., MERRIAM, G. & WEGNER, J. (1985):
Patchy Environments and Species Survival: Chipmunks in an Agricultural Mosaic. — Biol. Conserv. 31, 95–105.
- KARG, J. (1980):
Density and Variation of Aeroentomofauna in Agricultural Landscape. — Polish Ecological Studies 6 (2), 339–340.
- KNAUER, N. (1985):
Bodennutzung, Landbewirtschaftung, Landschaftsgestaltung. — VDLÜFA Schriftenreihe, Kongreßband 1985.
- LEWIS, T. (1968):
Windbreaks, Shelter and Insect Distribution. — Span 11,3.
- LEWIS, T. (1969):
The Diversity of the Insect Fauna in a Hedgerow and Neighbouring Fields. — J. appl. Ecol. 6, 453–548.
- MacARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1963):
An Equilibrium Theorie on Insular Zoogeography. — Evolution 17, 373–387.
- MADER, H. J. (1981):
Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. — Natur u. Landschaft 56 (7/8), 235–242.
- MADER, H. J. (1983):
Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? — Natur u. Landschaft 58 (10), 367–370.
- MADER, H. J. & MÜLLER, K. (1984):
Der Zusammenhang zwischen Heckenlänge und Artenvielfalt. — Z. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 25, 282–293.
- MADER, H. J., KLÜPPEL, R. & OVERMEYER H. (1986):
Experimente zum Biotopverbundsystem — tierökologische Untersuchungen an einer Anpflanzung. — SchrR. Landschaftspfl. Naturschutz H. 27, 136 S.
- MILBRADT, J. (1980):
Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen im Landschaftshaushalt. — In: Möllenhauer, D. (Hrsg.): Landschaft als Lebensraum, 221–235, Senckenberg. Naturf. Ges. (CFS Nr. 41).
- PLATH, L. (1984):
Die Brutvogelbestände zweier unterschiedlich strukturierter Feldhecken im Rostocker Gebiet. — Naturschutzarb. i. Mecklenburg 27 (1), 31–34.
- PLOCH, P. (1984):
Schnecken in Hecken. Ein zoologischer Beitrag zur ökologischen Landschaftsforschung am Niederrhein. — Mitt. LÖLF 9 (2), 19–20.
- SCHULZE, E. D., REIF, A. & KÜPPERS, M. (1984):
Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. — Berichte der ANL, Beih. 3, Teil 1, Laufen.
- SPREIER, B. (1982):
Bedeutung von Hecken in Flurbereinigungsgebieten als Reservoir für tierische Organismen, untersucht am Beispiel der Carabiden und Isopoden. — Diss. Heidelberg, 188 S.
- THIELE, H. U. (1971):
Wie isoliert sind Populationen von Waldcarabiden in Feldhecken? — In: DenBoer P. J. (ed.): Dispersal and Dispersal Power of Carabid Beetles. — Misc. Papers, Landbouwhoges. Wageningen 8, 105–111.
- ZIMMERLI, E. (1979):
Das Vogelschutzgehölz. — Vögel der Heimat 49 (5), 105–108.
- ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G. & STECHMANN, D. (1984):
Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. — Berichte der ANL, Beih. 3, Teil 2, Laufen.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Hans-Joachim Mader
Institut für Naturschutz und Tierökologie
d. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz
u. Landschaftsökologie
Konstantinstraße 110
5300 Bonn 2

State of knowledge about the equilibrium theory of island biogeography and the planning of natural areas

Alfred Ringler und Frank Heinzelmann

Contents

1. Introduction
2. The equilibrium theory of island biogeography
3. The size of nature reserves
 - 3.1 Species-area relationship, size and disturbance — spotlights from Bavaria
 - 3.2 Shrinking areas in Bavaria and its consequences for species-area-curves
4. Species richness — is it really that important?
5. Edge effect
Studies of edge effects in Bavaria with special reference to nutrient enrichment
6. The shape of reserves
Shape of bavarian biotope islands with regard to degradation
7. The question of isolation
Some isolation aspects from Bavaria
8. Genetic considerations
9. Differential extinction risk
10. Equilibrium theory — of any use for the design of nature reserves?
11. Recommendations for the design of nature reserves
12. Conservation concepts with reference to Bavaria
13. Abstract
Zusammenfassung
14. References

1. Introduction

In a time of ever increasing pressure on the remaining natural areas all over the world, efficient planning is of great importance if nature conservation wants to fulfill its objectives: to conserve particular species, to maximize biotic diversity and to maintain functioning ecosystems (SOULE & SIMBERLOFF, 1986).

By the early 1960s the design of refuges was based primarily on the identification of habitat requirements and species interactions and consideration of how large a population would be needed to avoid inbreeding depression. There were few general rules for refuge design, even though the outlines of how to proceed in any given instance were well established (SIMBERLOFF, 1986).

Ecologists have offered a species-area relationship, modelled as linear regression and most often expressed by an exponential function (see BOECKLEN, 1986a), which states that the number of species increases with area of island. A rough general rule is that a 10-fold increase in area means a 2-fold increase in species number (MADER, 1981); a 100-fold increase in area, a 4-fold increase; and a 1,000-fold increase in area an 8-fold increase. According to DIAMOND ET AL. (1982), the usual range in this factor (among different organisms and islands) is from about 1,4 to

3,0. On the other hand, a reduction of area by 90% means that 50% of the species previously present are to survive — at least in the short-term.

Three different hypotheses have been proposed to account for the species-area relationship.

WILLIAMS (1964, cited by FREEMARK & MERRIAM, 1986) suggested the habitat diversity hypothesis whereby a larger area supports more species because it contains a greater diversity of habitat types. A more heterogeneous forest, for example, could support more bird species because of different preferences among species for habitats.

MacARTHUR & WILSON (1967) came up with the dynamic equilibrium theory of island biogeography, which excited ecologists and biogeographers, because it used a familiar criterion (number of species) and simple mathematics to depict "Nature" as being dynamic (SIMBERLOFF, 1986).

On the basis of this equilibrium theory conclusions have been drawn with regard to the best design of nature reserves.

CONNOR & McCOY (1979) point out in their so-called passive sampling hypothesis that larger areas have more species simply because they can support more individuals and thus sample the regional species pool more completely.

Both the habitat diversity and the passive sampling hypothesis consider the species-area relationship to be of secondary importance, whereas the dynamic equilibrium hypothesis ascribes a direct role to area per se.

If the equilibrium theory is valid for inland habitat islands with respect to all species groups, trophic levels and theory components, it would be an effective guide to design biotope-systems within the "inhospitable ocean" of agricultural landscape as well as to estimate the appropriate area, shape, neighbourhood and network type of reserves. Comprehensibility and plausibility of the theory (cf. McARTHUR & WILSON 1967) facilitated the quantitative foundation of conservation strategy when facing precisely planned manipulation.

As to conservation and management programs in Central Europe, the applicability of the theory statements to patchy and manifold landscapes of multiple use has to be examined.

The validity of the theory would increase the minimum area demand and — vice versa — decrease the significance of small and fragmented populations. The "competitor" of island theory with other parameters, e.g. habitat diversity, should be decided now.

The aim of this paper then is to critically review the literature dealing with the equilibrium theory of island biogeography, particularly concentrating on its application to the design of nature reserves. The parameters size, isolation and shape will be discussed in detail. Species richness, genetic considerations and differential extinction risks are outlined as well. Concluding remarks about the usefulness of the equilibrium theory to nature conservation will be made. The paper ends with recommendations to the best design criteria for nature reserves.

Some aspects from the viewpoint of regional programs for conservation and management are given for each chapter.

The first author (H.) elaborated basic concepts and evaluated recent literature focussing on fauna, the second one (R.) contributed some results from vegetation studies in Bavaria, illustrating the superposition of island theoretical rules by anthropogenic disturbances.

2. The equilibrium theory of island biogeography

As the number of species on an island is generally observed to increase with increasing area, MacARTHUR & WILSON (1967) advanced the equilibrium theory of island biogeography to explain this observation.

The theory proposes that an island's biota, being the animal and plant life of a region, is characterized by a dynamic balance between the immigration of new species to the island and the extinction of species already present. Immigration rate decreases with increasing distance of the island from source areas, while extinction rate decreases with increasing island size. The two events, immigration and extinction, result in a constantly changing species composition (species turnover) on the island. Taking into account their low immigration and high extinction rates, small islands will be characterized by high species turnover rates.

Changes for successful colonization of very isolated islands are reduced and so the biotae of more isolated islands will equilibrate at lower species richness levels than those of less isolated islands (ZIMMERMAN & BIERREGAARD, 1986).

In addition, the predicted decline in species numbers to a new dynamic equilibrium on newly created habitat islands — DIAMOND (1972, cited by HIGGS, 1981) calls this process "relaxation" — is dependent on the area of the island; the greater the area, the slower the rate of this decline.

The island biogeographic theory used to explain species richness on oceanic islands was then applied to isolated patches of terrestrial islands. Taking into account that, according to DIAMOND (1975), the number of species that a reserve can hold is a function of its area and its isolation, and assuming that the aim is to preserve the maximum number of species, three general rules for the design of nature reserves have been proposed (BLOUIN & CONNOR, 1985, and references therein).

— First, reserves should be as large as possible to minimize species extinction rates.

— Second, they should be placed as close together as possible to encourage inter-reserve dispersal.

— Third, they should be as circular as possible because intra-reserve dispersal distances are minimized as the perimeter to area ratio decreases and as the exposure of the reserve, i.e. the influence of external processes on internal ones, is less.

These rules are not universally accepted. The parameters size, shape and isolation will now be discussed individually.

3. The size of nature reserves

The interpretation of the equilibrium theory was used extensively in the discussion whether a single large or several small ("SLOSS") reserves of total equal area will preserve a higher number of species.

The most frequently cited (e.g. DIAMOND & MAY, 1976; TERBORGH, 1976) but most contentious recommendation is that a group of small reserves will preserve fewer species than would a single large reserve. This proposition was criticized on various grounds.

According to PICKETT & THOMPSON (1978) the design of reserves should be based on "minimum dynamic area", the smallest area with a natural disturbance regime which maintains internal recolonisation sources and hence minimizes extinctions.¹ Determination of minimum dynamic area must be based on knowledge of disturbance-generated patch size, frequency, and longevity, and the mobilities of the preserved species. According to the authors, these features have not all been explicitly considered in the previous island biogeographic design recommendations.

Where there are extensive land-use conflicts KITCHENER ET AL. (1980) suggests that the only practical policy in a heterogeneous environment is to establish an "optimum area" above which species richness increases but slowly and then distribute reserves of this optimum area size to encompass habitat types perceived as important to the relevant taxa.

LOVEJOY & OREN (1981) bring up the idea of a "minimum critical size" for ecosystems — ecosystem being defined as a piece of presently or once continuous habitat at least large enough in extent to contain and maintain its characteristic species diversity and species composition.² This idea of an ecosystem's minimum critical size emphasizes the most important aim of conservation — to maintain functioning ecosystems.

McCOY (1983) points out that prediction of species richness by means of area is risky. According to him, a simple extrapolation of the species-area equation is inappropriate in many situations. The minimum refuge area is most probably overestimated as a result. This is in agreement with HEYDEMANN (1980) and MALTZ (1984, 202), who state that the minimum area of a species could decrease if resource density is very high due to increased structural diversity.

WHITCOMB ET AL. (1981), on the other hand, points out that the minimal acceptable woodlot size may in fact be substantially larger than the minimum territorial size. The lesson of their studies for conservation suggests that the multiplicity of factors generated by habitat fragmentation precludes, absolutely, any combination of small forest fragments acting as avifaunal preserves of eastern deciduous forest. Such reserves must be large.

The main theoretical argument against this proposition to favour single large reserves on the basis of the equilibrium theory is that area per se accounts only for 50% of variation in species richness (BOECKLEN & GOTELLI, 1984). In other words, although there is a correlation between species richness and area, several factors, rather than just area alone, might be more meaningful when determining reserve sizes.

1) Oscillations of cricket-(*Gryllus campestris*-)population on a xerothermic grassland slope of Walberla/Upper Franconia — 1975: ca. 600 individuals, 1977 ca. 30 000 ind. — indicate a minimum dynamic area of many hectares is necessary in order to build up a population large enough to survive a collapse in cold and rainy seasons (REMMERT 1978).

2) HEYDEMANN (1981) gives orders of magnitude for minimum ecosystem-areas. REICHHOLF (1980) derives a minimum area demand of about 70 ha from a bird-species-area-curve in Central Europe.

SIMBERLOFF (1986) states that, except on the most distant oceanic islands, most species absences are caused by inappropriate habitat.

Other workers (PICKETT & THOMPSON, 1978; CONNOR & MCCOY, 1979; WRIGHT, 1983; BOECKLEN, 1986a; FREEMARK & MERRIAM, 1986) also stress the great importance of habitat diversity or habitat heterogeneity for the species richness in a particular area.

According to MÜHLENBERG (1984), habitat diversity increases with increasing area. This results in larger populations of each species (RUDIS & EK, 1981) and in species richness which is also due to a higher food production because of a higher plant species diversity and number of phytosociological associations (MÜHLENBERG, 1984).

KITCHENER ET AL. (1980) relates the variation observed in species richness of Australian lizards to the log number of vegetation associations. In a later study KITCHENER ET AL. (1982) could show that bird species richness is related not to isolation from adjacent land, but to area of the reserve, which was the most important variable, and to certain other habitat variables. He argues that smaller reserves frequently lack broad habitat elements such as entire vegetation formations.

LYNCH & WHIGHAM (1984) consider the structural and floristic characteristics of the vege-

tation as more important than patch size and isolation for many bird species.

The proposition that a single large reserve will preserve more species than would a group of small reserves of equal total area is also challenged on empirical grounds.

Whereas HIGGS & USHER (1980) state that a number of small reserves have more species than a single large one — the proportional overlap of species being the critical factor — SIMBERLOFF & ABELE (1982) and SIMBERLOFF & GOTELLI (1984) conclude that, for several taxa, including both animals and plants, either there is no consistent difference between single large and several small sites in species richness, or else groups of small sites tend to have more species. Why this should be so is not known.

As stated by BOECKLEN & GOTELLI (1984), equilibrium interpretations of species-area regressions are unwarranted. The equilibrium interpretation is that the regression line represents the equilibrium number of species for a given area, whereas a strict statistical interpretation is that the line represents the average species number for a given area. A deviation from the regression line would be interpreted statistically as an error which is associated with the island.

This error may represent habitat heterogeneity, resource availability, or some other factor.

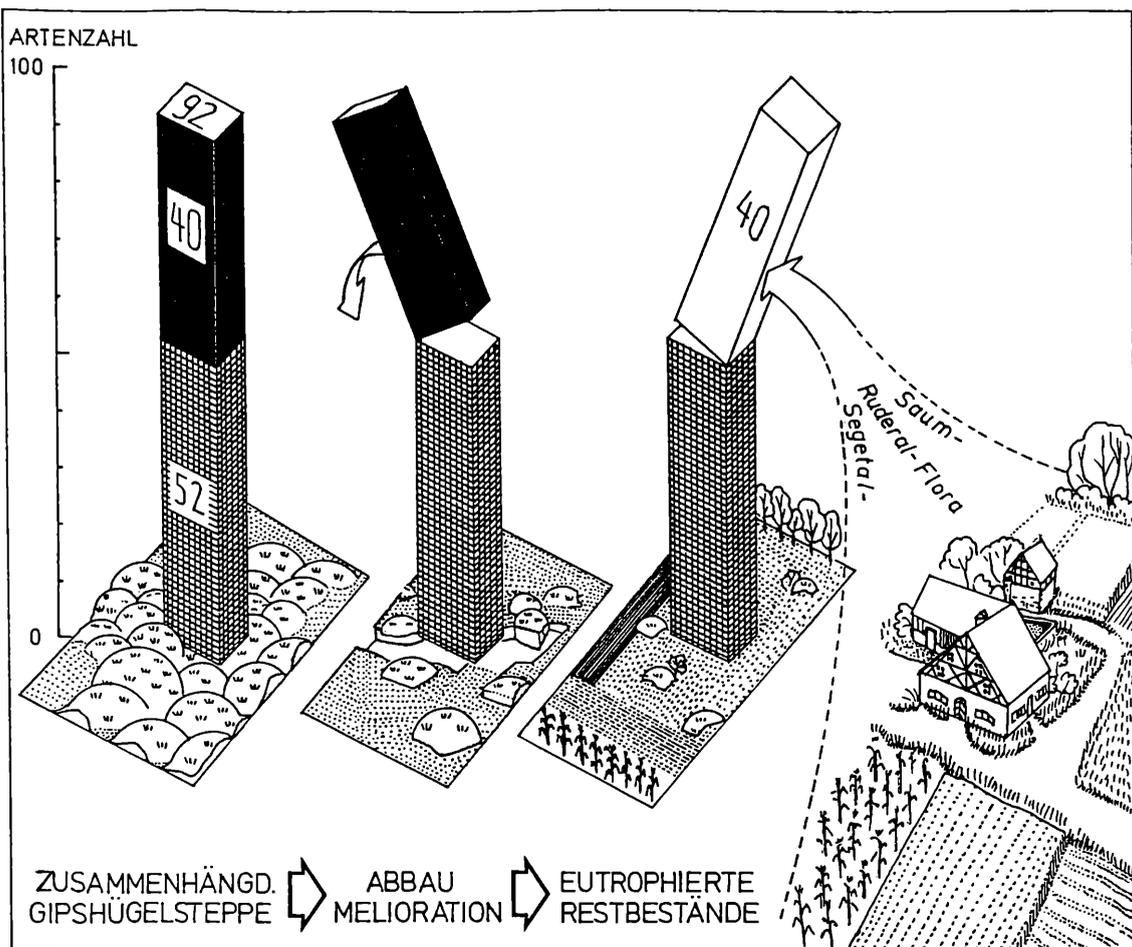


Figure 1

Shrinkage, fragmentation and exchange of spermatophytes in the gypsum-steppe "Sulzheimer Gipshügel" near Schweinfurt (Lower Franconia) during the period 1950–1983 (RINGLER unpubl.)

black: steppe-species disappearing

chequered: species of unfertilized grasslands still remaining

white: invading species from saum, field and waste land communities indicating disturbance

Plant species exchange was accompanied by a significant decrease of grasshoppers (Orthoptera). 10 species are missing today (–50 percent compared to 1965) according to BEUTLER (pers.comm.).

Moreover, BOECKLEN & GOTELLI (1984, and references therein) argue that design principles based solely on equilibrium theory ignore other relevant factors in refuge design such as habitat heterogeneity, disturbance regimes, social and economic constraints, human impact, minimal viable population sizes and habitat requirements of targeted species.

For HIGGS (1981) the species-area relationship supports either strategy depending upon the proportion of species shared between the proposed half-sized reserves; i.e. the strategy depends on each individual situation.

MARGULES ET AL. (1982, cited by ZIMMERMAN & BIERREGAARD, 1986) does not see any evidence that extinction – a central term in the theory of island biogeography – is in fact area dependent.

ZIMMERMAN & BIERREGAARD (1986) conclude that equilibrium theory and the species-area relationship cannot be used as ecological justification for the preservation of large areas over several small areas of total equivalent area or vice versa.

3.1 Species-area relationship, size and disturbance – spotlights from Bavaria

With regard to heavily affected and shrinking biotopes the statements given in the previous chapters have been confirmed by recent studies, up till now only for plants with some degree of certainty (RINGLER unpubl.). Results can be summarized as follows:

- Total numbers of plant species does not decrease in the course of fragmentation, because species “newcomers” favoured by disturbance generally equal or exceed species losses.

- Decrease of rare species (Red List) following biotope-dissipation runs antagonistic to the increase of ubiquitous species.

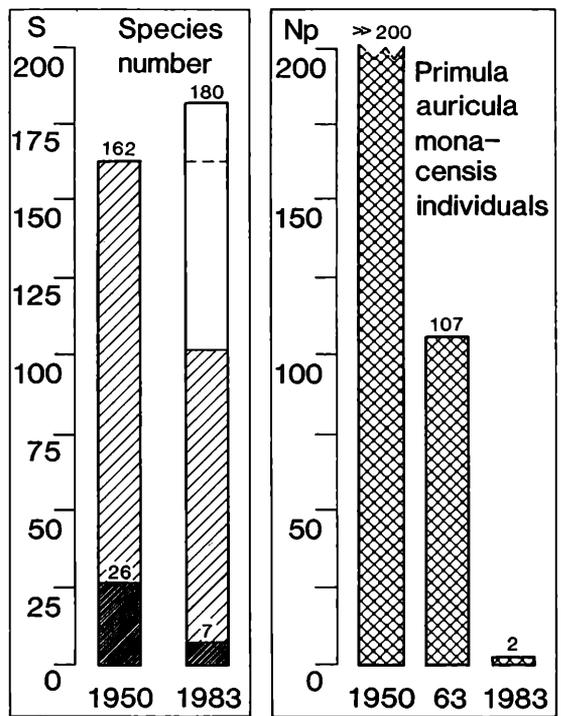
- Conceivable island biogeographical effects should not be separated from disturbance influences as for example species competition and nutrient status changes.

- In no study area total amount of species is higher in a single large reserve compared to a group of relict areas of equal total size.

Our first example shows a gypsum steppe in Lower Franconia being continuous up to 1950 and fallen to fragments by cultivation since then (fig. 1). Shrinkage by more than 90 percent and fragmentation did not reduce total species number.¹ 40 xerothermic grassland-specific species disappeared during the post-war-period but were replaced by an at least equal number of species originally inhabiting waste land, fields and saum sites. Those species are characteristic for diminished and increasingly disturbed relict islands of gypsum steppe.

The second example shows species exchange without island reduction, only being dependent on intensified utilisation of agrarian surroundings (fig. 2). In the 2,4 ha calcareous fen reserve “Gfällachursprung”, Erdinger Moos, Upper Bavaria, 162 spermatophyte and bryophyte species were recorded for the period 1935–1950 by other authors. Despite an accelerating loss of fen-specific

1) However, other organism groups do not react similarly upon habitat “insularization” and degradation. For example orthoptera (grasshoppers) in the gypsum steppe fragments underwent a 50 percent loss of species during the last 2 decades not being equalized by any immigrating new species (BEUTLER, pers.comm.).



S Number of spermatophyte and bryophyte species
Np Individuals of *Primula auricula monacensis* (flowering)
 Rare ecosystem-specific species (Red List Bavaria)
 Species registered 1950, 60 of which disappear until 1983
 “Newcomer” species, not recorded in the past

Primula auricula fo. *monacensis* was chosen as a species example of utmost rarity and conservation value

Figure 2

Plant species exchange in a exogenous disturbed fen reserve (Gfällach/Upper Bavaria) from RINGLER (unpubl.)

S Number of spermatophyte and bryophyte species
Np Individuals of *Primula auricula monacensis* (flowering)

Rare ecosystem-specific species (Red List Bavaria)

Species registered 1950:60 of which disappear until 1983

“Newcomer” species, not recorded in the past

Primula auricula fo. *monacensis* was chosen as a species example of utmost rarity and conservation value

and Red List species primarily during the 1960ies and 1970ies, today at least 180 species are registered. Species invasion exceeded species losses as much as total species number increased slightly (+18 species). In those examples an increase of total species number is nothing less than a sign of a radical degradation by anthropogenic influences originating from the surroundings.

3.2 Shrinking areas in Bavaria and its consequences for species-area-curves

The extent of shrinkage is quite different for the various biotope-types. In any case actual maximum size has fallen far below the natural size and

even the size possibly manifested up to World War II.

Some ecosystem-types, for instance calcareous grasslands in Southern Bavaria, acidic grasslands on crystalline rock and sand flats, as well as a common biotope as moist meadows, have declined to an extent, which prevents the construction of species-area-curves. Remaining areas are then too small to allow finding out the curve-shape, especially the transition from steep to flat curve sections. In such cases ecosystem-specific shape of the function $S = c \cdot A^z$ can no longer be verified. Thus comparisons with other ecosystem-types get nearly impossible (fig. 3).

In the case of xerothermic grassland maximum size "moved" from the flat section down to the steep section of the curve. The upper part of the curve is unknown (interrupted line, quotation marks), because no complete species recording has been done before the decline started. In contrast transition mires actually do verify the curve comprehensively. Maximum size of today is not far from 19th century size.

However, decline of ombrotrophic bog has been stopped, just before the maximum size changed from the flat to the steep section of the curve.

Would the conservation-value of xerothermic grasslands be far below those of the transition mire, as present species richness is reduced due to fragmentation?

4. Species richness – is it really that important?

A particular characteristic of the species-area relationship is that it addresses only species richness. But refuges can also be designed for aims

other than species richness, e.g. the conservation of rare or endangered species or the conservation of interactions whose happy by-product is, according to JANZEN (1983), the conservation of organisms.

Island biogeographical theory then, and its application to conservation (e.g. DIAMOND & MAY, 1976), do view all species as equal, and just count numbers of species.

Even despite inherent differences in species' biologies, few analyses of species occurrence in large or small reserves have adequately addressed species composition (as opposed to species richness) in relation to reserve area (BLAKE & KARR, 1984). How can we favour small forest reserves because of their allegedly high species richness if they contain largely ecological generalists and temporary migrants which do not really add to species richness on a regional scale?

It is therefore important to avoid a simplistic numbers game when assessing the biological impact of habitat disruption.

The question is not which refuge system contains more species, but which contains more species that would be doomed to extinction in the absence of refuges (RAPOPORT ET AL., 1986).

JANZEN (1983) concludes that extinction is bad, but that the addition of species which do originally not belong to a particular habitat, is also bad.

Consequently, many arguments over reserve size have not addressed a central purpose of parks and reserves: The preservation of species that are most at risk of extinction.

Taking into account the inadequateness of the parameter species richness, the usefulness of island biogeographic theory for conservation purposes seems questionable.

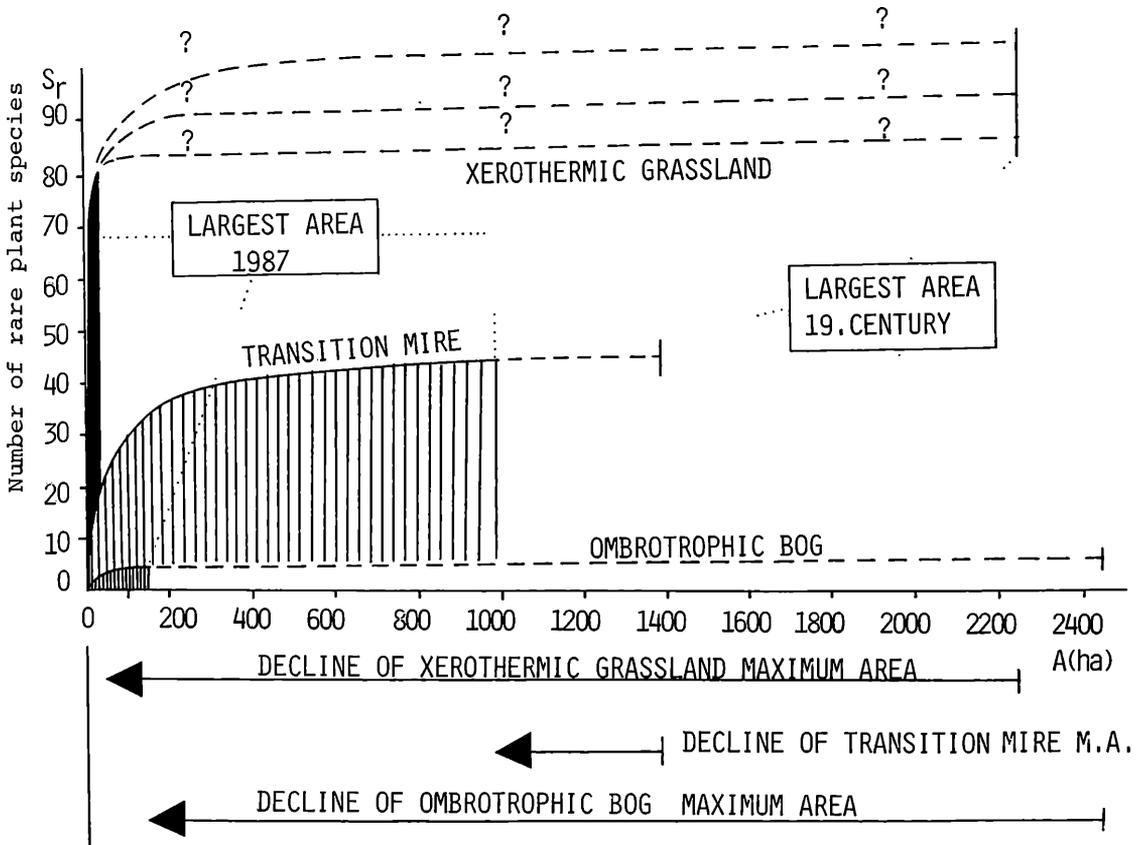


Figure 3

Species area-curve for rare plant species in S Bavarian ecosystem-types and their cutting-off as a consequence of decline of maximum sizes (arranged from unpublished data; rare species see RINGLER 1980).

5. Edge effect

Percentage-wise small reserves have generally more edge habitat than large reserves assuming they have the same shape. The quality of those edge zones are markedly different to reserve interior zones, especially with regard to microclimatic parameters and consequently vegetation structure. These differences in habitat quality influence the species richness and composition markedly (MADER, 1980; RINGLER, 1981a & b).

The same holds for ecotones where two or more communities interdigitate and where endemic or mainly ecotonal species may be present: they show generally maximum diversity (RAPOPORT ET AL., 1986). If one preserves ecotones, then one runs the risk of omitting the most typical habitats, which are normally in the centre and not on the borders, and vice versa.

DIAMOND & MAY (1976) state that edge-intolerant species are worse off in smaller areas. For MADER (1980) a decrease in the diameter of a forest below 80 m means that the whole forest consists basically of edge habitat. This lack of forest core area changes the species composition noticeably, the at least local extinction of specialists and big animal species results in a disturbance of biomass and energy flow in the system which leads to decreased stability.

BLAKE & KARR (1984) point out correctly that preservation of many individual species is contingent on the presence of large reserves and that a series of small reserves does not preserve the same set of species as a large reserve, irrespective of total species richness. For bird species they argue that long-distance migrants and forest-interior species are poorly represented in small forests and a single large reserve was more likely to support greater species totals for these groups. The reverse was true for short-distance migrants and permanent residents.

FREEMARK & MERRIAM (1986) point out that habitat heterogeneity was more important to edge-related classes. To maintain a diverse avifauna,

they suggest, that regional conservation strategies should maximize both size and habitat heterogeneity of forests.

Criticizing the overwhelming ornithological emphasis of habitat island studies, BLAKE & KARR (1984) admit that comparisons between plant and animal communities, and even among different animal taxa, are complicated by differences in dispersal capabilities, habitat requirements, effective population sizes, reproductive strategies, and other factors.

They conclude that fragmentation of habitat may lead to immediate loss of mobile species (e.g. birds) while changes in species composition may be protracted for less mobile organisms.

In closing, species that are most at risk are in many cases not adequately preserved by multiple small reserves which contain a considerable amount of edge habitat.

Studies of edge effects in Bavaria with special reference to nutrient enrichment

Many biotope-islands, recorded in biotope-maps in FRG and especially Bavaria, are only 1–10 ha large. To be unconditionally applicable to equilibrium theory, the edges of those biotope-islands should not stretch far into the interior. Contraction rate of uninfluenced interior and radius of exogenous influence are monitored by means of permanent plots in sites surrounded by agriculture (RINGLER unpubl.). Preliminary results with reference to fens and xerothermic grasslands can be generalized as follows:

(1) As to oligotrophic fens, not yet eutrophicated interior zones of considerable dimension are hard to be found outside regions exclusively used as meadows and pastures. Even in those regions nutrient enrichment has pushed back the original biocoenosis border by at least 30–100 m.

(2) The areas of small and longitudinally shaped oligotrophic sites are completely affected by nutrient input from adjacent fields.

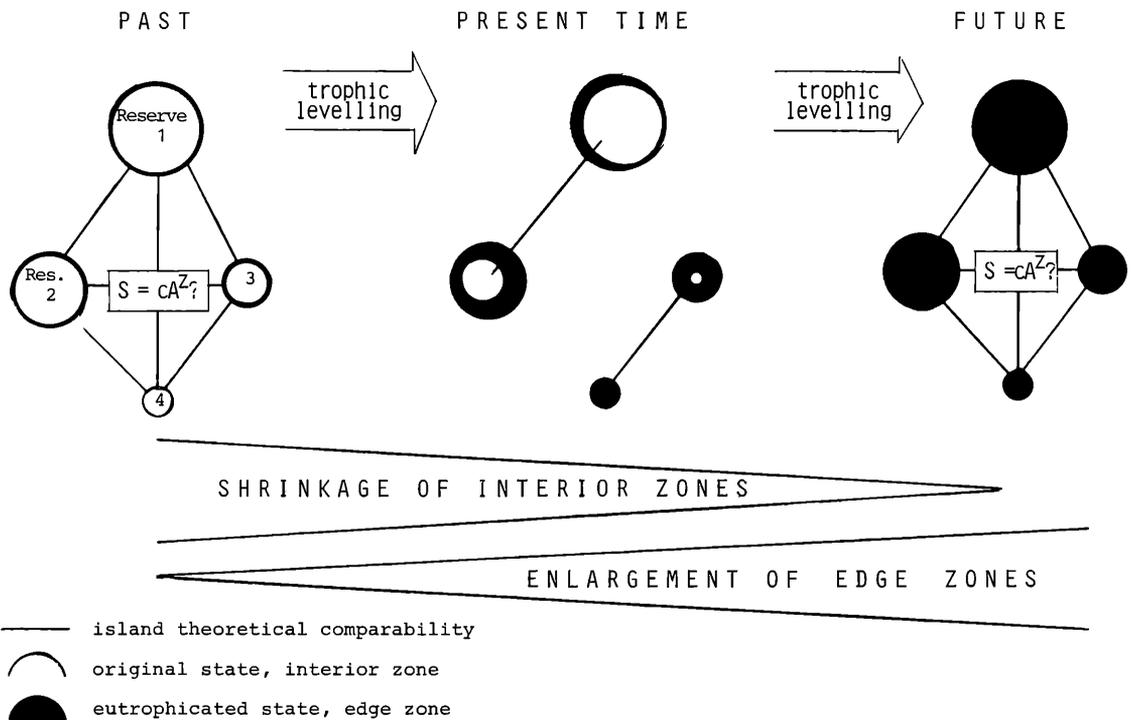


Figure 4

Island ecologic implications of replacement of oligotrophic biotops by eutrophic ones (schematic)

(3) Striking mixtures of species groups with high and low N indicator value (according to ELLENBERG 1982) indicate a "precipitated" replacement of oligotrophic by eutrophic communities (see RINGLER 1981 b). There is no steady state, which allows to apply equilibrium theory.

(4) Due to their successional inertia, many oligotrophic species persist for a considerable time despite of increasing competitive pressure, even if reproduction and vitality have been reduced some time ago.

(5) "Edge-immigration" also implies a profound alteration of habitat conditions (change of growth forms, e.g. increase of tall herbs and grasses, foraging conditions, microclimate and moisture etc.). A more radical faunistic than floristic change is following. A certain niche is altered and replaced by another one without direct destruction.

(6) In the course of "edge immigration" the subject of equilibrium theoretical interpretation contracts more and more and disappears finally. But if the biological development will arrive at a new

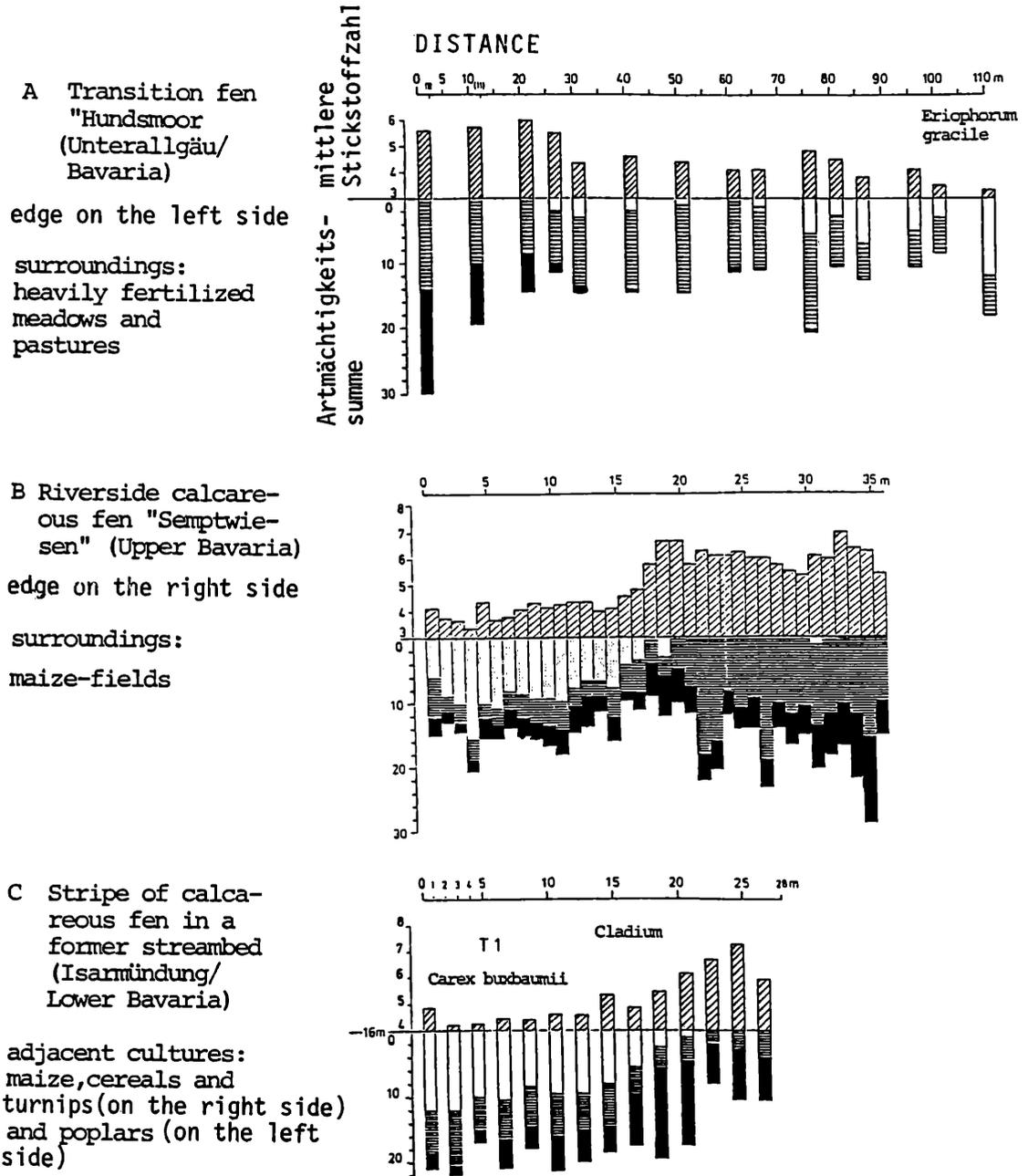


Figure 5

Transects across nutrient-enriched fens at right angle to the edge (3 examples from S Bavaria; after RINGLER unpubl.)

"Mittlere Stickstoffzahl": Medium N value according to ELLENBERG (1982)

"Artemächtigkeitssumme": species abundances (after BRAUN-BLANQUET-scale) added up for N value groups

black column sections N value group 7-9 (polytraphentic)

transversely striated N value group 4-6 (eu traphentic)

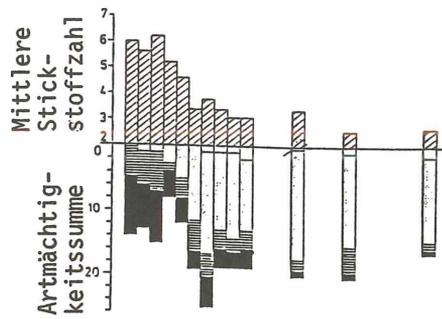
dotted column sections N value group 2-3 (mesotraphentic)

white column sections N value group 1 (oligotraphentic)

Realm of some rare species (*Eriophorum gracile*, *Cladium mariscus*, *Carex buxbaumii*) seems to be heavily disturbed in terms of total species composition.

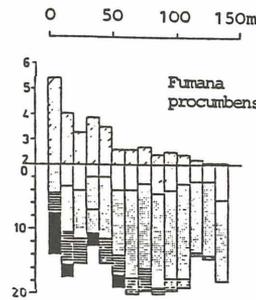
D Dry grassland on carbonate gravel (Rosenau/Lower Bavaria)

adjacent culture on the leftside:
cereals
flat



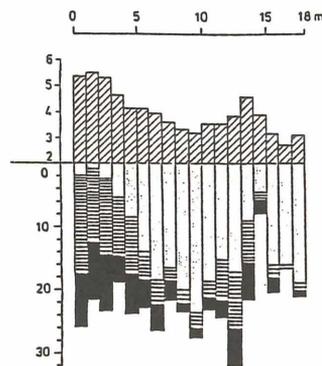
E Xerothermic grassland on Jura slope (Hutberg/Upper Palatinate)

adjacent culture on the leftside:
cereals
to the leftside running out steep slope



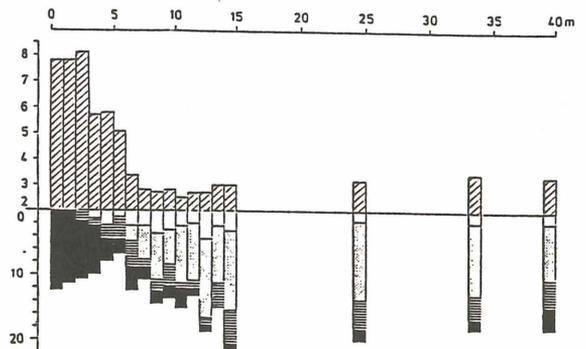
F Dry grassland on calcareous tufa (Tuffhügel near Würth/Upper Bavaria)

adjacent culture on the leftside:
maize
wavy ground



G Dry acidic grassland on drifted sands (Pettstädter Sande/Upper Franconia)

adjacent culture on the leftside:
fertilized meadow
river bank terrace



H Dry grassland on calcareous moraine deposits (Tumulus near Pähl/Upper Bavaria)

adjacent culture on the leftside:
cereals
isolated steep hill

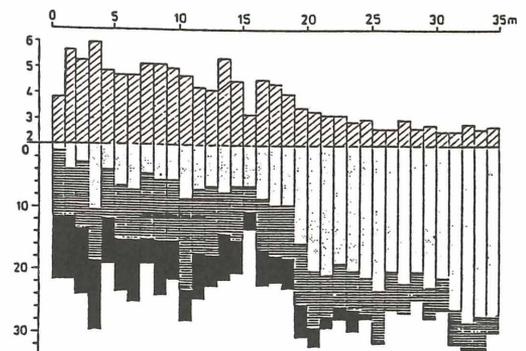


Figure 6

Radius of species-composition-affecting nutrient input shown along transects at right angle to dry grassland edges being dependent on orographic differences from RINGLER unpubl.), signatures see fig. 5.

semi-persistent state on a higher nutrient level, possibly a new equilibrium theoretical suitability is attained (see fig. 4).

Illustrating this chapter, figures 5 and 6 demonstrate the degree of centripetal nutrient-enrichment expressed by N value gradients (according to ELLENBERG 1982) along transects at right angle to the edge.

Except of example A (fig. 5) trophic levelling has spread over the whole fen study areas.

In the case of dry grasslands the nutrient-enriched margin has also enlarged too far to be merely an "edge zone" (fig. 6). Frequently the whole community area is already intermingled with medium or high N value species (fig. 6: F-G).

Finally pattern of invading species is illustrated by fig. 7.

6. The shape of reserves

DIAMOND (1975) claimed that in a reserve that is too elongate or has many dead-end peninsulas, dispersal rates from central to outlying areas may be too low to prevent local extinctions in isolated regions which in fact represent pure edge habitat zones. He concludes that reserves should be as circular as possible as intra-reserve dispersal distances are minimized as the perimeter to area ratio decreases.

GAME (1980, cited by BLOUIN & CONNOR, 1985) points out that if immigration is indeed an important factor in maintaining species richness in nature reserves, then the optimal shape may not be circular. They note, however, that the orientation of a non-circular reserve relative to the source of immigrants must also be considered, so shape per se is not the important factor.

The shape of an island or reserve may also influence the amount of environmental heterogeneity within that entity. GAME (1980, cited by BLOUIN & CONNOR, 1985) noted that long, thin refuges might contain greater habitat diversity than round ones by virtue of passing through a greater number of habitat types (cf. RINGLER, 1981a). At some point a refuge may be so narrow that only edge species can exist there, or disturbance from the surrounding habitat will cause extinctions. Exactly what that point is can only be determined empirically for each taxon.

According to BLOUIN & CONNOR (1985) island shape does not explain a significant amount

of the residual variation in species number in more data sets than expected due to chance alone. They conclude that if the mechanisms controlling species richness on oceanic islands and isolated patches of terrestrial habitat are the same, then shape is not of major concern in the design of nature reserves.

SIMBERLOFF (1986) states that just as the equilibrium theory is unrelated to "SLOSS", the theory also makes no prediction about refuge shape. Even the "peninsula effect" (WILSON & WILLIS, 1975, cited by SIMBERLOFF, 1986) whereby species richness often decreases from base to tip of a peninsula can be explained by habitat gradients, such that on those peninsulas on which a peninsula effect is observed, each site has about as many species as are suited to the site, and it happens that sites at the tip tend to have poorer habitats than do sites at the base.

SIMBERLOFF (1986) concludes that the equilibrium theory is not a foundation for recommending a particular refuge shape.

Shape of Bavarian biotope islands with regard to degradation

Due to spatial structure and land use, shape of habitat islands differs considerably (see fig. 8). Island (fig. 7 above) and longitudinal (below) patterns generate a very differing biocoenotic connexion. Archipelagean structures can hardly be distinguished. Usually there is no series of "mainland" to "small island" biotopes, but many islands of nearly the same order of magnitude are at a similar distance.

For that reason one would probably fail in classifying the "stock" of biotopes in view of equilibrium theory and pre-estimating their "value" with the background of equilibrium theory parameters size and distance. In many regions the dominance of edge effect, diminishing the applicability of the equilibrium theory, is caused by shape simply.

In some testing areas the quotient edge length/area (= edge index) was computed for certain biotope types. Margin-situated damages, e.g. waste deposits, constructions, little clear-cuts, were registered at representative sample areas. Number of defects per hectare biotope-area is obviously dependent on shape type (fig. 9). The more stretched a biotope, the higher its probability to be defected. Furthermore there is an utmost and

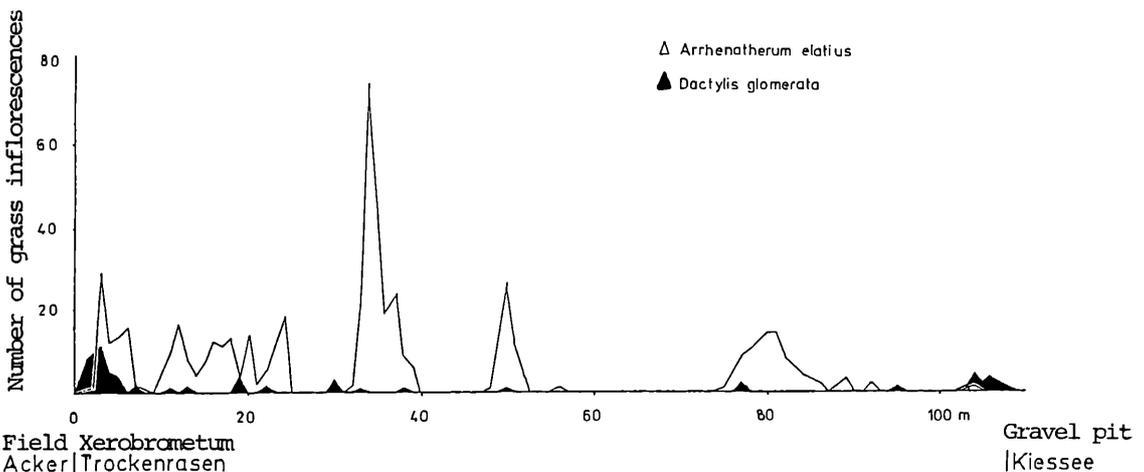
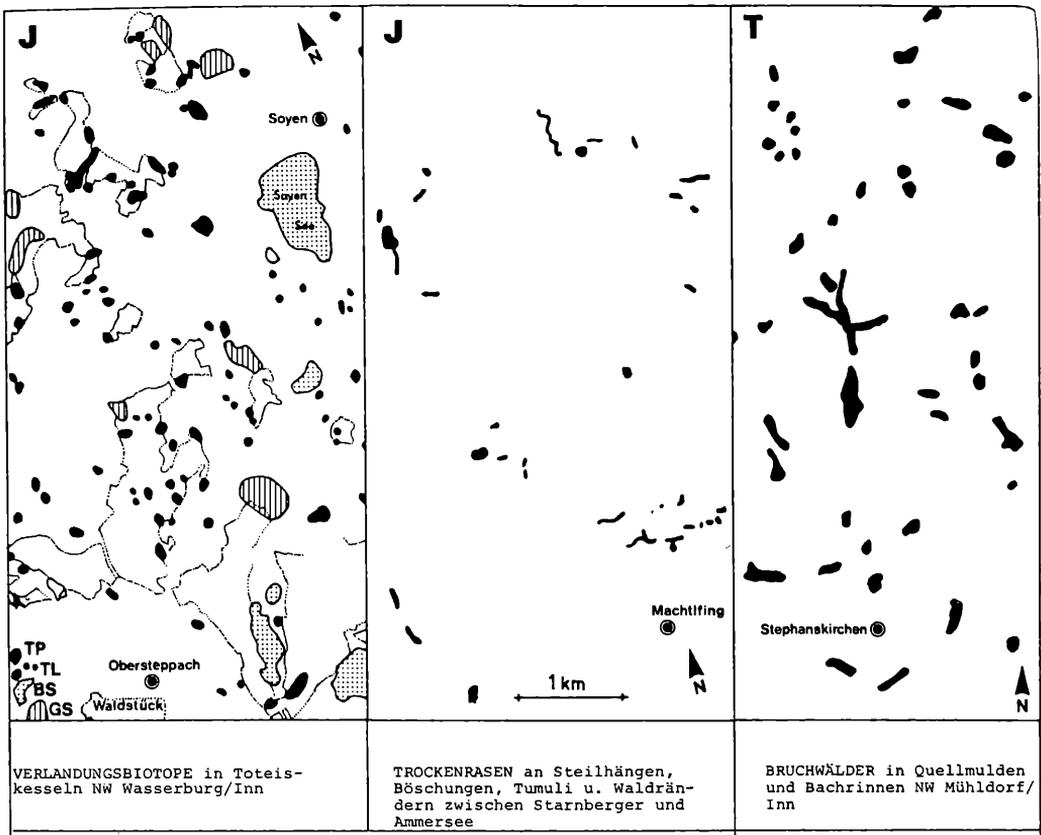


Figure 7

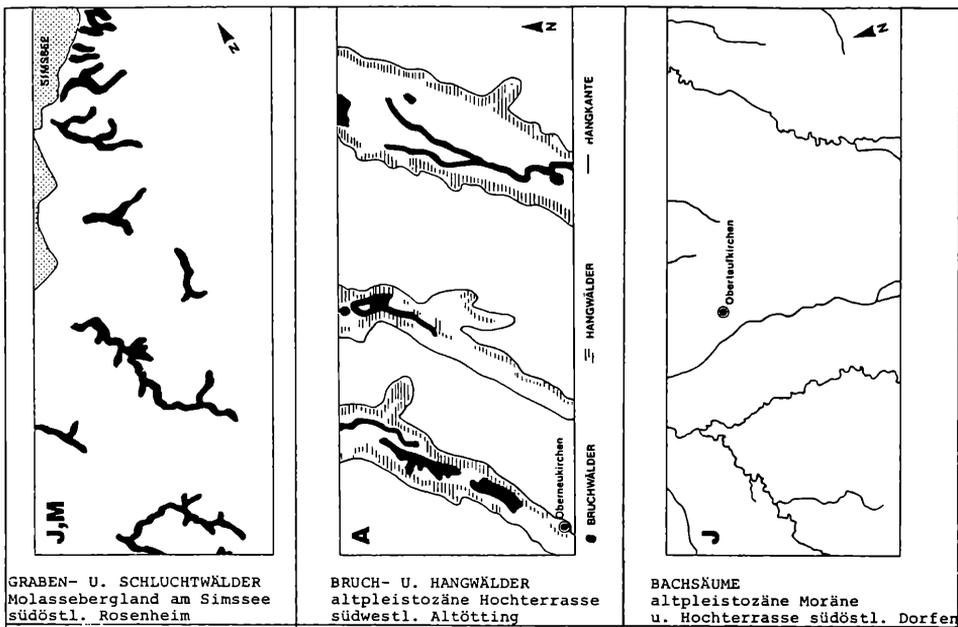
Invasion pattern of *Arrhenatherum elatius* and *Dactylis glomerata* into a field-surrounded Xerobrometum (Rosenau/Lower Bavaria); shoots being counted per 2x1 m-samples along a transect at right angle to the edge (RINGLER unpubl.). Not only trophic gradient, generated by intensive crop cultivation in the surroundings may be causal for the floristic degeneration, but perhaps seed pressure and long-distance-transported nutrients.



SWAMPS, PONDS AND
SMALL MIRES NW
WASSERBURG

FRAGMENTS OF DRY
MEADOWS (MESOBROMION)
AMMERSEE-DISTRICT

SWAMP WOODS NW
MÜHLDORF/INN



RAVINE AND CANYON
FORESTS IN THE
SIMSSEE DISTRICT

SWAMP FORESTS SW
ALTÖTTING

CREEK WOODS SE
DORFEN

Figure 8

Circular- (above) and longitudinal-shaped biotopes in Upper Bavaria (from RINGLER 1981 c)

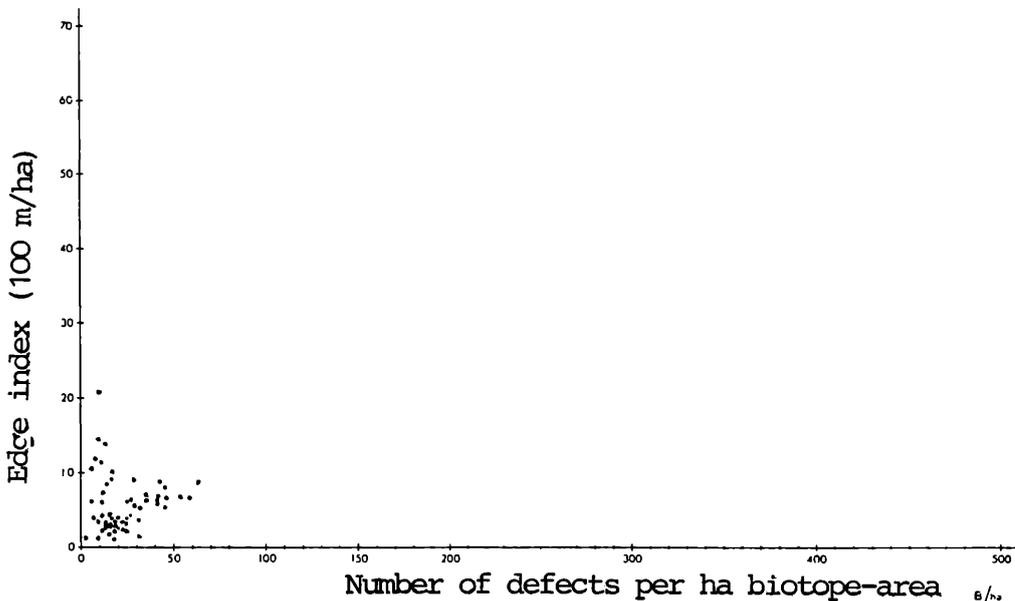


Figure 9

Relation between density of defects and grade of dispersion (edge index) for 100 biotopes in South Bavaria (from RINGLER 1981 c)

shape-independent risk for small-island habitats lying in dips.

Hence shape effects in conjunction with anthropogenic consequences invalidate island theoretical rules at a high degree.

7. The question of isolation

Another important factor affecting the number of species in an ecosystem or habitat is the distance or extent of isolation. The greater the distance between one environmental patch and another similar patch, the fewer the species those patches will both contain.

In other words, all other things being equal, the more widely separated the sites, the greater the habitat diversity (SIMBERLOFF, 1986). Or, as SCHONEWALD-COX & BAYLESS (1986) puts it, the potential for interactions decreases with increasing distance and as the gradient disappears (source of dispersers within the pathway declines). The effect of distance simply illustrates the ability of species to disperse across intervening zones between islands. The greater the ability to disperse, the less the effect of distance on the number of species.

McCOY (1982) and MADER (1983) agree that habitat islands differ from true islands in that they are not surrounded by totally inhospitable habitats.

In addition RINGLER (1981b) and MADER (1983) argue that there are often strong dispersal barriers in the landscape: settlements, traffic lines, monocultural forestry areas and agricultural fields. This hostility of the environment and the cutting up of once contiguous regions seriously affects the recolonisation abilities of species and therefore tends to prevent biotic exchange between sub-populations.

In order to increase this biotic exchange, MacARTHUR & WILSON (1967) did emphasize the potential importance of small islands, in association with large islands, because small islands may act as stepping stones between large islands or mainland and islands.

MADER (1980), MÜHLENBERG (1984), HEYDEMANN (1986) and SOULE & SIMBERLOFF (1986) all stress the importance of corri-

dors between reserves to facilitate gene flow and dispersal of individuals between components of the reserve system. This, in turn, decreases the rate of extinction of semi-isolated groups, increases the effective size of the populations, and the recolonisation rate of extinct patches (SOULE & SIMBERLOFF, 1986).

On the other hand, corridors increase the exposure of animals to humans, increasing the amount of poaching and their exposure to disease harboured in domesticated species. They also negate the quarantine advantage inherent in a system of isolated reserves (SOULE & SIMBERLOFF, 1986).

JANZEN (1983), dealing with the topic of increase in interference from outside as park size decreases, makes a noteworthy suggestion: in some circumstances it may be much better to surround a small patch of primary forest with species-poor vegetation of non-invasive species of low food value (e.g. grain fields, closely cropped pastures...) than to surround it with an extensive area of secondary succession rich in plants and animals that will invade pristine forest. This approach might prevent the outcompeting of typical pristine forest species by secondary successional species and therefore it might conserve the interactions typical for such a pristine forest.

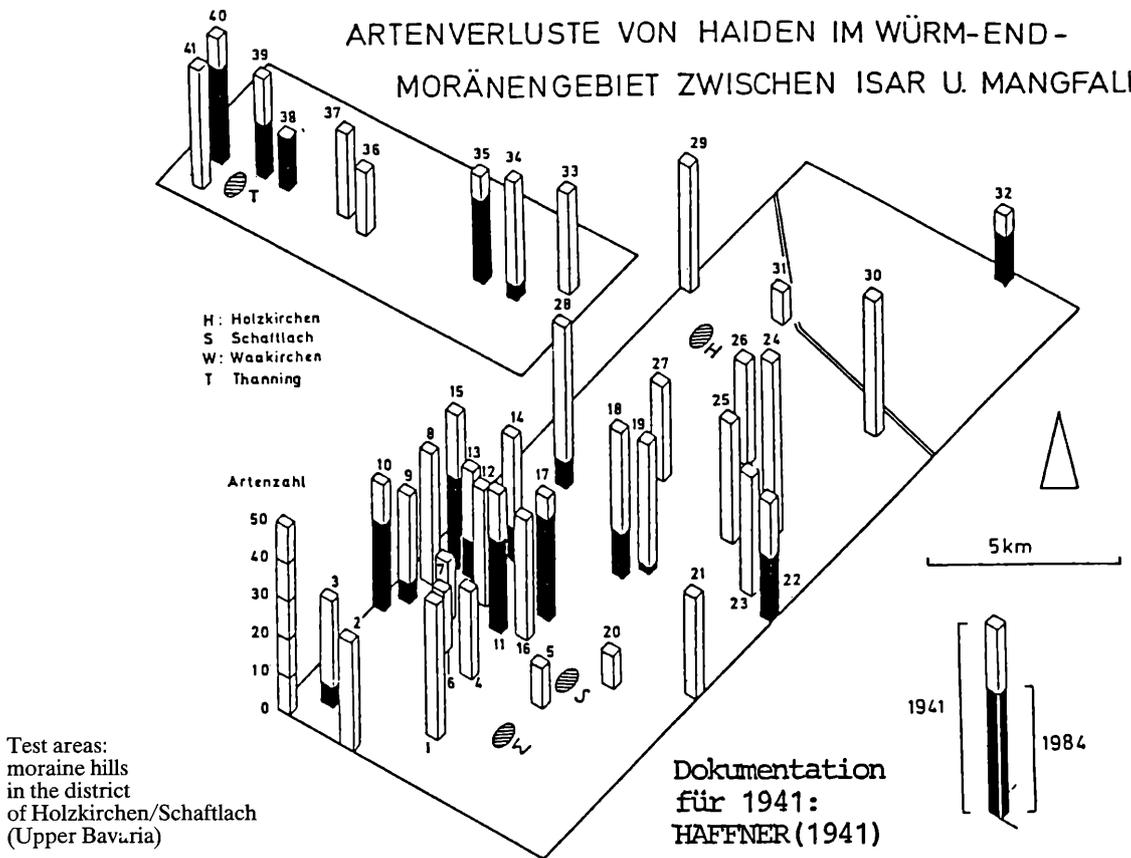
A certain degree of isolation could therefore be advantageous in some circumstances.

Taking into account that even large continental reserves are not necessarily self-contained ecosystems driven by endogenous processes (KUSHLAN, 1979), and acknowledging the often extreme hostility of man-made environments against ecosystem interactions, MÜHLENBERG & WERRES (1983) and LESSLIE & TAYLOR (1985) strongly suggest not to focus conservation policy only on a system of nature reserves, but to implement conservation efforts within a framework of a general land management strategy which considers land as a continuum used for different purposes (cf. ERZ, 1981).

Some isolation aspects from Bavaria

At the same time, when habitat islands are shrinking and their species composition is chang-

ARTENVERLUSTE VON HAIDEN IM WÜRM-END-MORÄNENGEbiet ZWISCHEN ISAR U. MANGFALL



ARTENVERLUSTE ERDINGER MOOS 1964 - 1984

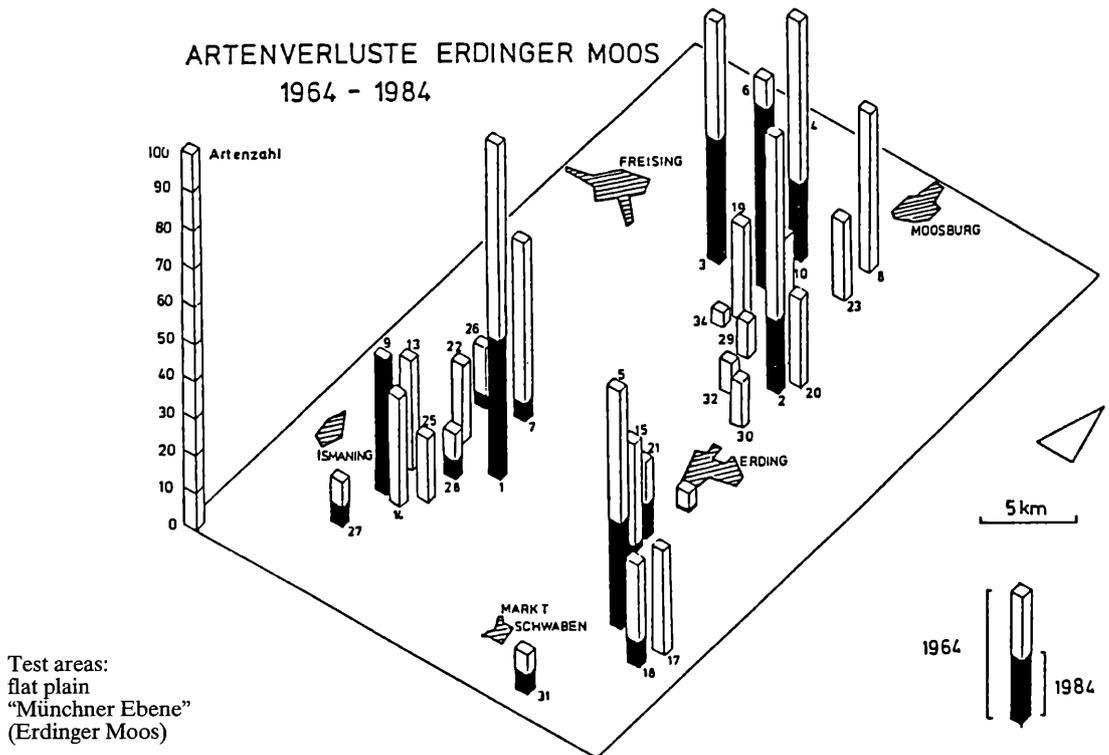


Figure 10

ing, other islands are completely extinct (*fig. 10*) and barriers between still remaining islands are further raised by additional roads, settlements and land use intensifying. Relations between biotope-losses, island habitat deterioration and increase of distances have been considered in some testing regions in Bavaria. Few preliminary results are presented by *fig. 10 and 11*.

There is to be pointed out as a quintessence with respect to landscapes with a high dynamics of land use:

— As islands disappear and deteriorate continually and as separating distances and barriers increase more and more, there is not enough time for species "stocks" to adapt to the altered conditions of area and isolation degree. Therefore un-

stablens of biotope-network invalidates species-area-relationships and equilibrium theory rules.

— Inter-connecting corridors as e.g. ditches, gravel road borders, terrace embankments and longitudinal steep slopes are largely disfunctioned or disrupted by fertilization, ploughing borders, pushing forward, afforestation, gravel digging etc. Most stepping-stones are totally extinct. Biocenotic connex between “node biotopes” breaks up respectively.

— Medium distance between islands increased considerably within the last two decenniums, in some districts it doubled (test area 2) resp. quadrupled (test area 3; see fig. 11). Potential of species exchange by immigration from neighbour islands diminishes more and more.

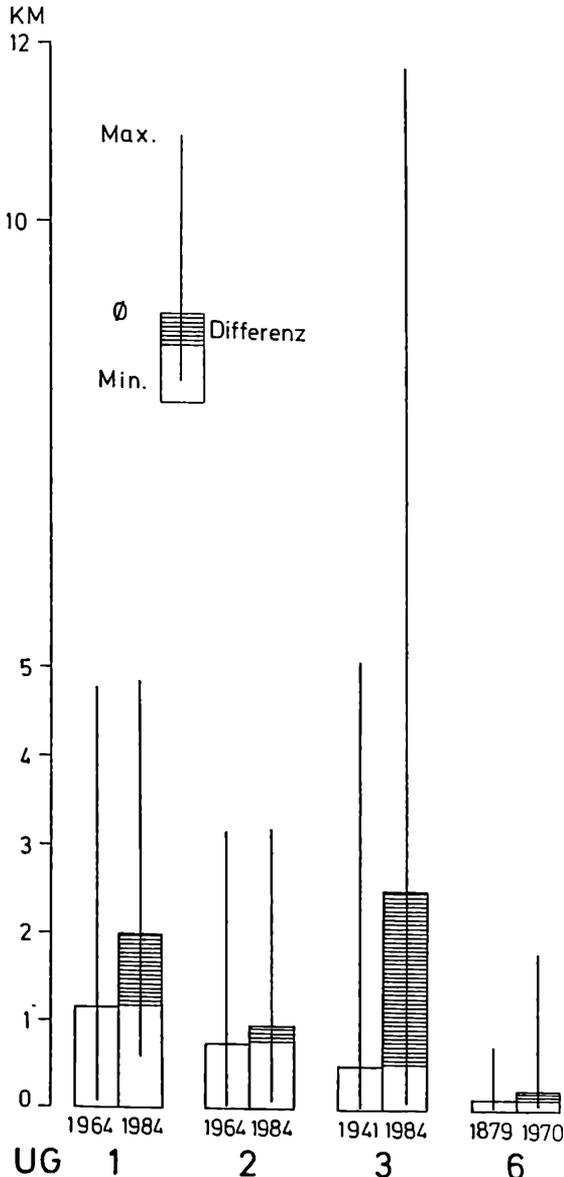


Figure 11

Increase of medium, maximum and minimum distance between fen fragments, xerothermic grassland fragments and ponds in several Bavarian testing areas.

- UG 1 Erdinger Moos
- UG 2 Landkreis Rosenheim
- UG 3 Holzkirchen-Schafflach
- UG 4 Grettstädter Wiesen (Lower Franconia)
- UG 5 Lkr. Tirschenreuth (Upper Palatinate)

8. Genetic Considerations

Refuge design must also take into account the genetic properties of small, insular populations. Particularly important is the preservation of sufficient genetic variability for long-term evolutionary change (FRANKLIN, 1980, and SOULE, 1980, both cited by BOECKLEN, 1986b) and the avoidance of inbreeding depression (SHAFFER, 1981; SIMBERLOFF, 1986). Severe inbreeding depression can significantly reduce reproductive success by decreasing vigour and fertility. Therefore the optimal refuge design will maximize genetic variation and minimize inbreeding depression (BOECKLEN, 1986b; SIMBERLOFF, 1986). In this context Franklin (1980, cited by BOECKLEN, 1986b) suggests an effective population size of about 50 is the minimum required for short-term prevention of severe inbreeding, but that an effective population size of approximately 500 is needed to prevent significant long-term loss of alleles. Since effective population size is usually much smaller than the number of individuals in a population, depending on mating systems, sex ratios, and other factors, prevention of inbreeding depression would require more than 50 or 500 individuals.

These considerations give additional support to the recommendation of large reserves capable of supporting vast populations.

BOECKLEN (1986b) suggests that subdivided populations with occasional inter-subpopulation migrations typically preserve more heterozygotes over the long term and preserve alleles longer than do corresponding intact populations, as subdivision allows local adaptation of subpopulations and increasing overall genetic variation by increasing between-population differentiation (FRANKLIN, 1980, cited by BOECKLEN, 1986b).

BOECKLEN (1986b) draws the conclusion that archipelagos of refuges with occasional inter-refuge migration appear to be the optimal design strategy for genetic conservation.

Within the inter-connected systems of nature reserves (“Verbundsysteme”), designed for regional planning in Bavaria, so-called “Biotop-Atolle” (archipelagos of refuges) were suggested and mapped on a regional scale (RINGLER 1981b and 1983).

9. Differential extinction risk

The risk of extinction varies greatly among species, depending on a variety of factors. It is directly related to population size: the smaller the population the more likely the risk of extinction. A second indication of vulnerability to extinction is the degree to which the population fluctuates with time. Thus, comparing two species with the same population size, averaged over time, the species whose population fluctuates more widely is more prone to extinction (DIAMOND ET AL., 1982).

Species having small geographical ranges also tend to be vulnerable to extinction, due to environmental catastrophes affecting their whole ranges.

According to WILCOX (1980), mammals — excluding bats — have high metabolic rates and poor dispersal abilities, and consequently low population densities. This results in the highest rate of collapse and fewer species at equilibrium, i.e. they are most vulnerable to extinction. Birds and bats, because of their lower metabolic rates and their superior dispersal abilities, have lower collapse rates and a greater number of species; they are therefore less vulnerable to extinction. Reptiles and amphibians, being cold-blooded, have the

lowest metabolic rates — they are least vulnerable to extinction.

All other things being equal, sedentary species are more prone to extinction than vagile species. However, if, for instance, only one-tenth of a desert region is contained in reserves, then the resident species in the reserves will be less prone to extinction than presumably some nomadic species which naturally roam over the whole region (DIAMOND ET AL., 1982).

10. Equilibrium theory — of any use for the design of nature reserves?

According to PICKETT & THOMPSON (1978), immigration, which is important in maintaining species equilibrium on true islands, will not contribute significantly to the maintenance of equilibrium in reserves in the future because of the disappearance of recolonisation sources.

This aspect should be taken into account when talking about equilibrium theory.

In addition, FRANKEL & SOULE (1981) point out that the historical phase of reserve establishment is drawing to an end. Conservationists must now begin to attend more to the problem of maintaining what is already protected.

For HIGGS (1981) the parameter values of species-area relationships are not constant in time. Even within an undisturbed area they may vary, because of succession, for example.

He concludes that potential biological variation and errors in measuring key parameters must be considered initially when evaluating alternative conservation strategies developed from species-area relationships.

MÜHLENBERG & WERRES (1983) consider the equilibrium theory of island biogeography as generally confirmed for terrestrial habitat islands. They favour large and contiguous refuges in order to avoid the disappearance of rare animal species. The species most affected by a decrease or fragmentation of area are the ones with a great body length and a close fixation to its habitat.

MÜHLENBERG (1984) states that the equilibrium theory applies only partially for cultural landscapes. According to him, the theory can not offer a base, but rather suggestions for landscape planning.

MADER (1983) comes to the conclusion that the species-area relationship might not be applicable in the case of small island biotopes with high species numbers. The resource availability in an area of which more than 20% is edge is significantly diminished. Small island biotopes are characterized by less stability with regard to resource availability, by higher fluctuations with higher amplitudes and by a small environmental predictability.

Whereas MÜHLENBERG (1984) argues that the diminishment of habitat size increases species turnover and in most cases decreases the abundance of species, thus increasing the probability of extinctions for a given species, MADER (1983) states that area diminution can result in superdominance of some species and temporary immigrants. When assuming species richness as parameter one is misguided by assuming a high species diversity; but on a regional scale there can be only relatively few species.

According to ZIMMERMAN & BIERREGAARD (1986) the theory has not been properly validated and the practical value of biogeographic principles for conservation remains unknown. One of their objections is that the data brought to bear on the equilibrium theory have very largely been

ornithological (see also BLAKE & KARR 1984). Therefore, the little empirical evidence being there to support design strategies might be really relevant only to birds (MARGULES ET AL., 1982, cited by ZIMMERMAN & BIERREGAARD, 1986).

SIMBERLOFF (1986) argues that results from species-area models should not automatically be generalized as the analysis of any particular community bears largely only on that community. CONNOR & McCOY (1979), for example, argue that, because the species-area relation is different at various latitudes, the design of reserves must vary from case to case. In addition, patchiness, which would favour the selection of several special sites as reserves, seems to be exaggerated in the tropics as compared to the temperate zones.

The broad application of recommendations based on species-area relationships without reference to geographic location seems at best questionable.

SIMBERLOFF (1986) considers species being so unique and their interactions both with one another and with the physical environment so complicated and varied, that one should view with scepticism any general injunctions about how to preserve them. He gives seven reasons for his critical assessment.

(1) The equilibrium theory is not sufficiently tested (see also McCOY, 1982). The most optimistic statement that can now be made is that the theory seems to hold in a few systems and not in others.

(2) The species-area relationship that forms the basis of most of the conservation applications is not best explained by the dynamic equilibrium theory. The majority of species-area relationships described in the literature probably arise, not from effects of island size on turnover rates, but from the fact that larger sites tend to have more habitats.

(3) The peninsula effect is also not necessarily caused by turnover at all, or by decreased immigration to peninsular tips — the lower species richness on peninsular tips might be due to lower habitat diversity.

(4) Even if the species-area relationship were caused by the turnover envisioned by the theory, the theory would still make no prediction about "SLOSS".

(5) For "SLOSS" the result is that either groups of small islands tend to have more species than do single large islands of equal total area, or there is no difference in species richness. The reasons for this pattern are not known, but an hypothesis is that habitat diversity tends to be greater for groups of small islands than for single large ones.

(6) At some small size, which would differ among species, groups of small refuges would not be useful for conservation. Neither would very thin refuges. The sizes at which such effects would arise must be determined empirically.

(7) Much of the research cited tends to confirm the view of pre-equilibrium theory refuge planners that the major consideration is conserving enough habitat for the target species.

Simberloff (1986) concludes that the number of species in refuges is related to area, most probably because the number of habitats increases with area. Equilibrium turnover, as envisioned in the equilibrium theory, probably plays a relatively minor role in most species-area relationships.

The recommendations brought forward by the vast majority of authors discussing the equilibrium theory go all in the same direction: Autecological research in the field of species, their various interactions and of the ecosystem as a whole is of prime importance in order to gain special insights relevant to conservation (McCOY, 1983; SIM-

BERLOFF, 1986; SOULE & SIMBERLOFF, 1986; ZIMMERMAN & BIERREGAARD, 1986).

USHER (1985) emphasizes the complexity of conservation strategies, showing that many factors are inter-related and that functions more complex than simple species-area models may be necessary.

For BLAKE & KARR (1984) determination of optimal reserve size will depend on a knowledge of species' ecologies. As HIGGS (1981) puts it: "Biological knowledge of the distribution and habitat requirements of the species to be conserved is necessary for the application of island biogeography and once this is available, conservation strategy can be more sensibly determined on other grounds anyway."

ZIMMERMAN & BIERREGAARD (1986) summarize the present trend in thinking about the usefulness of biogeographic theory with the following statements: "If the impressive brainpower and effort used in repeated vain attempts to extract conservation strategy from biogeographic theory were instead devoted to autecological research, how much better would conservation be served?" They continue: "We field biologists and conservationists do not need another paper discussing species lists and species-area relationships or z values (z value being the slope of the species-area curve; see BOECKLEN, 1986a — own insertion); we urgently need concrete statements about the biology of individual animal and plant species. There are no shortcuts; the unique relationships of each ecosystem must be understood before we can save them and this will come only with time spent in the field."

On the other hand, it is important to point out that lack of "hard data" should not prevent us from preserving right now whatever we consider worth preserving, even if exact and detailed knowledge about the requirements of certain species is not yet available.

11. Recommendations for the design of nature reserves

PICKETT & THOMPSON (1978) suggest that reserves should be designed and managed so that a maximum number of successional stages are represented. They contend that this within-reserve heterogeneity will maximize species diversity.

Later data (ABUGOV, 1982, and MILLER, 1982; both cited by RAPOPORT ET AL., 1986) are in accordance with this suggestion; they show that areas of intermediate alteration generally contain higher species richness than do non-altered or strongly altered areas.

USHER (1979) proposes that habitats with fewer species than the species-area relationship suggests for their area may be excluded from consideration as nature reserves since they are species-poor. A sensible conservation policy might aim to manage a few reserves that approximate to the normal species-area relation for that region since it could be argued that they are more "typical" than a selection of particularly species-rich sites.

HIGGS (1981) mentions that only large reserves allow the survival of species at higher trophic levels. A further advantage of a large reserve is that recolonisation of devastated parts is easier compared to a network of smaller reserves where dispersal barriers are present. On the other hand, although predatory species from higher trophic levels might be more aesthetically pleasing animals, there is always the temptation for development to "nibble away" at large reserves because "there is

plenty more". This might be a considerable drawback in a region where there is increasing pressure for land.

Acknowledging CONNOR & McCOY's (1979) statement that conservation areas should be designed with specific goals in mind, BLAKE & KARR (1984) suggest that management strategies, to be most effective, must focus on species most in need of conservation efforts. For species that rely on habitat configurations or resource conditions that are present, reliably, only in large, unbroken forests, this would mean that a series of small reserves, no matter what their total combined area, is not adequate for their preservation.

According to LYNCH & WHIGHAM (1984) the best regional conservation strategy for some species may be to preserve the maximum total amount of brading habitat, without overemphasizing the extent of each individual forest fragment. If each individual reserve in a network is large enough to support a breeding population of the target species, and if extinction rates of these species are sufficiently low in relation to recolonisation rates, the network approach may be a reasonable one.

The authors also point out that the most practical management approach might be to avoid practices (e.g. reduction of forest area, increase of isolation, removal of understorey vegetation) that have been shown to have negative impacts on target species of special conservation interest.

For RAPOPORT ET AL. (1986) the design of an optimum reserve is one that maximizes the capture, or minimizes the loss, of valuable species. In an area with a poorly-known flora or fauna, it would be recommendable to select areas containing the rarest species (in average density) and/or containing the maximum species richness. In closing, he suggests to pay attention to preserving quality rather than quantity.

Acknowledging that attempts to apply general rules to global strategies for reserve design throughout the world are likely to be futile, GAME & PETERKEN (1984) expect that the optimum strategy would be to acquire a limited number of reserves, covering a range of sizes, thus striking a balance between many small sites, which would maximize the number of species through greater habitat variety in the heterogenous environment, and a few large sites for more practical reasons.

In this context it should be taken into account that protection and management of several small reserves will require greater enforcement and effort than few large ones (SCHONEWALD-COX & BAYLESS, 1986; SIMBERLOFF, 1986).

On the other hand, two small reserves would facilitate the survival of different species which would otherwise outcompete each other in one single, large reserve.

As the provision of more than one reserve sufficient for minimum viable populations is important, SOULE (1983) suggests that a multiplicity of smaller reserves is better than one large reserve.

This is in accordance with EAST (1981) who considers it being possible that a well planned, well managed network of small reserves (small is a relative term; he talks about less than 500 square-kilometers) could ensure the survival of all the species of large mammals which occur in the African savannas.

SOULE & SIMBERLOFF (1986) argue that saving the largest possible fraction of a community will usually facilitate saving any particular species. Consequently they favour large reserves whenever possible.

Suggesting that the “SLOSS” debate is no longer an issue in the discussion about the optimal design of nature reserves, SOULE & SIMBERLOFF (1986) offer a three-step process to estimate the minimum sizes of reserves: (1) Identify target or keystone species whose disappearance would significantly decrease the value or species diversity of the reserve; (2) determine the minimum number of individuals in a population needed to guarantee a high probability of survival for these species; (3) using known densities, estimate the area needed to sustain the minimum number.

SCHONEWALD-COX & BAYLESS (1986) state that nearly all parks and reserves are too small to protect biological diversity. As boundary processes, i.e. processes of exchange across the administrative edges of nature reserves, have a very strong effect on internal processes of small reserves, the authors suggest a network of large reserves with additional small reserves. Neither small nor highly exposed reserves can be substitutes for large and insulated reserves.

On the other hand, large reserves alone are also inefficient because of their small numbers and cannot necessarily be considered effective without the additional patchwork of protection that small reserves offer.

In addition SCHONEWALD-COX & BAYLESS (1986) they suggest that both species distributions and land-based conservation efforts are affected by both ecological and sociological factors. Incorporation of human societies, behaviour, and welfare into the planning and design process in land-based conservation efforts is of prime importance.

It is important to realize that selection, design and acquisition are inextricably linked – there is little sense in determining the ideal selection and design if these sites never become available for purchase.

In closing, it looks as if most conservation decisions, which will be more and more decisions about the proper management of already established reserves and less about the creation of new reserves, will continue to be essentially pragmatic and small-scale, concentrating on single species or communities. In the search for a generally valid set of rules, equilibrium theory, and the species-area relationship have a role to play, but only

as a more or less helpful tool rather than a necessity.

Intuition, common sense and the judicious use of available autecological data are still the state of the art, very much like in the period before the equilibrium theory was proposed.

12. Conservation concepts with reference to Bavaria

At first sight species-area relationships seem to be useful to find out minimum area for reserves containing their typical species stock. But apart from shrinkage-generated uncertainty of minimum areas (as mentioned above) there is another limitation, shown in *fig. 12*:

Number of plant species with a high conservation-value (so-called rare species) is much less related to area than total species number. At equal area the number of rare species may vary on a large scale, top numbers can even be obtained at relatively small areas. At best, something like a minimum size, at which high numbers of rare species may be reached, can be derived. This is shown in *fig. 12*.

Nevertheless areas smaller than the minimum area must not be excluded from conservation efforts. Although they may contain less rare species indeed, just those species, which are missing in the larger areas because of chorological and other reasons, could occur in the smaller areas.

Therefore even small areas are often unreplaceable.

Fig. 12 indicates a so-called “minimum area for rare species”, differing on a large scale between the biocoenosis-types, as an additional parameter to minimum area of the community. For example the minimum area to obtain rare plant species in S Bavaria varies between 0,005 ha (xerothermic grasslands) and ca. 10 ha (ombrotrophic bog).

For this reason only preservation of single large reserves is not sufficient.

Furthermore there is a very different concentration pattern of species relevant for conservation as shown in *fig. 13*. For example the group of de-alpine and subarctic plant species is regionally scattered over many single, partly very small sites

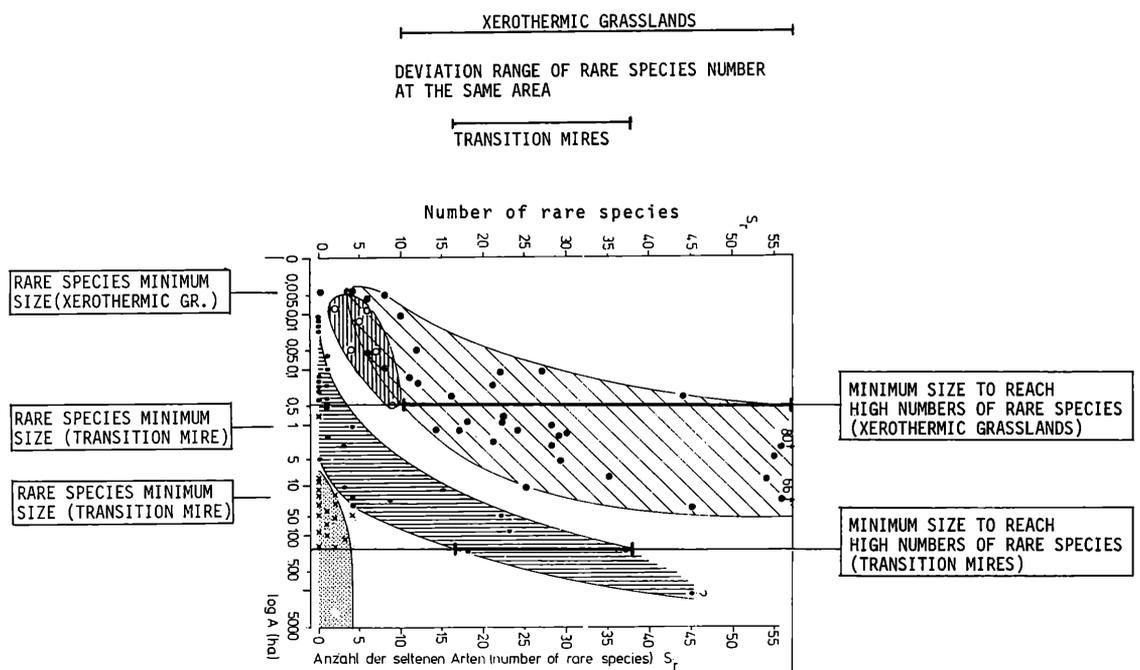


Figure 12

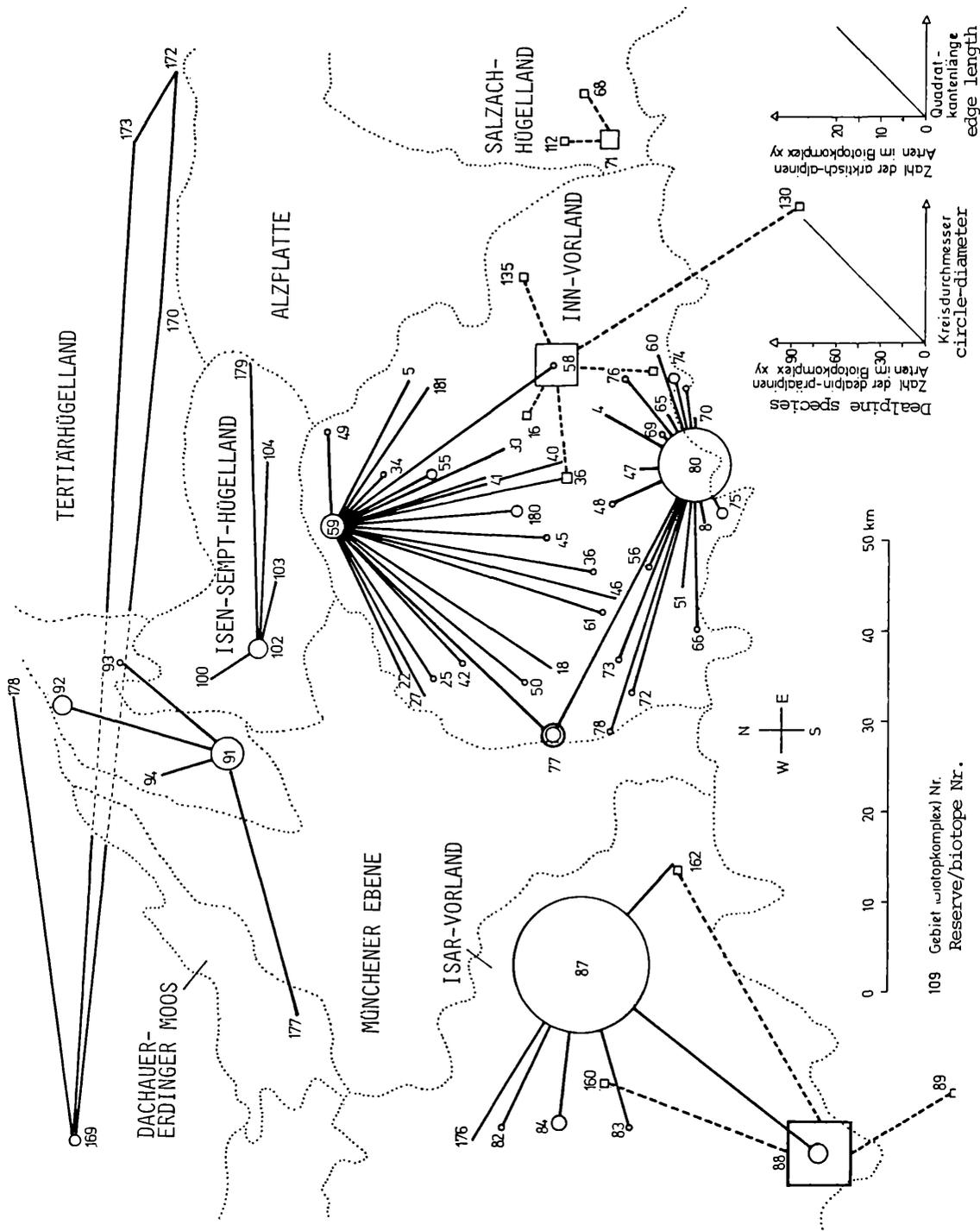


Figure 13
Minimum demand of dealpine and subarctic-alpine plant reserves in S Bavaria (RINGLER, 1980, completed). Confining the conservation strategy to a couple of single central biotopes (Nr. 58, 59, 80, 87, 91) many other species worth to preserve would be excluded. As to those species groups systems of reserves hereby illustrated by centred straight lines form the minimum demand of reserves referring to different natural spaces.

(cf. ZAHLHEIMER 1986). Few large reserves do not even contain the majority of those species.

On the other side there are some regions with a high concentration of conservation-important species. For instance in the region "Isarvorland" (see fig. 13) nearly all dealpine and subarctic species are present in several large reserves, but also spread over many small sites. Thus conservation strategy could range from "several small reserves" in certain biogeographic regions over a combination of "several small and single large reserves" to only "single large reserves" in other ones.

But if conservation efforts aim to include other species and organism groups as well as population dynamics and to minimize extinction risks, the SLOSS-issue (single large or several small) will be substituted by the strategy of saving either "all large and many small reserves" or at least "single large and several small reserves".

Since loss of biotopes has taken away chances to select reserves from a nearly infinite quantity once for all, challenge has moved to maintenance and reconstitution of linkage-systems and to management, including regeneration and buffering, of reduced populations.

13. Abstract

The equilibrium theory of island biogeography is outlined with particular reference to terrestrial habitat islands. The design parameters size, shape and isolation are discussed and related to anthropogenic disturbance. Partial results from Bavarian case studies are given.

The species-area relationship is not best explained by the equilibrium theory. Habitat heterogeneity is at least as important as area. The decision if single large or several small reserves should be preferred can not be taken on the grounds of the equilibrium theory. Circular refuge shape is not necessarily the optimal form.

The equilibrium theory is of limited use for the design of natural areas. Autecological studies of the species being most important from a conservation point of view are necessary.

Top priority for conservation is still to conserve enough habitat for the target species. A network approach, including few large and several small reserves together with linking corridors, is suggested by the majority of authors.

Zusammenfassung

Die Theorie des Artgleichgewichts der Inseln (»Inseltheorie«) wird im Hinblick auf Biotopinseln des Binnenlandes umrissen. Die Basisgrößen Fläche, Biotop-Form und Isolation werden unter anderem im Spannungsfeld mit anthropogenen Störungen diskutiert und hierzu einzelne Teilergebnisse aus bayerischen Untersuchungen vorgestellt. Damit soll ein naturschutztheoretischer Beitrag zur Vernetzungsstrategie in stark genutzten Landschaften geleistet werden.

Die Arten-Areal-Beziehung wird in Mitteleuropa durch die Inseltheorie keineswegs am besten erklärt. Habitat-Heterogenität ist mindestens ebenso ausschlaggebend wie die Fläche. Die Entscheidung zwischen wenigen großen oder vielen kleineren Schutzflächen kann nicht ausschließlich auf der Basis inseltheoretischer Aussagen getroffen werden. Rundliche Biotopform ist nicht grundsätzlich die Optimalform.

Für Entwicklungskonzepte ist die Inseltheorie nur von begrenztem Wert. Von größter Bedeutung sind demgegenüber *autökologische Studien* insbe-

sondere über artenschutzrelevante Arten. Ihre Vernachlässigung wird umso schmerzlicher und ihre Defizite unaufholbarer, je mehr umfassende staatliche Programme den Vollzugsorganen vorgelegt werden, die mangels rechtzeitiger und langfristiger Forschungsstrategie nur ansatzweise auf gesicherten Kenntnissen aufbauen können.

Oberste Priorität hat die Bereitstellung und Optimierung der Biotope für die »Zielarten« des Artenschutzes, in Bayern insbesondere die »landkreisbedeutsamen« Arten (vgl. Arten- und Biotop-schutzprogramm Bayern).

14. References

- BLAKE, J. G. & KARR, J. R. (1984): Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. — *Biol. Cons.*, 30, 173–187.
- BLOUIN, M. S. & CONNOR, E. F. (1985): Is there a best shape for nature reserves? — *Biol. Cons.*, 32, 277–288.
- BOECKLEN, W. J. (1986a): Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. — *J. Biogeogr.*, 13, 59–68.
- BOECKLEN, W. J. (1986b): Optimal design of nature reserves: Consequences of genetic drift. — *Biol. Cons.*, 38, 323–349.
- BOECKLEN, W. J. & GOTELLI, N. J. (1984): Island biogeographic theory and conservation practice: species-area or species-area relationships? — *Biol. Cons.*, 29, 63–80.
- CONNOR, E. F. & McCOY, E. D. (1979): The statistics and biology of the species-area relationships. — *Am. Nat.*, 113 (6), 791–833.
- DIAMOND, J. M. (1975): The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. — *Biol. Cons.*, 1975, 129–146.
- DIAMOND, J. M. & MAY, R. M. (1976): Island biogeography; In: *Theoretical Ecology. Principles and Applications*; ed. by MAY, R. M.; Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- DIAMOND, J. M. et al. (1982): Implications of island biogeography for ecosystem conservation; In: *Conservation of Ecosystems: Theory and Practice*; ed. by SIEGFRIED, W. R. & DAVIES, B. R., 46–60, South African National Scientific Programmes Report No 61, CSIR, Pretoria.
- EAST, R. (1981): Species-area curves and populations of large mammals in African savanna reserves. — *Biol. Cons.*, 21, 111–126.
- ELLENBERG, H. (1982): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*; 3. Aufl. — Stuttgart (Ulmer).
- ERZ, W. (1981): Flächensicherung für den Artenschutz. — *Jb. Natursch. u. Landschaftspflege*, 31, 7–20.
- FRANKEL, O. H. & SOULE, M. E. (1981): *Conservation and evolution*; Cambridge UP, Cambridge.
- FREEMARK, K. E. & MERRIAM, H. G. (1986): Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. — *Biol. Cons.*, 36, 115–141.
- GAME, M. & PETERKEN, G. F. (1984): Nature reserve selection strategies in the woodlands of central Lincolnshire, England. — *Biol. Cons.*, 29, 157–181.
- HEYDEMANN, B. (1980): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz. — *Jb. f. Natursch. u. Landschaftspflege*, 30: 15–27.

- HEYDEMANN B. (1981):
Wie groß müssen Flächen für den Arten- und Ökosystemschutz sein? Jb. f. Natursch. u. Landschaftspflege, 31: 21–51.
- HEYDEMANN, B. (1986):
Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. – Grüne Mappe 1986, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein.
- HIGGS, A. J. & USHER, M. B. (1980):
Should nature reserves be large or small? – Nature, 285, 568–569.
- HIGGS, A. J. (1981): Island biogeography theory and nature reserve design. – J. Biogeogr., 8, 117–124.
- JANZEN, D. H. (1983):
No park is an island: Increase in interference from outside as park size decreases. – Oikos, 41, 402–410.
- KITCHENER, D. J. ET AL. (1980):
Lizard assemblage and reserve size and structure in the Western Australian wheatbelt – some implications for conservation. – Biol. Cons., 17, 25–62.
- KITCHENER, D. J. ET AL. (1982):
Birds in Western Australian wheatbelt reserves – implications for conservation. – Biol. Cons., 22, 127–163.
- KUSHLAN, J. A. (1979):
Design and management of continental wildlife reserves: Lessons from the Everglades. – Biol. Cons., 15, 281–290.
- LESSLIE, R. G. & TAYLOR, S. G. (1985):
The wilderness continuum concept and its implications for Australian Wilderness Preservation Policy. – Biol. Cons., 32, 309–333.
- LOVEJOY, T. E. & OREN, D. C. (1981):
The minimum critical size of ecosystems; In: Forest island dynamics in man-dominated landscapes; ed. by BURGESS, R. L. & SHARPE, D. M., Springer, NY.
- LYNCH, J. F. & WHIGHAM, D. F. (1984):
Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. – Biol. Cons., 28, 287–324.
- MacARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967):
The theory of island biogeography. – Princeton University Press.
- MADER, H.-J. (1980):
Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. – Natur und Landschaft, 55 (3), 91–96.
- MADER, H.-J. (1981):
Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. – Natur und Landschaft, 56 (7/8), 235–242.
- MADER, H.-J. (1983):
Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? – Natur und Landschaft, 58 (10), 367–370.
- MALTZ, A. (1984):
Raumansprüche des Naturschutzes. Kritische Würdigung ausgewählter Konzepte zur wissenschaftlich-methodischen Fundierung. – Dipl.-Arbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Uni Hannover.
- McCOY, E. D. (1982):
The application of island-biogeographic theory to forestry tracts: problems in the determination of turnover rates. – Biol. Cons., 22, 217–227.
- McCOY, E. D. (1983):
The application of island-biogeographic theory to patches of habitat: How much land is enough? – Biol. Cons., 25, 53–61.
- MILLER, R. I. & WHITE, P. S. (1986):
Considerations of preserve design based on the distribution of rare plants in Great Smoky Mountains National Park, USA. – Env. Mgmt., 10 (1), 119–124.
- MÜHLENBERG, M. & WERRES, W. (1983):
Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. – Natur und Landschaft, 58 (2), 43–50.
- MÜHLENBERG, M. (1984):
Versuche zur Theorie der Inselökologie am Beispiel experimenteller Wiesenverkleinerungen; In: Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raums. – Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen, Laufener Seminarbeiträge, 7/84.
- PICKETT, S. T. A. & THOMPSON, J. N. (1978):
Patch dynamics and the design of nature reserves. – Biol. Cons., 13, 27–37.
- RAPOPORT, E. H. ET AL. (1986):
The design of nature reserves: A simulation trial for assessing specific conservation value. – Biol. Cons., 37, 269–290.
- REED, T. M. (1983):
The role of species-area relationships in reserve choice: A British Example. – Biol. Cons., 25, 263–271.
- REMMERT, H. (1978):
Untersuchungen in einem fränkischen Mesobiometum. – Ber. ANL 2, 4–16.
- REICHHOLF, J. (1980):
Die Arten-Arealkurve bei Vögeln in Mitteleuropa. – Anz. orn. Ges. Bayern 19, 13–26.
- RINGLER, A. (1980):
Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. – Streiflichter aus Südbayerischen Naturräumen. – Ber. ANL 4, 24–59.
- RINGLER, A. (1981a):
Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. – Natur und Landschaft, 56, 39–45.
- RINGLER, A. (1981b):
Landschaftsgliederung, Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für die Region 18. – Materialien 33, Bay. St. MLU (München), 280 S.
- RINGLER, A. (1983):
Landschaftsgliederung mit neuer Perspektive: Schutzgebietsplanung in Oberbayern. – Natur und Landschaft 58 (7/8), 288–294.
- RUDIS, V. A. & EK, A. R. (1981):
Optimization of forest island spatial patterns: Methodology for analysis of landscape pattern; In: Forest island dynamics in man-dominated landscapes; ed. by BURGESS, R. L. & SHARPE, D. M.; Springer, NY.
- SCHONEWALD-COX, C. M. & BAYLESS, J. W. (1986):
The boundary model: A geographical analysis of design and conservation of nature reserves. – Biol. Cons., 38, 305–322.
- SHAFFER, M. L. (1981):
Minimum population sizes for species conservation. – BioScience 31 (2), 131–134.
- SIMBERLOFF, D. (1986):
Design of nature reserves; In: Wildlife Conservation Evaluation; ed. by USHER, M. B., 313–337, Chapman and Hall, London.
- SIMBERLOFF, D. & ABELE L. G. (1982):
Refuge design and island biographie theorie: effects of fragmentation. – American Naturalist, 120, 41–50.
- SIMBERLOFF, D. & GOTELLI, N. (1984):
Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. – Biological Conservation, 29, 27–46.
- SOULE, M. E. (1983):
What do we really know about extinction in genetics and conservation: A reference for managing wild animal and plant populations; ed by C. M. SCHONEWALD-COX, S. M. CHAMBERS, B. McBRYDE and L. THOMAS; Menlo Park, Calif. (Benjamin/Cummings).
- SOULE, M. E. & SIMBERLOFF, D. (1986):
What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? – Biol. Cons., 35, 19–40.

TERBORGH, J. (1976):
Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. — *Science*, 193, 1029–1030.

USHER, M. B. (1979):
Changes in the species-area relations of higher plants on nature reserves. — *J. appl. Ecology*, 16, 213–215.

USHER, M. B. (1985):
Implications of species-area relationships for wildlife conservation. — *J. environ. Mgmt.*, 21, 181–191.

WHITCOMB, R. F. ET AL. (1981):
Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest; In: *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*; ed. by BURGESS, R. L. & SHARPE, D. M., Springer, NY.

WILCOX, B. A. (1980): Chpt. 6; In: *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*; ed by SOULE, M. E. & WILCOX, B. A.; Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

WOOLHOUSE, M. E. J. (1983): The theory and practice of the species-area effect, applied to the breeding birds of British woods. — *Biol. Cons.*, 27, 315–332.

WRIGHT, D. H. (1983):
Species-energy theory: An extension of species-area theory. — *Oikos*, 41, 496–506.

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

ZIMMERMANN, B. L. & BIERREGAARD, R. O. (1986):
Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *J. Biogeogr.*, 13 133–143.

Anschriften der Verfasser:

Alfred Ringler
Alpeninstitut für Umweltforschung und
Landesentwicklung
Balanstraße 138
8000 München 90

Frank Heinzelmann
Osterwaldstraße 109
8 München 40

Konzept eines Netzes aus ökologischen Zellen in der Agrarlandschaft und Bedeutung für das Agrarökosystem

Norbert Knauer

1. Einleitung

Die Agrarlandschaften der Bundesrepublik Deutschland sind geprägt von

- großflächigen Ackerlandschaften der fruchtbaren Ebenen,
- kleinstrukturierten Ackerlandschaften des Hügellandes und der Mittelgebirge,
- ausgedehnten Grünlandgebieten der Küstenzonen,
- Grünlandgebieten der Mittelgebirge
- usw.

Die von Ackerflächen, Wiesen und Weiden, Fließgewässern, Teichen und Tümpeln, verschieden ausgebauten Wegen usw. geprägte Agrarlandschaft ist das Ergebnis einer langen Entwicklung, in der z. B. Moore, Sümpfe, Brüche und andere Reste der Naturlandschaft immer kleiner geworden sind. Während dieser Entwicklung sind aber andere landschaftsprägende Elemente mit naturnahem Charakter durch den Menschen angelegt worden, wie z. B. Raine, Steinwälle, Trockensteinmauern, Hecken, Feldgehölze, Feldbäume, Wassergräben, Wegeböschungen, Hohlwege usw. Diese naturnahen Landschaftselemente bilden in der Gegenwart das Strukturgerüst der Landschaft und sie fungieren auch als ökologische Zellen.

Der Artenreichtum von Flora und Fauna hat in der Kulturlandschaft erheblich abgenommen. Artenreiche Pflanzen- und Tiergesellschaften können nur in reich strukturierten Lebensräumen erhalten oder neu geschaffen werden (SUKOPP 1981). Notwendig ist eine hohe Habitatdiversität und eine so dichte Verteilung der Habitate im Raum, daß ein Biotopverbund existiert.

Die für ein solches Biotop-Verbundsystem wichtigen Landschaftsbestandteile haben in Abhängigkeit von ihrer Raumstruktur (bandartig, flächig, punktförmig), ihrer Vegetationsstruktur (baum- und strauchbetont, krautreich, grasbetont), ihrer besonderen Standortqualität (Lebensraum für häufige oder für seltene Arten) usw. zwar eine unterschiedliche, insgesamt aber eine lebenswichtige Bedeutung für die Pflanzen- und Tierarten der Agrarlandschaft. Hinsichtlich der Bedeutung der einzelnen Pflanzen- und Tierarten der Kulturlandschaft ist man sich heute darüber im klaren, daß mit jeder aussterbenden Art ein unwiderbringlicher Typus verloren geht, der das Ergebnis einer langen Entwicklung ist und mit dessen Verlust alle zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten abgeschnitten sind (SUKOPP 1981).

Die Agrarlandschaft läßt sich auch als Agrarökosystem beschreiben, welches aus den Feldern mit ihren Kulturpflanzen und Unkräutern, den Grünlandflächen mit ihren wertvollen Futterpflanzen, aber auch den wertlosen bis schädlichen Pflanzenarten besteht, und auch aus den zwischen den Feldern oder zwischen den Grünlandflächen liegenden Landschaftselementen. Die verschiedenen, hier als »ökologische Zellen« bezeichneten, Landschaftselemente wie Hecken, Feldraine, Feldgehölze, Gräben, Tümpel usw., sind wichtige Teillebensräume für verschiedene Lebewesen, die z. B. ganz allgemein zur Agrarzoönose gehören.

Wichtige ökologische Regelungen im Agrarökosystem werden z. B. vom Schädlings-Nützlings-Spektrum der zwischen den Feldern vorkommenden Landschaftsbestandteile beeinflusst.

Auch, oder vor allem, die gegenwärtig viel diskutierten »Integrierten Systeme der Pflanzenproduktion« sind auf diese Teillebensräume angewiesen, damit die biologischen Regelungen der Schädlings-Nützlings-Verhältnisse sozusagen als umweltkonforme Regelungsmechanismen wirksam werden können. Ziel der integrierten Systeme ist es, die schädlichen Fraßkreisläufe durch Förderung der Folgeglieder in der Nahrungskette zu unterbrechen. Damit müssen für die als Nützling bezeichneten Lebewesen Bedingungen geschaffen werden, die diesen Lebewesen eine regelmäßige Möglichkeit zum Aufbau ausreichend großer Populationen ermöglichen. In der intensiv genutzten Agrarlandschaft können sich solche tierischen Lebewesen und oft auch deren Nahrungspflanzen oder der für die Vermehrung bedeutenden Pflanzen nur in naturnahen Landschaftsbestandteilen entwickeln. Je weniger solche Landschaftsbestandteile vorhanden sind, je stärker diese durch Maßnahmen der landwirtschaftlichen Produktion belastet werden und je ungünstiger sie verteilt sind, umso stärker werden lokale Populationen isoliert und häufig als Folge einer ökologischen Katastrophe auch vernichtet. Die ökologischen Zellen werden also in einer für das Überleben der verschiedenen Lebewesen optimalen Größe und der einem Verbundsystem angemessenen Dichte benötigt.

2. Für ein ökologisches Netz wichtige Strukturelemente der Agrarlandschaft

Wichtige und relativ häufige Strukturelemente der Agrarlandschaft mit dem Charakter von ökologischen Zellen sind die Hecken und Feldgehölze, Feldraine, Wege- und Straßenränder sowie die Böschungen, die Ruderalflächen, Heiden, Waldparzellen, die Bach- und Flußuferstreifen, die Tümpel und Teiche nebst Uferzonen, die einzelnen Grünlandparzellen usw. In Grünlandgebieten sind es vor allem Flüsse und Bäche, künstliche Vorfluter, Teiche und Tümpel, Moore, Sümpfe und Brüche, Grünlandbrachen, Wegränder, Hecken, Baumreihen, Gehölzflächen usw. Eine besondere Bedeutung haben dabei die von Gehölzvegetation gebildeten Hecken und Feldgehölze. Bei den Hecken liegt die Bedeutung sowohl im abiotischen als auch im biotischen Bereich. Aus den vielen Einzeldaten abiotischer Wirkungen sei hier das weniger oft erwähnte Staubbindungsvermögen herausgegriffen. Diese Fähigkeit hängt mit der Windbremsung durchlässiger Hecken zusammen und wird von der Struktur der Blätter, ihrer Behaarung usw. beeinflusst. Analog zum Staubbindungsvermögen haben die Hecken auch eine Filterwirkung für andere Stoffe, etwa für die in der Schwebe befindlichen Pflanzenschutzmittel oder für anliegende Unkrautsamen.

Für die biotische Wirkung von Hecken verweisen wir auf die Bedeutung als Lebensraum für Vogel-

arten. Die Besiedlungsdichte mit verschiedenen Brutvögeln hängt beispielsweise von der Heckenbreite ebenso ab wie von der Zusammensetzung der Gehölzflora. Als ökologische Zellen haben aber auch gras- und krautbetonte Flächen eine große Bedeutung. Hier sind nicht nur Lebensbedingungen für eine große Anzahl wirbelloser Tierarten vorhanden, sondern auch für verschiedene carnivore und herbivore Vogelarten.

3. Entwicklung der Agrarlandschaft und Folgen für das ökologische Netz

Nach Beendigung der »horizontalen Expansion«, in der als eine Art Kolonisation die Agrarfläche durch Waldrodung, Heidekultivierung, Moorkultivierung usw. vergrößert wurde und bei der mit der Schaffung neuer Kulturflächen oft auch die typischen Strukturelemente der Agrarlandschaft mitgeschaffen wurden, kam es zugleich mit der »vertikalen Expansion« zu einer Übernahme des technischen Fortschrittes mit erheblichen negativen Folgen für das ökologische Netz. Die Abbildung 1 informiert über die Bedeutung verschiedener Teilbereiche des technischen Fortschrittes für die Felder und die ökologischen Zellen.

Im Laufe der Entwicklung der letzten zwei Jahrzehnte hat sich die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe stark verkleinert und gleichzeitig ist die mittlere Betriebsgröße angestiegen. Mit dieser Entwicklung ist auch eine Änderung der Feldergröße und der Felderstruktur verbunden. Weil eine Vergrößerung von Feldern in der Regel mit einem Verlust an zwischen einzelnen Feldern liegenden Landschaftselementen verbunden ist, hat diese Entwicklung zu einer Verringerung der Anzahl ökologischer Zellen geführt, was nahezu immer gleichbedeutend ist mit einer Aufweitung des ökologischen Netzes. Mit der Abbildung 2 wird das für das Heckennetz einer schleswig-holsteinischen Landschaft belegt.

Die Biotopverlusten in der Agrarlandschaft hängen also eng mit dem technischen Fortschritt zusammen. Die »Anlaufphase des Biotopschwunds« (RINGLER 1980) wurde im wesentlichen noch von Einzelmaßnahmen der Melioration bestimmt, die Reduktion ökologischer Zellen war klein und die Isolation niedrig bzw. wenig verändert. Die Landwirtschaft befand sich noch in einer Phase mittlerer Technik. Ausgedehnte Kultivierungsmaßnahmen, damit verbundene Flußregulierungen und der Einzug der Großtechnik in die Landwirtschaft waren mit einer systematischen Biotop-Umwandlung verbunden. Die Reduktion ökologischer Zellen war erheblich und mit der Veränderung der Felderstruktur, des Straßen- und Wegenetzes usw. nahm die Isolation der einzelnen ökologischen Zellen stark zu. Hinsichtlich des ökologischen Netzes können wir von einer »Zerfallsphase« sprechen, weil die Bedingungen der funktionalen Vernetzung schrittweise zerstört werden. In diese Phase fällt die steigende Aussterberate von Pflanzen- und Tierarten in unserer Kulturlandschaft. Für die hohe Aussterberate ist zweifellos auch der Zerfall des ökologischen Netzes mitverantwortlich.

4. Ökologische Bedeutung der Strukturelemente in der Agrarlandschaft

Ökologische Zellen in der Agrarlandschaft haben also ganz allgemein für die Pflanzen- und Tierarten der Landschaft eine große Bedeutung. Andererseits sind sie die Basis für jene biologischen Regelungen im Agrarökosystem, die als »integrierter Pflanzenschutz« bekannt sind und neuerdings als »integrierter Pflanzenbau« in die praktische Landwirtschaft Eingang finden.

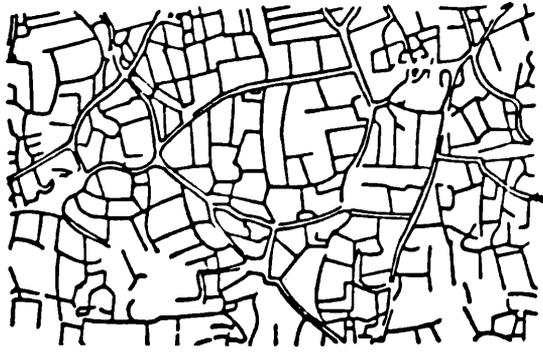
Hinsichtlich der Bedeutung ökologischer Zellen der Agrarlandschaft für den Naturschutz ist anzumerken, daß für viele Lebewesen der Kulturlandschaft das hier vorhandene Lebensraummosaik so wichtig ist, daß BAUER und WEINITSCHE (1973) die Erhaltung und die Pflege einer optima-

Abbildung 1

Wirkung des technischen Fortschrittes in der Agrarlandschaft (KNAUER 1983, verändert)

Teil des technischen Fortschrittes	Wirkung auf		Wirkung auf	
	Felder	ökologische Zellen	Felder	ökologische Zellen
Mechanisierung	Vergrößerung der Schläge	Verminderung der Anzahl an Zellen Verminderung des Abstandes zwischen ökologischen Zellen	Gefährdung von Bodenstruktur	Gefährdung von Populationsregulation
Melioration	Vergrößerung der durchwurzelbaren Bodenschicht	geringe direkte Wirkung, jedoch Fernwirkung	Erhöhung der Ertragsfähigkeit	Änderung des Naturhaushaltes
Düngung	Erhöhung des Nährstoffvorrates Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit	Anhebung der Trophiestufe	Verringerung der Standortvielfalt	Verarmung der Biozönose
Pflanzenschutz	Bekämpfung von Unkräutern, Schädlingen, aber auch Wirkung auf Nützlinge	negative Folgen durch Abdrift	Verringerung der Leistungsfähigkeit von Regelmechanismen des Ökosystems	Wirkung auf die Populationsdynamik
Pflanzenzüchtung	Anbau von Hochleistungskulturen	keine direkte Wirkung	höhere Düngung notwendig	bei Resistenzzüchtung Verringerung von Pflanzenschutzmaßnahmen
Anbauspezialisierung	Verringerung der Kulturartenvielfalt	Verringerung der Austauschmöglichkeit mit Feldern	Förderung der Einseitigkeit	Förderung der Aussterberate von Pflanzen u. Tieren

1877



1971



1954



1979

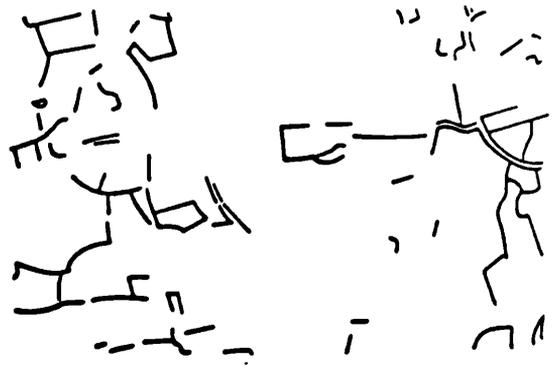


Abbildung 2

Veränderung der Knickdichte in einer schleswig-holsteinischen Agrarlandschaft zwischen 1877 und 1979 (KNAUER 1986, verändert)

len Biotopmannigfaltigkeit als wichtigen Beitrag der Wirtschaftslandschaft zum Naturschutz bewertet haben.

Die meisten der in der Kulturlandschaft vorkommenden Biotope sind mit Inseln vergleichbar. Die Überlebenschancen der einzelnen Lebewesen und Lebensgemeinschaften sind hier umso besser, je größer diese Lebensstätten sind und je dichter sie mit anderen Lebensstätten von ähnlicher Grundausstattung vernetzt sind.

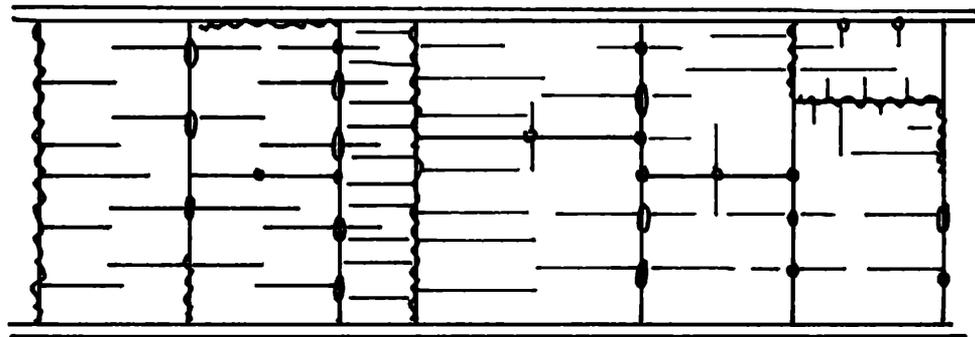
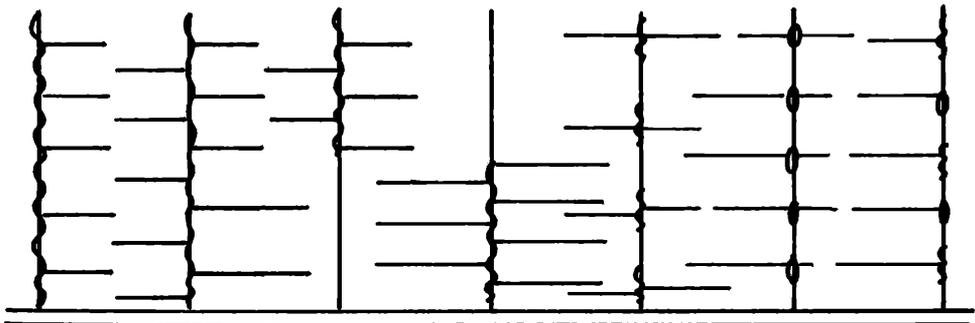
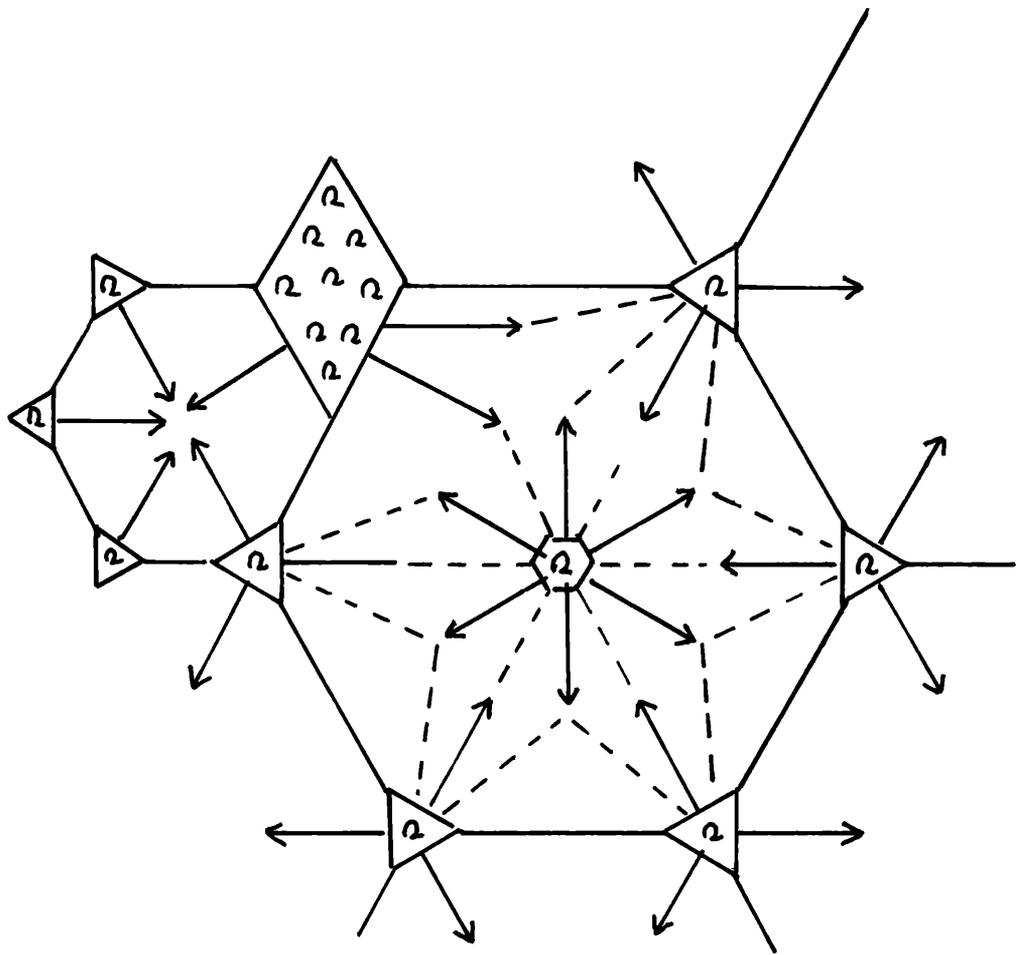
Die ökologischen Zellen besitzen als Habitatsinseln zwar eine ihnen eigene Gesellschaft an Lebewesen, sie erfahren aber auch eine Veränderung ihres Artbestandes durch Zuwanderung und durch Abwanderung. Die ökologischen Zellen der Agrarlandschaft sind vor allem für die als Gegenspieler von Schaderregern wirkenden Lebewesen besonders wichtig und sie sind praktisch nicht durch eine nur extensivere Wirtschaftsweise auf den Feldern zu ersetzen. Selbst im biologischen Landbau, wo es zunächst das Ziel ist, »der Kulturpflanze einen ihrem ökologischen Optimum entsprechenden Standort zu bieten« (DIERCKS 1983), fallen die Optima für die Lebensmöglichkeiten der Kulturpflanzen und der Schaderreger nicht selten zusammen und daher haben auch hier, oder gerade hier, die Kleinbiotope neben anderen Maßnahmen, wie artenreiche Fruchtfolge, besondere Bodenbearbeitung, Düngung usw., eine große ökologische Bedeutung. Von hier sollen schließlich die Gegenspieler der Schädlinge kommen und diese auf eine Populationsdichte unterhalb der Schadensschwelle drücken.

Die Mindestgröße ökologischer Zellen ist nicht einfach normierbar. MÜHLENBERG (1984) hat mit einer experimentellen Verkleinerung von Wiesen nachgewiesen, daß mit der Lebensraumver-

kleinerung eine Erhöhung des Artenwechsels und eine Verringerung der Individuendichte verbunden ist, wodurch die Aussterbewahrscheinlichkeit einer Art steigt. Ökologische Zellen im Naturschutzverbundsystem müssen dieses Risiko berücksichtigen und daher entsprechend groß sein. Habitatsinseln für den Naturschutz müssen in jedem Falle eine Individuendichte gewährleisten, die eine regelmäßig wiederkehrende Reproduktion der gesamten Biozönose solcher Inseln sichert.

Die Bedeutung ökologischer Zellen für das Agrarökosystem kann man recht gut mit der Aktivität von Laufkäfern demonstrieren. Die Besiedlung von Hecken mit Laufkäfern wird vom Umfeld, von der Nähe zu anderen naturnahen Biotopen, vom Alter der Hecke, ihrem Mikroklima und insbesondere auch von Barrieren beeinflusst. Ausgedehnte Felder der Intensivlandwirtschaft, die durch Herbizide nahezu unkrautfrei gehalten und auch noch mit Insektiziden behandelt werden, bieten nur noch besonders anpassungs- und widerstandsfähigen Arten Ausbreitungsmöglichkeiten. Als Barrieren wirken die auch in der Agrarlandschaft mit Schwarzdecke versehenen Straßen und Wege. Davon werden vor allem die flugunfähigen Arten betroffen und diese Arten wiederum kommen in Landschaften mit höheren Hecken- und Waldanteilen besonders häufig vor.

Für die Landwirtschaft stellen die ökologischen Zellen aber das Potential des integrierten Pflanzenschutzes und des integrierten Pflanzenbaues dar. Die Hecken als klassische Saumbiotope sind wichtig als Rückzugsraum und als Überwinterungsraum für die Nützlinge. Eine regelmäßige ökologische Leistung ist aber nur erwartbar, wenn solche Saumbiotope in der Agrarlandschaft als Netz verteilt und miteinander verbunden sind.



- | | | | |
|---|---|---|--------------------|
|  | Wäldchen |  | Feldgehölz |
|  | Hecke |  | Baum-, Buschgruppe |
|  | angenommene Einwanderungstiefe von Nützlingen | | |
|  | angenommene Verbindung zu Nachbarzellen | | |

Abbildung 3
Günstige Verteilungsmuster ökologischer Zellen in der Agrarlandschaft

5. Anzustrebende Felder-/Strukturelement-Verteilung in der Agrarlandschaft

Als ideale Verteilung von ökologischen Zellen in der Agrarlandschaft ist bei barrierefreier Anordnung im Raum eine solche anzunehmen, bei der alle davon abhängigen Lebewesen solche Einwanderungs- und Auswanderungsbedingungen vorfinden, daß eine Art Gleichgewichtszustand der Arten möglich ist. Die Ausdehnung der einzelnen ökologischen Zellen sollte gerade so groß sein, daß die wichtigsten Arten die ganze Zelle besiedeln und sich keine Teilbesiedlungseffekte (Halbinsel-effekte nach DIAMOND und MAY 1980) herausbilden. Als wichtige Bestandteile des ökologischen Netzes sind jedoch auch die vielen kleinen Reservate von Bedeutung. Hier können viele Arten überleben und bei Epidemien in einzelnen Reservaten werden nicht alle Arten des größeren Gebietes ausgerottet.

In der Abbildung 3 sind einige theoretische Verteilungsmuster für ökologische Zellen in der Agrarlandschaft ausgezeichnet. Oben ist eine inselartige Verteilung von Zellen dargestellt, in der Mitte eine bandartige Verteilung mit Hecken und Heckenteilen. Unten sind verschiedene große Felder und verschiedene Strukturelemente eingezeichnet. Wenn man als Wanderungstrecken für die verschiedenen, aus den ökologischen Zellen kommenden Lebewesen 50, 100 und 150 m annimmt, können die hier dargestellten Felder-/Strukturelement-Verhältnisse als günstig bezeichnet werden. Basis der Besiedlungsmöglichkeit sind die Saumzonen, die beim Vorkommen bandartiger Elemente einen größeren Anteil je ha aufweisen als bei ausschließlicher Vorkommen punktförmlicher Strukturelemente. Bei den üblichen länglichen Feldformen und relativ kleinen Feldern können günstigere Bedingungen vorliegen oder entstehen als bei großen Feldern.

Anzustreben sind also möglichst kleine Felder, was auch bei der Übernahme der modernen Bearbeitungs-, Pflege- und Erntetechnik möglich ist.

6. In der Agrarlandschaft vorkommende Felder-/Strukturelement-Verteilung

In der Abbildung 4 ist eine norddeutsche Agrarlandschaft aufgezeichnet, die von einem sehr dichten Heckennetz geprägt ist. Die auf bandartige ökologische Zellen angewiesene Agrarfauna hat hier günstige Überwinterungs- und Rückzugsmöglichkeiten. Das Verhältnis »ökologische Netzfläche« zu landwirtschaftliche Nutzfläche liegt in Landschaften diesen Typs bei 3–8 zu 100 und der Saumzonenanteil bei 100 bis 150 m je ha.

In der Abbildung 5 ist eine andere Agrarlandschaft der norddeutschen Ebene wiedergegeben, die sich von der Landschaft der Abbildung 4 durch das Fehlen von Hecken abhebt. Die ökologischen Zellen werden hier von Wäldern gebildet, die relativ gleichmäßig auf das Gebiet verteilt sind. Diese Landschaft entspricht einem theoretischen Verteilungsmuster der ökologischen Zellen, wie in der Abbildung 3 oben wiedergegeben.

In der freien Landschaft sind neben Agrarland-schaftstypen mit mehr oder weniger gleichmäßiger Verteilung der Strukturelemente aber auch solche mit ausgesprochen ungleicher Verteilung anzutreffen. Insbesondere in früher heckenreichen Landschaften ist durch die ungleiche Auflösung des Heckennetzes (siehe dazu Abbildung 2) nicht mehr überall eine einfache Besiedlung der Felder möglich. Hier ist noch anzumerken, daß der kartennmäßige Nachweis des Vorhandenseins von Landschaftselementen mit einem hohen ökologischen Leistungspotential noch kein Nachweis für die tatsächlichen Leistungen bei der Schädlings-Nützlings-Regulation ist. Die Karten sagen nämlich nichts über die Qualität der einzelnen Elemente aus und auch nichts über deren Belastungen.



Abbildung 4

Heckennetz einer Agrarlandschaft der schleswig-holsteinischen Geest



Abbildung 5

Wälder als ökologische Zellen einer holsteinischen Agrarlandschaft

7. Kompensatorische Effekte einzelner Strukturelemente

Das ökologische Netz der Agrarlandschaft hat nicht nur Bedeutung als Lebensraum für die typischen Pflanzen- und Tierarten dieser Landschaft, sondern es ist auch in der Lage, die von verschiedenen Emittenten ausgehenden Belastungen zu kompensieren. Die Fähigkeit von Hecken, Staubpartikel aus der Luftströmung herauszufiltern, wurde schon erwähnt. In gleicher Art können auch die in Tröpfchenform verdrifteten Stoffe aus dem Luftstrom herausgefiltert werden, etwa Pflanzenschutzmittel, deren Abdriftweg bei fehlender Begrenzung durchaus mehrere Hundert Meter beträgt. HEINISCH et al. (1976) haben nach Auswertung eigener und fremder Analysen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln eine Reihung mit folgendem Ergebnis vorgenommen: UULV-Verfahren (ultra ultra low volume) vom Flugzeug > ULF-Verfahren (ultra low volume) per Flugzeug oder per Bodengerät > Stäuben vom Flugzeug > Nebeln vom Boden > Stäuben vom Boden > Sprühen vom Flugzeug > Sprühen vom Boden > Spritzen mit Bodengeräten > Anwendung von Granulaten > Einsatz von Ködern. So weit die als Saumbiotop ausgebildeten Hecken als Filter wirken, erfahren sie eine Belastung. Man muß im Laufe der Zeit mit einer Abnahme ihrer kompensatorischen Wirkung rechnen und auch mit einer Verringerung ihrer ökologischen Funktionen auf Grund der Belastungen, aber auch wegen der Änderung ihrer Vegetationsstruktur. Zur Erhaltung der kompensatorischen Wirkung und zur Sicherung der besonderen Biotopeschaften ist daher die Einschaltung eines Schutzstreifens entlang dieser Saumbiotop anzustreben.

Zur Verbesserung der ökologischen Leistungsfähigkeit bandartiger Landschaftsstrukturelemente ist die Fernhaltung von Belastungen notwendig. Bei der üblichen intensiven landwirtschaftlichen Nutzung bis an die Grenze vorhandener Hecken,

wie sie in der Abbildung 6 oben dargestellt ist, kommt es zwangsläufig zu mehr oder weniger großen Belastungen dieser bandartigen ökologischen Zellen durch Eintrag von Dünge- und von Pflanzenschutzmitteln. Wir haben hier den Fall einer langsamen oder unter Umständen auch schnellen Verringerung der kompensatorischen und der ökologischen Leistungsfähigkeit der Hecke vor uns. In der Mitte der Abbildung 6 ist die von uns gegebene Empfehlung eines relativ extensiven Randzonenmanagements dargestellt (KNAUER 1986). Die hier vorgeschlagene extensivere Randzonenbewirtschaftung mit geringerer Bestandesdichte, niedrigerem Düngereinsatz und anderem Pflanzenschutzprogramm ist die logische Folge der auch durch intensive Wirtschaftsmaßnahmen nicht zu verdrängenden Heckenrandwirkung. In der Heckennachbarschaft ist nur ein niedrigeres Ertragspotential realisierbar als im übrigen Feldbereich. Unten in der Abbildung 6 ist die Situation bei Überführung eines Randstreifens in eine unbewirtschaftete, jedoch durch späte Mahd gepflegte Gras- und Krautvegetation aufgezeichnet. Die hier dargestellte Wildkrautflur drängt auch den Einsatz von Agrarchemikalien von der Hecke so weit zurück, daß diese als Saumbiotop ihre Kompensativwirkung erfüllen kann. Von den beiden Alternativen ist aus agrar- und aus landschaftsökologischer Sicht der Entwicklung einer Wildkrautflur der Vorzug zu geben.

In der Agrarlandschaft stellen auch die Fließgewässer Saumbiotop mit großer ökologischer Bedeutung dar. Sie leiden jedoch in vielen Fällen unter dem Eintrag von Pflanzennährstoffen und von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere im hängigen Gelände, wo eine teilweise erhebliche Erosionsfracht den Weg in die Fließgewässer findet. Selbst dort, wo am Gewässerrand kleine Verwallungen entstehen (s. Abbildung 7 oben), ist praktisch immer an einzelnen Stellen ein unmittelbarer Zugang für das Erosionswasser vorhanden. Hinzu kommt, daß bei dem hier dargestellten Fließgewässer kei-

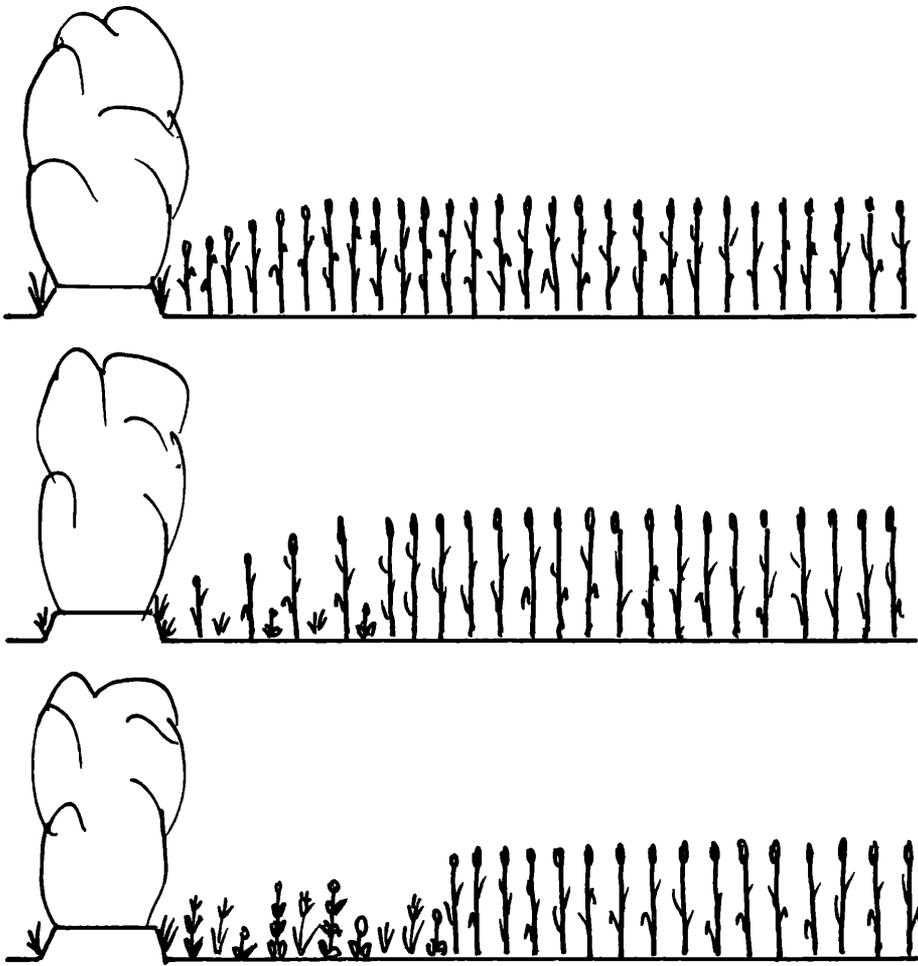


Abbildung 6

Verbesserung der ökologischen Wirkung einer Hecke durch Extensivierung der Randstreifennutzung (Mitte) oder durch Anlage einer Wildkrautflur (unten)

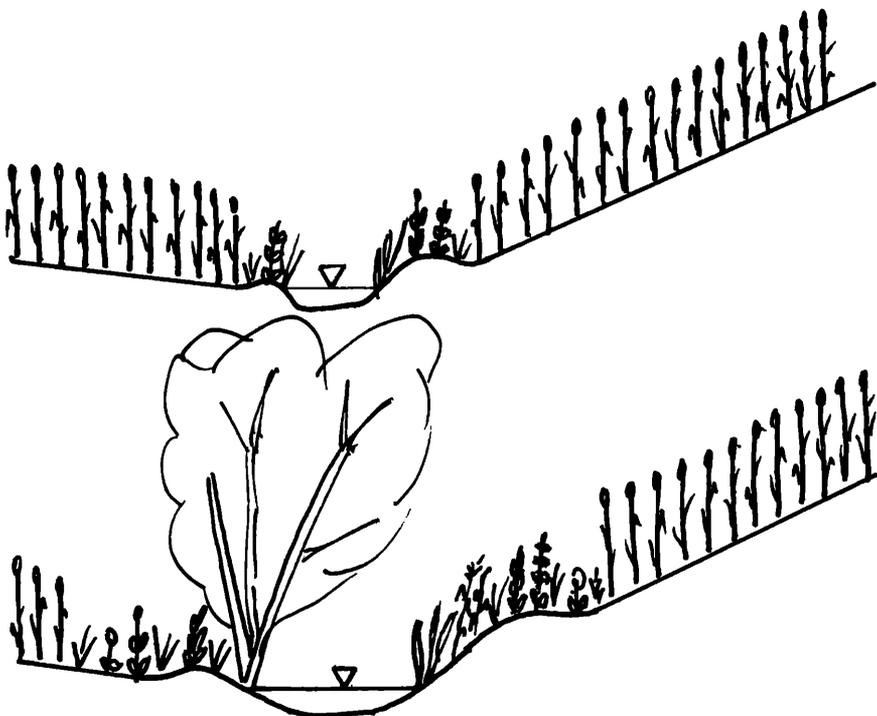


Abbildung 7

Verbreiterung der Saumzone eines Fließgewässers (oben) zur Kompensativzone (unten)

nerlei Beschattung die Verkrautung des eutrophierten Gewässers behindert. Fließgewässer dieser Ausprägung haben im Biotopverbund gegenüber Fließgewässern mit breitem Uferschutzstreifen und einer Gehölzeingrünung eine verminderte Bedeutung. Abhilfe kann hier nur durch eine Verbreiterung der Saumzone erfolgen, wie in der Abbildung 7 unten aufgezeichnet. Mit dieser Verbreiterung kann einerseits eine ausreichend breite Kompensativzone geschaffen werden, in welcher das eindringende Erosionswasser von seiner Sedimentfracht und dem Nährstoffgehalt befreit wird, und andererseits durch die Anpflanzung von Ufergehölzen eine Beschattung des Fließgewässers erreicht wird, die unkrauthemmend wirkt und damit den Pflegeaufwand in Grenzen halten hilft. Es soll hier aber nicht verschwiegen werden, daß solche Kompensativstreifen z. B. durch die Anreicherung mit Pflanzennährstoffen sich zu artenarmen, insbesondere von Stickstoff geprägten Vegetationsformen entwickeln können und in vielen Fällen auch tun.

8. Naturschutzeffekte von Strukturelementen

Eine Reihe von Strukturelementen kommt innerhalb der Agrarlandschaft nach Größe und Faktorausstattung in einer so günstigen Form vor, daß sie unmittelbare Bedeutung für den Naturschutz erlangen, wie mehrere Meter breite Hecken, ausgedehnte Feldgehölze, breite Gras- und Kräuterstreifen an Wegen, zwischen den Feldern, auf Böschungen usw. Manche dieser Elemente, wie z. B. Trockenmauern, können schon in relativ kleiner Dimension vollständiger Lebensraum für daran angepaßte Pflanzen- und Tierarten sein, und in Gegenden, wo solche Mauern aus locker aufgeschichteten Steinen entstanden sind, stellen sie für den Naturschutz eine nicht ersetzbare Basis dar und gleichzeitig sind sie Teile des agrarökologischen Verbundsystems mit Wirkung auf die Agrarzoönose.

Nicht alle Strukturelemente haben einen deutlichen Naturschutzeffekt, obwohl fast alle mindestens als Trittstein fungieren können. Monotone Hecken, überdüngte und extrem artenarme Grasstreifen, regelmäßig von Pflanzenschutzmitteln stark betroffene Feldraine und Heckenränder sind meistens keine Lebensräume für bedrohte Lebewesen und ihr Naturschutzeffekt ist daher gering.

9. Empfehlungen zur Verbesserung der landschaftsökologischen Situation der Agrarlandschaft

Im Bundesgebiet gibt es Agrarlandschaften, denen ein Netz aus Strukturelementen, wie Hecken, Feldgehölzen, breiteren Feldrainen usw. fehlt, und in anderen Agrarlandschaften ist das Netz aus ökologischen Zellen sehr lückig. Im Zuge der allgemeinen Entwicklung der Landwirtschaft wurde ein vorhandenes ökologisches Netz oft noch zerstört, indem z. B. die bandartigen Landschaftsstrukturelemente entfernt wurden, wodurch in vielen agrarischen Vorranggebieten eine landschaftsökologische Verarmung stattgefunden hat. Bei der Wiederherstellung landschaftsökologisch und agrarökologisch günstiger Bedingungen geht es

— um die Herstellung des ökologischen Netzes durch Neuanlage oder um die Vervollkommnung durch Auffüllung von Lücken,

— um die Sicherung verschiedener ökologischer Elemente durch die Ergänzung um Kompensativzonen,

— um die Herstellung von Überwindungsmöglichkeiten vorhandener Barrieren,

— um die Wiederherstellung einer Vielfalt der Kulturbiotop durch den Anbau weiterer Kulturpflanzen, insbesondere auch solcher, die eine extensivere Wirtschaftsweise erlauben, und

— um die allgemeine Verringerung von Belastungen durch gezielteren Einsatz bzw. durch Reduzierung oder vollständige Unterlassung von Maßnahmen mit negativen Nah- und Fernwirkungen.

Daß mit der Verbesserung des Netzes, welches aus ökologischen Zellen besteht, nur ein geringer Beitrag zur Lösung des derzeitigen Agrarüberschußproblems erbracht werden kann, sei hier nur nachrichtlich erwähnt (KNAUER 1986). Für Schleswig-Holstein lassen sich damit zwar rund 10.000 ha aus der Agrarnutzung entziehen, anteilmäßig entspricht das aber nur 1,7% der Ackerfläche. Als Produktionsflächenverminderung bringt das nicht sehr viel, als Verbesserung des ökologischen Netzes bedeutet das aber eine Aufstockung auf rund 5–6% der landwirtschaftlich genutzten Fläche, was für den integrierten Pflanzenbau von großer Bedeutung ist.

Noch liegt weder ein fundierter Katalog der notwendigen Elementzahl und Elementgröße für ein Verbundsystem vor, noch ein solcher der maximal zulässigen Abstände zwischen den verschiedenen Elementen. Wir haben uns daher zunächst mit einfachen Schätzwerten zu begnügen. Als Maximalabstände für bandartig ausgebildete ökologische Zellen, die gleichzeitig eine Korridor- oder Trittsteinkettenwirkung besitzen, läßt sich aus der Literatur der Wert 400 m ableiten. Es gibt allerdings auch eine ganze Anzahl von Tierarten, die nur knapp 100 m Entfernung überwinden können. Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch, daß kleine Lebensräume sehr viel stärker unter Störungen leiden als große und daher eine Wiederbesiedlung nach Katastrophen hier viel schneller notwendig sein kann. Die Abstände zwischen den einzelnen ökologischen Zellen sollten umso kleiner sein, je kleiner die ökologischen Zellen sind, je gravierender die zwischen den Strukturelementen liegenden Areale in ihrer Faktorausstattung von den Strukturelementen abweichen und je stärker die Biozönose der einzelnen ökologisch bedeutsamen Strukturelemente der Landschaft durch exogene Faktoren belastet werden. In der näheren Umgebung größerer ökologischer Zellen ist die Lückenlosigkeit des ökologischen Netzes besonders wichtig, damit die Austauschvorgänge mit der Umgebung nicht schon an der Grenze solcher Großzellen unterbrochen werden. Bandartige Strukturelemente mit ausgedehnten Saumzonen auf beiden Seiten benötigen vor allem auch einen Schutz der Saumzone, die bekanntlich von ganz besonderer Bedeutung für die Austauschvorgänge zwischen diesen Elementen und den Feldern ist. Eine Erweiterung von Hecken durch solche Saumzonen ist besonders wichtig.

In der Agrarlandschaft werden eine Reihe von Austauschvorgängen durch Barrieren behindert. Als solche Barrieren wirken z. B. die abiotischen bandartigen Elemente, wie Straßen und Wege. Für einige Lebewesen, z. B. für die Anemochoren unter den Pflanzen, können auch biotische Strukturelemente in der Landschaft als Barriere wirken, in dem z. B. Hecken als Filter den Samenflug unterbrechen. Bei Straßen als abiotische Barriere kommt zur reinen Trennwirkung noch die verkehrsbedingte Wirkung hinzu, die eine Populationsdezimierung hervorruft und eine betriebsbedingte Umweltbelastung mit sich bringt. Barrierefunktion muß auch den fast unkrautfrei gehaltenen Feldern mit Intensivkulturen zugeschrieben wer-

den, weil auch sie von vielen Lebewesen nicht überwunden werden können. Zur Überwindung von Barrieren können Saumbiotope entlang von Straßen beitragen, die eine Überquerung dieser Barrieren durch Vogelarten und fliegende Insekten ermöglichen. Bei flächigen Barrieren ist eine Unterbrechung durch kleine Inseln wichtig, die in das Konzept eines ökologischen Netzes integriert werden müssen.

Die ökologische Situation der Agrarlandschaft wird in sehr starkem Maße von der Vielfalt der angebauten Kulturpflanzen geprägt. Diese Vielfalt hat sich im Laufe der letzten 50 Jahre in Richtung Bevorzugung einiger weniger Arten entwickelt. Das bedeutet für die Agrarfauna Hereinbrechen größerer Störungen auf großen Schlägen zu fast gleicher Zeit. Ein Ausweichen in benachbarte Kulturen und eine spätere Rückkehr auf die ursprünglichen Felder ist häufig gar nicht mehr möglich. Die längerfristigen Folgen dieser gegenüber früher stark veränderten Bedingungen sind noch nicht hinreichend untersucht. Man darf aber annehmen, daß die Reduzierung der Kulturpflanzenauswahl auf wenige Arten, zusammen mit der intensiven Wirtschaftsweise, zu einer stärkeren Einengung der Lebensbedingungen für die Mitglieder der Zoozönose geführt haben und damit auch eine Veränderung des Schädlings-Nützlings-Spektrums verbunden ist. Landschafts- und agrarökologisch ist eine Erhöhung der Lebensraumvielfalt anzustreben. Daher kann vor allem der Anbau weiterer Kulturpflanzen und der großflächige, zumindest aber im Randzonenbereich stattfindende Übergang zu extensiverer Wirtschaftsweise beitragen. Da die Erträge im Randzonenbereich aus verschiedenen Gründen niedriger sind als auf dem übrigen Feld (z. B. durch Wurzelkonkurrenz, Beschattung, Mikroklima usw.), ist hier schon aus Wirtschaftlichkeitsgründen ein niedrigerer Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zweckmäßig. Hier sind die Bedingungen für ein weniger intensives Produktionssystem gegeben und sie sollten auch eingehalten werden, nicht zuletzt auch wegen der Gefährdung anderer Naturraumpotentiale. Die mit einer solchen Maßnahme verbundene positive ökologische Wirkung auf die Randzone ist ebenso wichtig wie die räumliche Zurückdrängung der Belastungen von den ökologischen Zellen. Das stellt durchaus auch einen ökonomischen Wert dar. Eine extensivere Nutzung ganzer Felder kann und wird bei entsprechender Honorierung durch die landwirtschaftliche Praxis realisiert werden. Das ökologische Netz wird aber auch dadurch nicht überflüssig. Seine Leistungsfähigkeit für das Agrarökosystem und seine Bedeutung für den Naturschutz wird aber verbessert.

10. Zusammenfassung

Als Ergebnisse der Überlegungen über ein Konzept eines Netzes aus ökologischen Zellen in der Agrarlandschaft ist festzuhalten:

(1) In Agrarlandschaften existieren neben und zwischen den landwirtschaftlichen Nutzflächen Landschaftselemente mit großer agrarökologischer Bedeutung, die insbesondere für »integrierte Produktionsverfahren« lebenswichtig sind.

(2) Die auch als ökologische Zellen bezeichnaren Strukturelemente der Agrarlandschaft sind nicht überall gleichmäßig verteilt. So lange nicht alle Landschaften hinreichend genau analysiert sind, ist zur Übertragung von Untersuchungsbe- funden eine Typisierung der Agrarlandschaft und eine Typisierung der wichtigen Strukturelemente notwendig.

(3) In der Agrarlandschaft ist im Laufe der Entwicklung ein erheblicher Biotopschwund zu beobachten, der schließlich bis zur Entstehung einer Zerfallsphase des Biotopverbundnetzes geführt hat.

(4) Für optimale ökologische Funktionen sind bestimmte Mindestgrößen von ökologischen Zellen erforderlich. Eine Übersicht über solche Mindestgrößen kann zur Zeit noch nicht gegeben werden.

(5) Die ideale Felder-/Strukturelement-Verteilung bei barrierefreier Anordnung und gleichmäßiger Verteilung im Raum ist mit Flächenanteilen zwischen rund 4 und 40% erreichbar.

(6) In der Agrarlandschaft der Gegenwart ist einerseits eine gleichmäßige Verteilung von Strukturelementen zu beobachten, andererseits aber auch eine extrem ungleiche Verteilung.

(7) Verschiedene Strukturelemente der Agrarlandschaft, insbesondere die bandartig aufgebauten, können ausgeprägte Säume ausbilden und eine kompensatorische Wirkung gegenüber Belastungsstoffen entfalten, indem sie z. B. die Boden-erosion bremsen oder Nährstoffe ausfiltern usw.

(8) Bei der Erhaltung oder der Wiederherstellung eines ökologischen Netzes sind Abstände zwischen 100 und 400 m, der Abbau von Barrieren, die Ergänzung bandartiger Elemente durch Saumzonen und gegebenenfalls die Anlage von Kompensationsstreifen notwendig.

(9) Für die praktische Landwirtschaft stellt das aus Einzelzellen und aus bandartigen Landschaftselementen bestehende Verbundsystem die Basis für umweltkonforme integrierte Pflanzenbauverfahren dar. Die notwendige Netzdichte läßt auch dabei immer noch Einzelfelder von wesentlich mehr als 10 ha Größe zu und stellt damit keine Begrenzung des technischen Fortschrittes dar.

(10) Zur Verbesserung der landschaftsökologischen Situation der Agrarlandschaft wird die Vervollständigung des ökologischen Netzes, eine Erweiterung der bandartigen Strukturelemente um ausreichend breite Saumzonen, eine allgemeine Erhöhung der Lebensraumvielfalt, eine Verringerung der Bewirtschaftungsintensität im Saumbereich von Strukturelementen und wo immer möglich auch eine intensivere Nutzung ganzer Felder vorgeschlagen.

Literatur

BAUER, L. und WEINITZSCHKE, H. (1973): Landschaftspflege und Naturschutz, 3. Aufl., Jena, (VEB G. Fischer)

DIAMOND, J. M. und MAY, R. M. (1980): Biogeographie von Inseln und Planung von Schutzgebieten. Theoretische Ökologie (Hrsg. R. M. May). Weinheim und Basel (Verlag Chemie), Beach Florida (Deerfield).

DIERCKS, R. (1983): Alternativen im Landbau, Stuttgart (E. Ulmer).

HEINISCH, E., PAUCKE, H., NAGEL, H.-D. und HANSEN, D. (1976): Agrochemikalien in der Umwelt. Jena (VEB G. Fischer).

KNAUER, N. (1983): Produktion und Natur. Fehlentwicklungen in der modernen Landwirtschaft. — Schriftenreihe des Vereins für Agrarwirtschaft e. V. Band 40, Clenze-Bussau.

— (1986): Landwirtschaft und Naturschutz — Bedeutung des Artenschutzes und mögliche Leistungen der Landwirtschaft. — KALI-BRIEFE (Büntehof) 18 (4), 275—306

— (1986):
Ökologische und landwirtschaftliche Konzepte zur Verwendung freigesetzter Flächen. — N. Arch. f. Nds. 35, 229–243, Göttingen

MÜHLENBERG, M. (1984):
Versuche zur Theorie der Inselökologie am Beispiel experimenteller Wiesenverkleinerungen. — Laufener Seminarbeiträge 7/84, Laufen/Salzach.

RINGLER, A. (1980):
Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen. — Ber. ANL. 4, Laufen/Salzach.

SUKOPP, H. (1981):
Veränderungen von Flora und Vegetation. — Berichte über Landwirtschaft, NF. Sonderh. 197, 255–264.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Norbert Knauer
Inst. für Wasserwirtschaft und
Landschaftsökologie der Univ. Kiel
Olshausenstraße 40
2300 Kiel 1

Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten

Erich Glück und Astrid Kreisel

Inhaltsübersicht

1. Einleitung	00
2. Untersuchungsstandort und Beschreibung der Hecken	00
3. Material und Methoden	00
3.1 Erfassungsmethoden	
3.2 Markierung der Carabiden	
3.3 Vögel	
3.4 Auswertung	
4. Ergebnisse	00
4.1 Die Hecke als Lebensraum	
4.1.1 Gehölze als prägende Elemente	
4.1.2 Das Klima in Hecken	
4.2 Einfluß des Windes auf die Verteilung von Tieren in der Strauchschicht	
4.3 Brüten von Vögeln in Hecken und Abhängigkeiten von Strukturunterschieden	
4.4 Die Hecke als Lebensraum für Nützlinge	
4.5 Die Hecke als Refugialraum	
4.6 Die Hecke als Vernetzungselement	
4.7 Bedeutung der Hecke für die Dispersion von <i>Abax parallelepipedus</i> und <i>Carabus problematicus</i>	
4.7.1 Kleinräumige Verteilung im Heckeninnern	
4.7.2 Lokale Vorzugs-Laufrichtungen	
4.7.3 Laufentfernung und potentielle Ausbreitungsaktivität	
5. Schlussfolgerungen	00
5.1 Lebensraum Hecke: Struktureigenschaften und Besiedlung	
5.2 Refugialraum Hecke: Wechselwirkung mit dem Umland	
5.3 Vernetzungselement Hecke: Besiedlung und Austausch von Waldarten	
5.4 Kriterienkatalog zur funktionalen Hecken-gestaltung	
6. Zusammenfassung	00
7. Literaturverzeichnis	00

1. Einleitung

Aus ökologischer Sicht ist Raum oder Landschaft zugleich auch ein Gefüge oder Muster von Ökosystemen. Die Hecke als Bestandteil der Landschaft kann als ein Ökosystem betrachtet werden. Unter einem Ökosystem verstehen wir das Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander und mit ihren Lebensraum. Diese Beziehungsgefüge sind oft sehr sensibel gegenüber anthropogener Beeinflussung. Hecken sind ökosystematisch betrachtet Saumbiotop, wie Bach- und Flußufer oder Waldränder. Es sind linienartig angeordnete, vorwiegend aus Sträuchern mit eingestreuten Bäumen bestehende Pflanzengesellschaften meist anthropogenen Ursprungs mit einer maximalen Breite von 12–15 m (ROTTER & KNEITZ 1977, POHLE 1978). Hecken können in verschiedene Heckentypen eingeteilt werden nach den an ihrer Ausbildung beteiligten Gehölzarten oder der morphologischen Ausgestaltung (Struktur) in verschiedenen Höhenstufen (Wuchshöhe):

Kastenhecken: sie werden jährlich zurückgeschnitten und haben eine Höhe von 80–120 cm. Sie dienen hauptsächlich der Begrenzung von Viehweiden als sogenannte lebende Weidezaune.

Niederhecken: sie bestehen aus niederen Sträuchern, die eine Höhe von ca. 2–3 m erreichen. Damit die Hecken diese Maße behalten, werden sie regelmäßig beschnitten.

Hochhecken: sie setzen sich aus niederen Sträuchern und höheren Büschen zusammen. Die Hochhecken erreichen eine Höhe von 6–8 m.

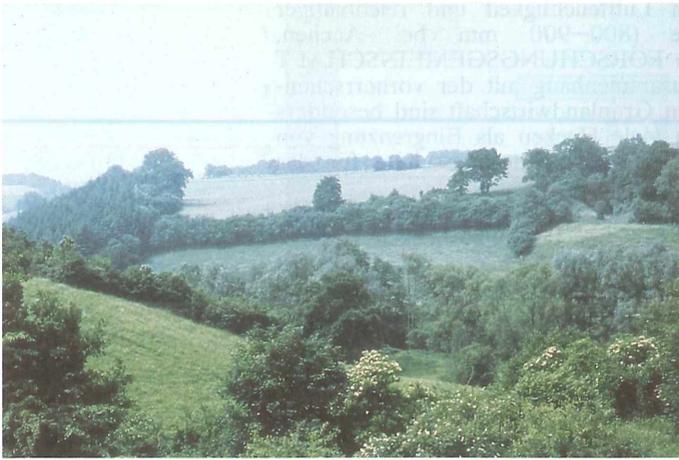
Baumhecken: neben den niederen Sträuchern und höheren Büschen sind an ihrer Ausgestaltung noch einzelne Bäume beteiligt.

Natürlich finden sich auch alle Übergänge zwischen den Heckentypen je nach Pflegeintensität und Gehölzartenzusammensetzung.

Im Vergleich zu dem infolge der Intensivierung der Landwirtschaft faunenmäßig verarmten Umland (Dauergrünland oder Feldkultur) bieten Hecken das Potential eines hochwertigen Lebensraumes für eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten (TISCHLER 1948, 58). 10.000 Tierarten, darunter die Hälfte der einheimischen Säugetiere, sämtliche Reptilien und 20% der einheimischen Vogelarten sowie mehr als 1000 Pflanzenarten bevölkern diesen Lebensraum (STREETER et al. 1985). Hecken und Feldgehölze haben große Bedeutung für die Arterhaltung von Tieren und Pflanzen (ROTTER & KNEITZ 1977) und als Reservoir tierischer Nützlinge für das landwirtschaftliche Umland (ZWÖLFER et al. 1981).

Bislang wurden Hecken unter relativ einseitigen Aspekten und in der Regel ohne umfassende Berücksichtigung der Wechselbeziehungen zum Umland bearbeitet oder nur die Biologie/Ökologie einzelner Tierarten (Tiergruppen) abgehandelt (Übersicht ROTTER & KNEITZ 1977). Neuerdings wurden in Oberfranken (ZWÖLFER et al. 1984) umfangreiche vergleichende Freilanduntersuchungen an Hecken unterschiedlichen Alters ausgeführt. Die Untersuchungen zielten hauptsächlich auf die produktionsbiologische Bedeutung des Systems Hecke unter besonderer Berücksichtigung der Phytophagen ab. Floristisch wurden verschiedene Heckenstandorte unter ganz spezifischen Bodenbedingungen (WEBER 1967, EIGNER 1978, REIF et al. 1982) untersucht. Unter landschaftsgestalterischen und Flurbereinigungs-Aspekten fanden Untersuchungen von LUDWIG (1981), SPREIER (1982), MADER & MÜLLER (1984), MADER et al. (1986) statt.

Ziel unserer Untersuchungen ist es, in einer Einbeziehung des Umlandes und einer ansatzweisen ganzheitlichen Betrachtung des »Systems Hecke« unter Berücksichtigung der Boden-, Kraut- und Strauchschicht bewohnenden und die das Umland besiedelnden Tiere, die Wechselbeziehungen ausgesuchter Tiergruppen zwischen Hecke und Umland unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Beeinflussung dieses Systems und die vielschichtige Abhängigkeit von Bewirtschaftung,



a



b



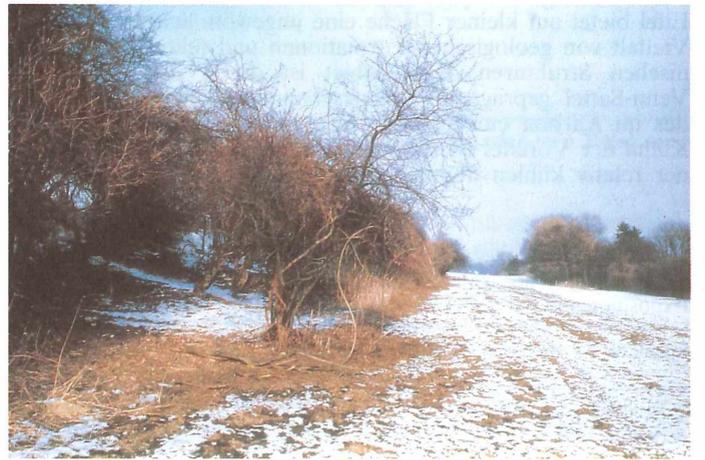
c



d



e



f

Abbildung 1

Die untersuchten Hecken zu unterschiedlichen Jahreszeiten

- a Hecke 1, Hohlweghecke breit (HWb) Gesamtansicht mit Waldanschluß
- b Hecke 1, Hohlweghecke breit (HWb) Blick ins Innere »Hohlweg«
- c Hecke 2, Hohlweghecke schmal (HWs) Gesamtansicht
- d Hecke 3, Heckennetz (HN) Gesamtansicht
- e Hecke 4, Hecke am Trockenhang Etzlenberg (TrH) Gesamtansicht
- f Hecke 5, Hecke in Seffent, (SE) Längsansicht
- g Hecke 7, Königsmühle (Km)



g

Struktur und Besiedlung der Hecke und des sie umgebenden Agrarlandes zu erfassen.

In der vorliegenden Arbeit sollen die Aspekte Hecke als Lebensraum, als Refugium und als ein mögliches Vernetzungselement betrachtet werden. Die Nutzung unterschiedlich strukturierter Hecken durch verschiedene Tierarten steht dabei im Vordergrund. Zunächst werden die Beziehungen zwischen verschiedenen Heckentypen, dem Mikroklima und der Gehölzartenzusammensetzung aufgezeigt.

Die Bedeutung von Struktureigenschaften der Hecke für Vögel wird herausgearbeitet. Das Nutzungspotential einer Hecke wird exemplarisch aufgezeigt an entomophagen Heteropteren (Wanzen). Der Lebensraum Hecke als Refugium und seine Bedeutung bei Bewirtschaftungsmaßnahmen im Umland, wird am Beispiel der Dipteren dargestellt. Die Ausdehnung (Länge, Breite, Fläche) von Hecken und der Isolationsgrad (Entfernung zur nächsten Gehölzstruktur) wird in Relation zur Carabidenbesiedlung beschrieben und bewertet.

Die Hecke als Element des Biotopverbundes wird am Beispiel des Wanderverhaltens und des Individuenaustausches zwischen benachbarten Carabidenpopulationen herausgestellt.

2. Untersuchungsstandorte und Beschreibung der Hecken

Die sieben untersuchten Hecken (Abb. 1) befinden sich im Vorland des »Hohen Venns« (Eifel) südöstlich von Aachen (Hecke 1–4, 6 und 7, ca. NN +250 m; 6° 10'E, 50° 43'N) und im Aachener Hügelland (Hecke 5, ca. NN + 200 m; 6° 3'E, 50° 48'N).

Die Hecken dieses Gebietes gehören zum »maritimen Heckengürtel« (TROLL 1951). Die nördliche Eifel bietet auf kleiner Fläche eine ungewöhnliche Vielfalt von geologischen Formationen und tektonischen Strukturen. Das Gebiet ist durch den Venn-Sattel geprägt, als beherrschendes Element des im Karbon entstandenen Faltengebirges. Das Klima der Voreifel ist subatlantisch, aufgrund seiner relativ kühlen Sommer, milden Winter, einer

relativ hohen Luftfeuchtigkeit und reichhaltiger Niederschläge (800–900 mm bei Aachen, DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 1979). In Zusammenhang mit der vorherrschenden intensiven Grünlandwirtschaft sind besonders in Hanglagen viele Hecken als Eingrenzung von Weideflächen und als Witterungsschutz für das Vieh erhalten geblieben.

Pflanzensoziologisch sind die Nord-Süd-orientierten, gehölzartenreichen Böschungshecken 1 und 2 der Assoziation Carpino-Prunetum (Tx. 1952) zuzuordnen, wobei im Unterwuchs typische Elemente der Buchenwälder (*Fagetalia*) hinzukommen. Die ebenfalls gehölzartenreiche Hecke 6, die im Frühjahr durch Waldunterwuchs (*Melico-Fagetum*) charakterisiert ist, kann stellenweise wegen des Vorkommens wärmeliebender Sträucher (*Berberis vulgaris*, *Ligustrum vulgaris*) als Ligustro-Prunetum angesprochen werden. Weniger gehölzartenreich ist die auf einem südexponierten Trockenhang liegende Böschungshecke 4. Die übrigen Hecken (3, 5 und 7) sind arm an Gehölzarten (lediglich *Crataegus* [2 sp.], *Prunus* [1 sp.], *Sambucus* [2 sp.], *Rosa* [div. spec.]).

Alle Hecken begrenzen als Grünlandhecken Weiden bzw. Wiesen. Das Umland der Hecken 4 und 6 wird extensiv genutzt, das der übrigen Hecken intensiv (vgl. Tab. 1).

Die Hecken unterscheiden sich voneinander durch ihre Breite und durch ihre Entfernung vom nächstgelegenen Wald (vgl. Abb. 2). Die »schmalen« (S) Hecken (3, 4 und 7) haben eine Breite von 1–2 m, die Hecken mit ausgedehnter Grundfläche (FL) (1, 2, 5 und 6) eine Breite zwischen 4 und 10 m. Hecke 1 unterscheidet sich von allen anderen Hecken durch direkte Vernetzung mit einem Wald (4 ha, ca. 50jähriger Fichtenforst, nach Südwesten in Laubmischwald übergehend). Hecke 2 ist in linearer Verlängerung ca. 25 m von Hecke 1 getrennt. Dieser Einschnitt ist vergrast und mit einzelnen Bäumen und Büschen bewachsen. Hecke 3 ist direkt mit Hecke 2 vernetzt. Die Hecken 4 und 5 sind 30–50 m vom nächstgelegenen Wald entfernt gelegen und nicht mit anderen Hecken vernetzt, die Hecken 6 und 7 sind völlig isoliert (vgl. Abb. 2).

Tabelle 1

Übersicht über die Untersuchungsstandorte 1984 und 1985. Angaben zur Ausdehnung der Hecken, Isolationsgrad, Exposition und Art des Umlandes

Standorte	Länge	Breite	Fläche	Exposition	Isolation	Umland	Orientierung der Hecken
1 Hohlweghecke HWB (breiter Teil) Wald	120 m	8-10 m	0,1 ha 4,0 ha	N-S	Waldanschluß	Wiese/ Weide	in einer Linie mit Hecke 2, quer zum Wald
2 Hohlweghecke HWS (schmalere Teil)	150 m	4-5 m	0,07 ha	N-S	180 m vom Wald	intensive Weide	quer zum Heckennetz
3 Heckennetz HN	225 m	1 m	0,02 ha	N-S	Anschluß an schmale Hecke	intensive Weide	
4 Trockenhanghecke TrH Etzlenberg	60 m	2 m	0,01 ha	NW-SO	50 m vom Wald	extensive Weide	parallel zur Weißdornhecke, quer zum Wald
Weißdornhecke	25 m	1 m	0,002 ha		15 m vom Wald	extensive Weide	
Wald			0,08 ha				
5 Seffenter Hecke SE Wald 1 Wald 2	160 m	6-8 m	0,35 ha 0,18 ha 0,40 ha	SW-NO	30 m vom Wald	intensive Weide	parallel zu weiteren Hecken
6 Trockenhanghecke Mb Mausbach	50 m	6-8 m	0,04 ha	N-S		extensive Weide	
7 Königsmühlenhecke Km	125 m	1,5-2 m	0,02 ha	O-W	150 m vom Wald	intensive Weide	längs zum Wald

		l=120 m b=8-10 m A=0,1 ha
2		l=150 m b=4-5 m A=0,08 ha
3		l=225 m b=1 m A=0,02 ha
4		l=60 m b=2 m A=0,01 ha
5		l=160 m b=6-8 m A=0,1 ha
6		l=50 m b=6-8 m A=0,04 ha
		l=125 m b=1,5-2 m A=0,03 ha

Abbildung 2

Schematische Übersicht zur Ausdehnung und Isolation der 7 untersuchten Hecken, die sich durch ihre Länge (l), Breite (b) und Fläche (A) sowie ihre Entfernung vom nächstgelegenen Wald unterscheiden.

Eine achte, bereits 1982 faunistisch bearbeitete schmale Feldhecke (Breite ca. 1-1,5 m, Länge 15 m) liegt nordöstlich von Aachen-Haaren (ca. NN + 240 m; 6° 08'E, 50° 48'N) ca. 100 m von einem Birkenwäldchen entfernt auf der Grenzlinie zwischen einem Acker und einer als Wiese bzw. Weide genutzten Grünlandfläche. Zu beiden Schmalseiten hin löst sich die Hecke in Einzelbüsche auf (Abb. 1).

3. Material und Methoden

3.1 Erfassungsmethoden

In den einzelnen Standorten wurden Tiere (insbesondere Arthropoden) in den Hecken und im Umland im wöchentlichen bzw. 14tägigen Rhythmus mit 10 verschiedenen Erfassungsmethoden gefangen (Tab. 2). Die Bodenfallen wurden wöchentlich, in den Hauptaktivitätsperioden von *Carabus problematicus* und *Abax parallelepipedus* täglich bei Sonnenauf- und Sonnenuntergang kontrolliert.

Die Insekten der Strauchschicht wurden mittels Luftklektoren und durch Klopfproben erfaßt. Luftklektoren (Abb. 3) sind nach dem Reusenprinzip arbeitende Fallen zum Fang flugaktiver oder vom Wind verdrifteter Insekten. Die Tiere fliegen gegen ein aus Gaze bestehendes Fangtuch, bewegen sich nach oben unter das Eklektordach und gelangen in ein Fangglas. Dieser Behälter be-

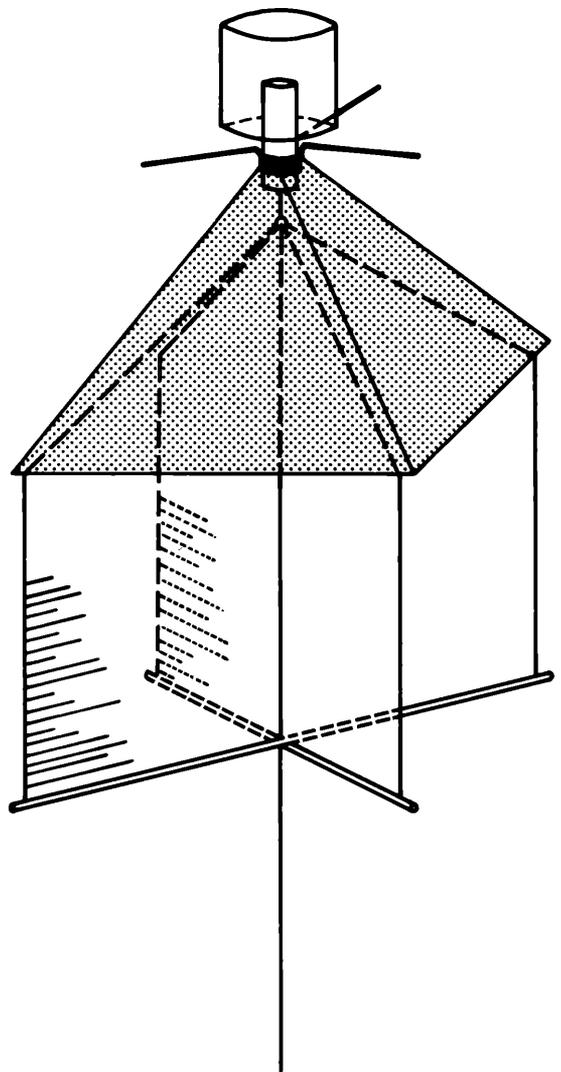


Abbildung 3

Luftklektor zum Fang flugaktiver oder vom Wind verdrifteter Insekten.

steht aus lichtdurchlässigem Kunststoff (Plexiglas) und ist mit Fangflüssigkeit (Formalin, 5%) gefüllt. Die Luftklektoren ($n = 48$, Tab. 2) waren am Heckenrand und im Umland in ca. 1,5 m Höhe aufgestellt und wurden wöchentlich kontrolliert. Klopfproben ($n = 674$, Tab. 2) wurden von 8 verschiedenen Straucharten der Gattungen *Crataegus*, *Prunus*, *Sambucus*, *Corylus*, *Rosa*, *Berberis* und *Viburnum* in ca. 1,5–2 m Höhe genommen. Mit

Tabelle 2

Methoden zur Erfassung der Fauna von Hecken und Umland

Methoden	Fallen- bzw. Probenzahl		Innenraum	Hecke			Umland		
	1984	1985		Saum	Wiese	Weide	Feld	Wald	
BODENSCHICHT									
Einzelfallen	253	97	+	+	+	+	+	+	
Kreuzfallen	42 (X4)	35 (X4)	+	+	+	+	+	+	
Fallenrinnen	7 (X2)	19 (X2)	+	+	+	+	+	+	
Fangquadrat			+	+	+	+	+	+	
Bodenextraktion		400	+	+	+	+	+	+	
Bodenphotoeektoren	24	24	+		+	+		+	
KRAUT- und STRAUCHSCHICHT									
Käscherfang	24	6	+	+	+	+	+		
Luftklektor	25	23	+	+	+	+	+	+	
Klopfprobe	37	15		+				+	
Handfang bzw. Beobachtung zu Intensivzeiten			+	+	+	+	+	+	

einem Stock wurden pro Gehölzart 5 Schläge auf einen Ast ausgeführt. Die herunterfallenden Tiere fingen sich in einem konischen Klopfschirm (Durchmesser 50 cm, Tiefe 70 cm), an dessen Spitze ein Fangglas befestigt war. Die Proben wurden an regenfreien Tagen in ca. 14-tägigen Intervallen jeweils vormittags zwischen 9 und 10 Uhr MEZ genommen.

Tiere der Krautschicht wurden durch Käscherränge (n = 306, Tab. 2, je 50 Schläge, Schrittweite 1 m) erfaßt. Gekäschert wurde am Heckenrand und im Umland jeweils vormittags in ca. 14-tägigen Intervallen (je nach Witterung).

Zum Fang der Bodenarthropoden, insbesondere der Carabiden wurden nach der BARBER-Fallenmethode Einzelfallen, »Kreuzfallen« (Abb. 4) und »Fallenrinnen« (Abb. 5) verwendet.

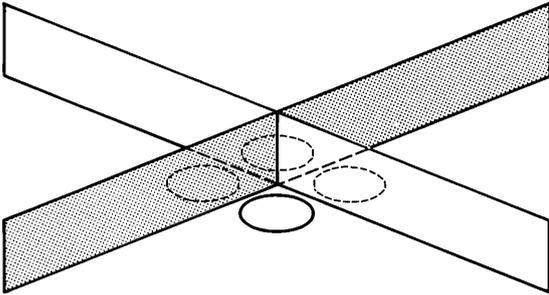


Abbildung 4

Schematische Ansicht einer Kreuzfalle, in deren innere Quadrantenecken je eine BARBER-Falle eingelassen ist.

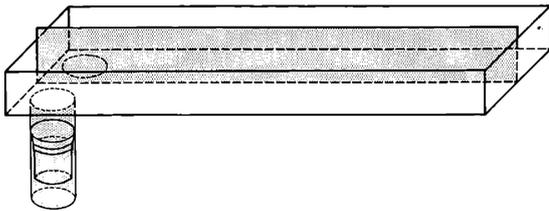


Abbildung 5

Schematische Ansicht einer Fallenrinne. An einem Ende jeder Fallenrinnen-Hälfte befindet sich eine BARBER-Falle.

Eine »Kreuzfalle« besteht aus zwei überkreuzten, ca. 3 cm tief in den Boden versenkten Kunststoffstegen (Trovidur, 10 cm hoch, 71 cm lang, Fläche eines Quadranten = $\frac{1}{4} \text{ m}^2$), in deren innere Quadrantenecke je eine Barberfalle eingelassen ist (Abb. 4).

Eine »Fallenrinne« wird aus einer Kunststoffrinne (Länge 1 m, Breite 20 cm, Höhe 5 cm) gebildet, die der Länge nach durch einen Steg (Höhe 10 cm) in zwei Hälften getrennt wird. An einem Ende jeder Fallenrinnen-Hälfte ist eine Barberfalle eingelassen (Abb. 5).

Einzelfallen waren im Innern der Hecken jeweils in Abständen von 10 m und je nach Länge der Hecke in unterschiedlicher Anzahl linear aufgestellt; bei den breiten Hecken (2, 5 und 6) zusätzlich auch am Heckenrand.

In der Hecke 1 sowie im anschließenden Wald war je ein Fallenfeld aus 3x3 Kreuzfallen installiert. Darüber hinaus befanden sich in dieser Hek-

ke sechs weitere Kreuzfallen (vgl. Abb. 23). Alle Kreuze wurden so orientiert, daß die Quadranten längs und quer zum Verlauf der Hecke ausgerichtet waren. Sieben Fallenrinnen, im Verbund mit dazwischen in den Boden eingelassenen Kunststoffstegen, waren als Barrieren an den Enden der Hecke 1 sowie am Rand des angeschlossenen Waldes aufgestellt. Alle Bodenfallen wurden als Lebendfallen verwendet und in täglichen bis einwöchigen Abständen kontrolliert.

3.2 Markierung der Carabiden

Alle größeren (ab 10 mm) gefangenen Carabiden wurden individuell markiert und am Fundort wieder freigelassen. Zur Markierung wurden Lackfarbstifte (Fa. Faber-Castell) in 15 verschiedenen Farben verwendet. Vorversuche mit markierten, im Labor gehälterten Käfern zeigten, daß die Farbe licht- und wasserbeständig ist.

Jeder Käfer erhielt durch Aufbringen eines oder mehrerer Farbpunkte (Durchmesser ca. 2–4 mm) auf festgelegte Positionen von Prothorax und/oder Elytren eine codierte Nummer und war somit individuell kenntlich (Abb. 6). Mit einer Farbe und

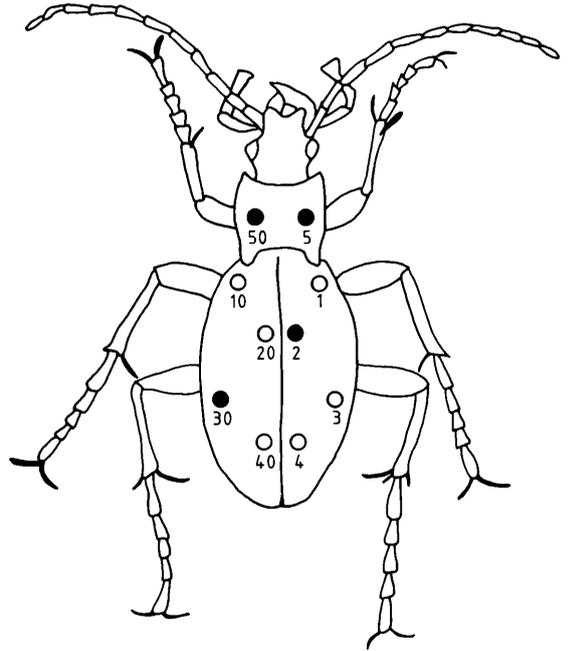


Abbildung 6

Codierungsschema zur Markierung eines Carabiden. Aufbringen von Farbpunkten auf festgelegte Positionen (o) von Prothorax und/oder Elytren. Das Beispiel zeigt die Codierung der Nummer 87 mit 4 Farbpunkten (●).

maximal 4 Markierungspunkten können die Zahlen 1–99 codiert werden. Höhere Nummern lassen sich durch Farbkombinationen erreichen.

Diese Lackstift-Methode bietet sich insbesondere im Freiland an, da eine Markierung mit Lackfarben leicht zu handhaben ist und einen Transport der Tiere ins Labor überflüssig macht. Zudem sind die Markierungen auch bei ungünstigem Licht leicht anzubringen und beim Wiederfang eines markierten Tieres schnell und eindeutig zu erkennen.

3.3 Kartierung und Erfassung der Vögel und Nester

In den Jahren 1984–1985 wurden während der Brutzeit an allen Heckenstandorten die singenden Männchen wöchentlich kartiert und ihre Gesangsreviere in Flurkarten 1:2500 eingetragen. Zusätzlich wurden die Nester aller in den oben beschriebenen Hecken brütender Vögel erfaßt und Nestkarten geführt. Insgesamt werden pro Neststandort 18 verschiedene Parameter erfaßt (vgl. GLÜCK 1983).

3.4 Auswertung

Die Kreuzfallen dienen der Analyse von Vorzugsrichtungen der rein lauffaktiven, flugunfähigen Käferarten. Vorzugsrichtungen wurden aus den Fangquoten (FQ) sowie ihrer Frequenz (F) in einzelnen Quadranten (k = N, S, O, W) einer Kreuzfalle (KF) ermittelt. Die Frequenz (F) gibt an, wie oft innerhalb eines Fangzeitraumes in gleich orientierten Richtungsquadranten aller Kreuzfallen einer Untersuchungsfläche eine höhere Fangquote als in den entgegengesetzt (+ 180°) ausgerichteten Quadranten erreicht wurde. Als Frequenz wird hier bezeichnet wie stetig (räumlich/zeitlich) ein Ereignis (quantitativ/qualitativ) innerhalb eines Probenumfanges auftritt.

Die Fallenrinnen ermöglichen darüber hinaus für die einzelnen Käferarten die Erfassung von Wanderungsbewegungen zwischen Wald und Hecke (einwandernde/auswandernde Tiere), indem der zurückgelegte Weg markierter Individuen von Falle zu Falle rekonstruiert werden konnte. Austauschraten der Käferarten zwischen Wald und Hecke wurden als prozentualer Anteil der Wiederfänge markierter Tiere an der Gesamtzahl aller registrierten Wiederfangereignisse errechnet. Fangquoten für Einzelfangzeiträume FQ_i und Gesamtfangzeiträume FQ_g werden berechnet, um Fangergebnisse aus unterschiedlicher Anzahl funktionstüchtiger Fallen und/oder aus unterschiedlich langen Fangzeiträumen zu vergleichen. Fangquoten von verschiedenen Untersuchungsflächen, die über gleich lange Zeitabschnitte (Jahreszeit) berechnet wurden, sind somit direkt miteinander vergleichbar. In die Berechnung der Gesamtfangquote geht die Anzahl fängiger Fallen (F_g) als zeitlich gewichtetes Mittel ein.

In den Formeln bedeuten:

- N_i — Individuenzahl der Fangperiode i.
- F_i — Zahl der repräsentativen Fallen der Fangperiode i.
- T_i — Zahl der Fangtage der Fangperiode i.
- FQ_i — Fangquote des i-ten Fangzeitraumes
- F_g — Summe fängiger Fallen
- FQ_g — Gesamtfangquote

$$FQ_i = \frac{N_i}{F_i T_i}$$

$$FQ_g = \frac{\sum_1^n N_i}{F_g \sum_1^n T_i} \quad \text{mit } F_g = \frac{\sum_1^n F_i T_i}{\sum_1^n T_i}$$

3.5 Klimamessungen

Die Temperatur- und Feuchtwerte der bodennahen Luftschicht der Untersuchungsflächen wurden mit Thermohygrographen (Fa. Lambrecht, Göttingen) kontinuierlich aufgezeichnet. Klimadaten zu Temperatur, Feuchte und Windrichtung der Luftschicht in 2 m Höhe lieferte die Klimaökologische Meßstation der RWTH Aachen und der Wetterdienst der Deutschen Wetterstation (Aachen).

4. Ergebnisse

4.1 Die Hecke als Lebensraum

4.1.1 Gehölze als prägende Elemente

An den Heckenbildungen sind insgesamt 23 verschiedene Gehölzarten beteiligt (Tab. 3). Die

Tabelle 3

Anzahl der Holz- und Krautpflanzen in 7 verschiedenen Hecken

X = Art kommt vor H = Art ist strukturprägend und häufig K = Keimlinge

Holzpflanzen	HWB	HWS	SE	MB	HN	KM	TR
Fraxinus excelsior	X						
Rubus idaeus	X						
Rubus caesius	X						
Humulus lupulus	X		X				
Salix div. spec.	X			X			
Quercus robur	X	(K)	(K)				
Ribes uva-crispa	X			X			
Euonymus europaeus		X					
Lonicera xylosteum		X					
Rosa dumetosa		X					
Ilex aquifolium					X		
Berberis vulgaris					H		
Ligustrum vulgare		X			X		
Rosa nitida							X
Clematis vitalba	X	X	X	H			
Viburnum opulus	X	X		X			
Corylus avellana	H	H		X			
Cornus sanguinea		X	(K)			X	
Rosa canina	X		H	X		X	
Rubus fruticosus	X			X	X	X	X
Sambucus nigra	H	X	H	X	X	X	
Crataegus monogyna	H	H	H	H	H	H	H
Prunus spinosa	H	H	X	H	H	X	X
Anzahl Holzpflanzen	15	12	8	13	4	6	4
Anzahl Krautpflanzen	39	38	30	50	23	26	46

»breiten« Hecken sind jeweils mit mehr Gehölzarten bestanden als die »schmalen« Hecken (4–5). *Crataegus monogyna* und *Prunus spinosa* sind am Aufbau aller Hecken beteiligt.

Am Standort HWB wurden insgesamt 15 Gehölzarten vorgefunden, die häufigsten sind *Corylus avellana*, *Sambucus nigra*, *Crataegus monogyna* und *Prunus spinosa*; am Standort HWS 12 Arten; die bestimmenden sind: *C. avellana*, *C. monogyna*, *P. spinosa*; am Standort SE 8 Arten, wobei hier *Rosa canina*, *Sambucus nigra* und *C. monogyna* die häufigsten Arten darstellen; am Standort MB 13 Arten, die prägenden Gehölzarten sind hier *Berberis vulgaris*, *Clematis vitalba*, *C. monogyna*, *P. spinosa*; am Standort HN 4 Arten, die häufigsten sind *C. monogyna* und *P. spinosa*; am Standort KM 6 Gehölzarten; am Standort TRh 4 Gehölzarten, in beiden Hecken ist allein *C. monogyna* die prägende Heckenpflanze. Auffallend ist, daß in allen breiten Hecken *Clematis vitalba*, eine typische Waldart, vorkommt, was schon auf waldähnliche Bedingungen im Innern dieser Hecken hinweist.

4.1.2 Das Klima in Hecken

Hecken bewirken eine Dämpfung der Temperatur. Das bedeutet, im Heckeninnern ist je nach Ausprägung der Hecke (breit – schmal) eine niedrigere Tagesmaximaltemperatur festzustellen als sie durch das globale Makroklima angezeigt ist (Abb. 7). Breite Hecken dämpfen dabei stärker als schmale. Bei der relativen Luftfeuchte zeigt sich ein ähnlicher Effekt (Abb. 8). Die niedrigste Feuchte zeichnete die Meßstation auf (s. Material

und Methoden); eine um durchschnittlich ca. 10% höhere Luftfeuchte war zur gleichen Zeit in schmalen Hecken gemessen worden, wohingegen in breiten Hecken durchwegs die höchste Feuchte registriert werden konnte. Das Heckenklima ist also von der Ausprägung der Hecke abhängig: je breiter die Hecke ist, desto »waldähnlicher« wird das Klima und damit einhergehend sind offensichtlich breitere Hecken als Lebensraum für Arten, die an Schirmvegetation (Waldarten) gebunden sind, besser geeignet.

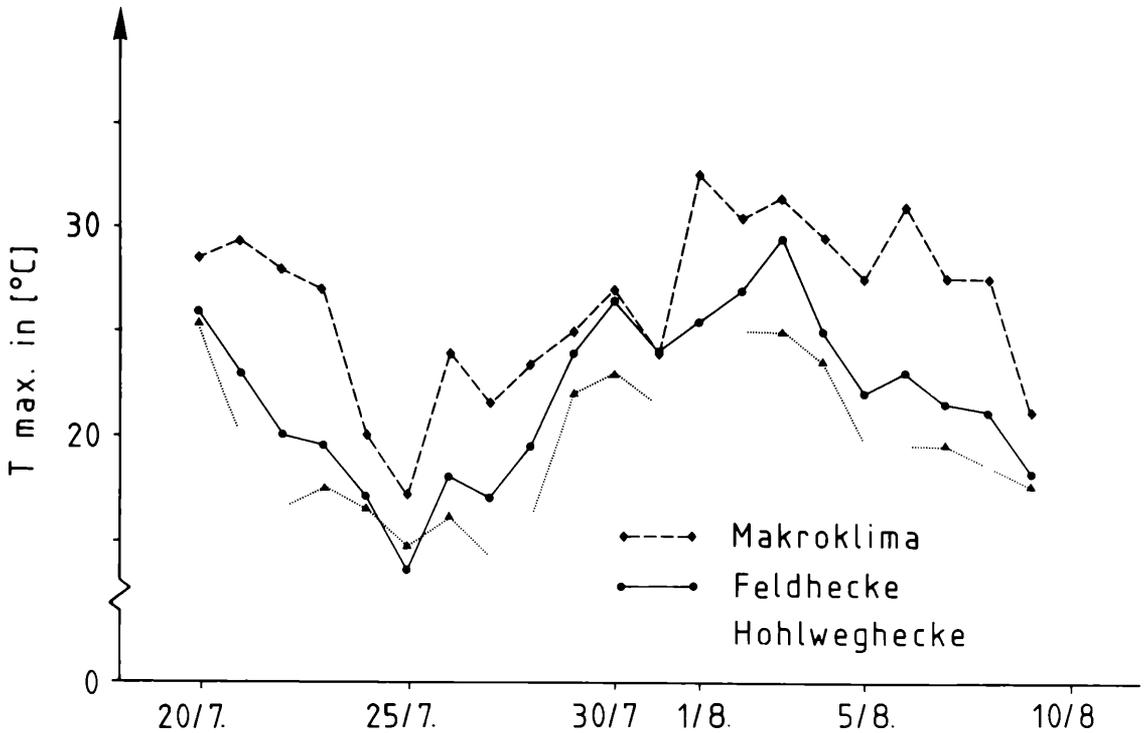


Abbildung 7

Verlauf der täglichen Temperaturmaxima T_{max} (°C) im Heckeninnern einer breiten Hecke (Hecke 1) und einer schmalen Hecke (Hecke 8) im Vergleich zum Makroklima des Umlandes. (20. 7.–9. 8. 1982)

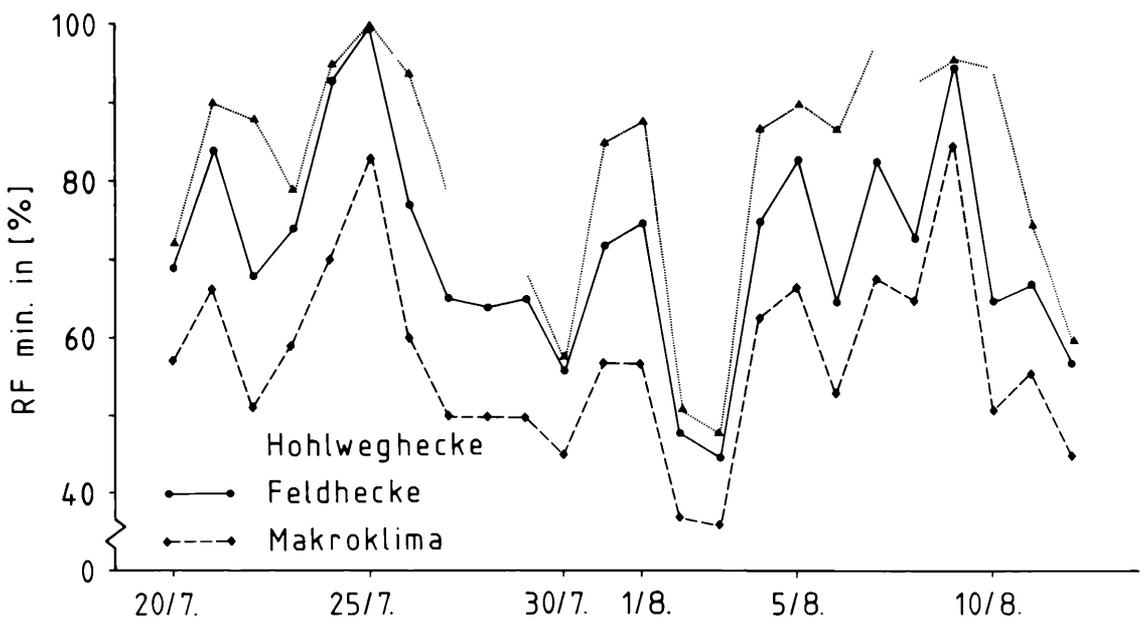
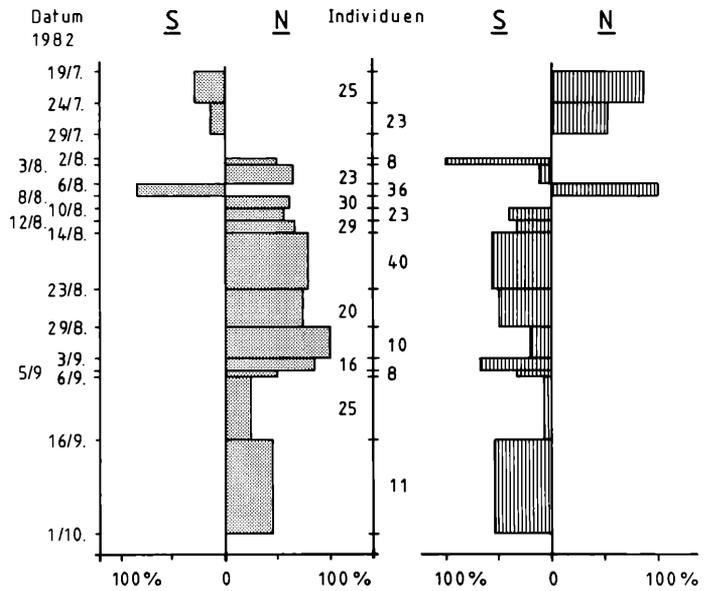


Abbildung 8

Verlauf der minimalen Relativen-Feuchte RF_{min} (%) einer breiten Hecke (Hecke 1) und einer schmalen Hecke (Hecke 8) im Vergleich zum Makroklima des Umlandes (20. 7.–9. 8. 1982).

Abbildung 9

Aktivitätsabundanz der Hymenopteren und Dipteren (links) auf der Nord (N) bzw. Süd (S) exponierten Seite einer Feldhecke (Hecke 8) in Abhängigkeit von der vorherrschenden Windrichtung (rechts). Angaben jeweils als prozentualer Überschuß der Individuensumme eines Fangzeitraumes bzw. der Windrichtungen.



4.2 Einfluß des Windes auf die Verteilung von Tieren in der Strauchschicht

An einer schmalen Hecke, die quer zur Hauptwindrichtung ausgerichtet war, wurden zwei Luftelektoren an beiden Längsseiten installiert. Alle dort gefangenen Hymenopteren und Dipteren wurden pro Zeiteinheit ausgezählt und zur vorherrschenden Windrichtung in Relation gesetzt (Abb. 9). Die Tiere waren in den einzelnen Fangzeiträumen so verteilt, daß jeweils auf der windabgewandten Heckenseite relativ mehr Tiere gefangen wurden, als auf der jeweils direkt windexponierten Seite. Für dieses Verhalten der Tiere gibt es folgende Erklärungsmöglichkeiten:

1. Die Tiere werden durch den Windeinfluß auf die windabgewandte Seite transportiert. Durch die Hecke wird der Wind soweit abgebremst, daß sich die Tiere auf der Leeseite halten können und dort damit zahlenmäßig häufiger anzutreffen sind als auf der Luvseite.
2. Die Tiere suchen aktiv die vom Wind geschützten Stellen auf und verhindern so, daß sie abgedriftet werden.

Windverhältnisse beeinflussen also einerseits die Verteilung von »arboricolen« Insekten, andererseits dämpft die Struktur Hecke durch ihre windbremsende Funktion den makroklimatischen Einfluß und erlaubt Tieren in relativ günstigen Mikrohabitaten Witterungsunbilden zu überdauern.

4.3 Brüten von Vögeln in Hecken und Abhängigkeiten von Strukturunterschieden

Natürlich bedingen nicht nur klimatische Faktoren die Nutzung des Lebensraumes Hecke durch Tiere, sondern auch Strukturfaktoren. Als Beispiel sollen hier stellvertretend für die strukturell oder überwiegend strukturell bedingte Besiedlung der Hecke die Vögel angeführt werden.

In den untersuchten Hecken konnten in den Jahren 1984–1985 insgesamt 60 verschiedene Vogelarten beobachtet werden. Ein allgemeines Schema verdeutlicht die mögliche Ressourcennutzung durch Vögel in der Hecke (Abb. 10). Wir untersuchten vorrangig die Nutzung der Hecke als Reproduktionsraum. Hierbei wurden 18 nestplatzspezifische Parameter erfaßt (GLÜCK 1983). Beispielfhaft sind die Nestplatzansprüche der sechs

Bedeutung der Hecken für die Vogelwelt

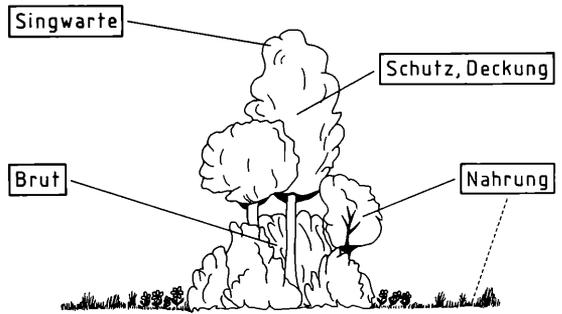


Abbildung 10

Von Vögeln genutzte Ressourcen in Hecken.

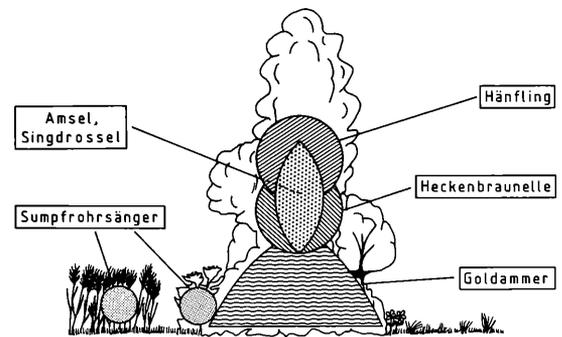


Abbildung 11

Nistökologische Sonderung der häufigsten Brutvogelarten in den untersuchten Hecken.

häufigsten Arten aufgezeigt (Abb. 11). Augenfällig ist die Einnischung bzw. Benutzung verschiedener Bereiche der Hecke zur Nestanlage. Die einzelnen Arten stellen an den Nestplatz artspezifische Ansprüche (GLÜCK 1983). Die Einnischung basiert im Wesentlichen auf strukturbedingten Unterschieden in verschiedenen Bereichen der Hecke. Ob Vögel Strukturen erkennen und unterscheiden können ist experimentell an Hänflingen (*Acanthis cannabina L.*), die typische Bewohner von Hecken, Büschen und jungen Fichtenkulturen sind, untersucht worden. Junge, gerade selbständige Hänflinge wurden gefangen und in 3 Gruppen in

Käfigen (100×60×50 cm) gehalten. Der Käfig der Gruppe 1 (n = 7) erhielt immergrüne Laubzweige (*Prunus laurocerasus*), der von Gruppe 2 (n = 4) Fichtenzweige und der von Gruppe 3 (n = 6) strukturlose weiße Plastikstangen. Unter diesen Bedingungen blieben die Vögel bis zum Test in speziellen Habitatwahlkäfigen (Einzelheiten: GLÜCK 1984). Die Vögel wählten in 3tägigen Einzelversuchen entsprechend ihren Haltungsbedingungen (Abb. 12): die auf Laub gehaltenen Tie-

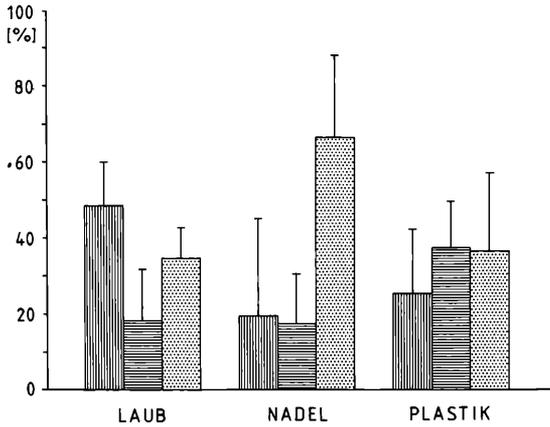


Abbildung 12

Bevorzugte Aufenthalte von Hänflingen im Habitatwahlkäfig (x+SA). Drei Gruppen wurden getestet: auf Laub-, Nadel- und Plastikstangen geprägte Vögel.

|||| Laubwahlen, Nadelwahlen, ≡ Plastikwahlen.

re bevorzugten eindeutig das Laubhabitat, die auf Nadel das Nadelhabitat. Nur die Gruppe der auf strukturlosen Plastikstangen gehaltenen Vögel wählte indifferent und zeigte damit keine Bevorzugung einer bestimmten Struktur. In Brutversuchen in einer Freivoliere errichteten die Weibchen der Laub- und Nadelgruppe, entsprechend ihren Trainingsbedingungen, Nester in Laubbüschen bzw. Nadelbäumen. Das Ergebnis verdeutlicht, daß Hänflinge als heckenbewohnende Vögel auf bestimmte Feinstrukturen geprägt werden und sie später wieder erkennen und entsprechend nutzen.

4.4 Die Hecke als Lebensraum für Nützlinge

Hecken bieten, wie eingangs erwähnt, einer Vielzahl von Tieren und Pflanzen Lebensraum. Für die Landwirtschaft scheinen insbesondere die Arten von Bedeutung, die sich räuberisch von Schadinsekten ernähren. Als ein Beispiel sollen hier die *Heteropteren* (Wanzen) angesprochen werden. In den Klopf- und Käscheproben wurden insgesamt 1513 Individuen aus 55 Arten gefunden. Der Anteil der entomophagen Arten ist dabei in der Strauchschicht mit 83% relativ hoch (Abb. 13). In der Krautschicht sinkt er auf ungefähr 30% und im Umland auf 25%. Auffällig ist, daß die Streuung der relativen Häufigkeit von der Strauch- über die Krautschicht zum Umland hin zunimmt. Besonders im Umland sind natürlich die Ressourcen durch die landwirtschaftliche Nutzung weniger einheitlich als in den anderen Lebensräumen.

Das Dominanzgefüge (vgl. Tab. 4) wird allerdings beherrscht von der räuberischen *Anthocoris nemoralis*, die in der Strauchschicht allein schon 62% der Individuen stellt und im Saum noch fast 13% ausmacht. Im Saum ist eine zweite räuberische Art, nämlich *Anthocoris nemorum* als häufigste (28,2%) anzutreffen. Beide Arten ernähren sich vornehmlich von Milben, Thripsen, Blattläu-

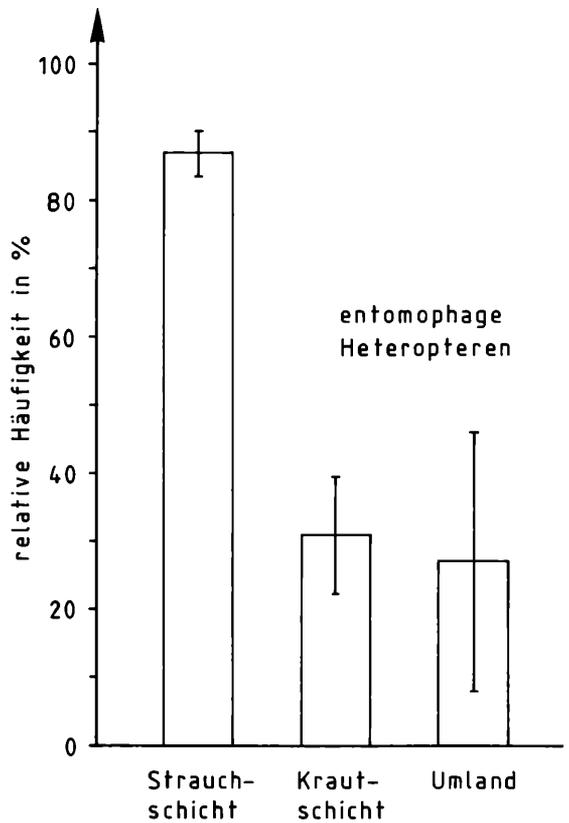


Abbildung 13

Relative Häufigkeiten entomophager Wanzenarten am Standort HWS (2).

Tabelle 4

Dominanzgefüge von Wanzen in der Kraut- und Strauchschicht sowie im Umland

HWS 1984	
Strauchschicht:	
<i>Anthocoris nemoralis</i>	62,2%
Saum:	
<i>Anthocoris nemorum</i>	28,2%
<i>Anthocoris nemoralis</i>	12,8%
<i>Plagiognatus arbustorum</i>	10,3%
Umland:	
<i>Stenotus binotatus</i>	72,7%

sen und Blattflöhen. Im Umland (Viehweiden) konnte sie dagegen nur noch in wenigen Exemplaren gefunden werden. Trotzdem scheint es wichtig anzumerken, daß *Anthocoris nemorum* und *A. nemoralis* vom Saum aus grundsätzlich in der Lage sind, bei geeigneten Bedingungen in das Umland einzudringen.

4.5 Die Hecke als Refugialraum

Exemplarisch wird der Einfluß der Mahd einer Heuwiese auf die *Dipterenfauna* (Zweiflügler) aufgezeigt. Vor der Mahd (9. 7. und 23. 7.) wurden der Heckensaum und die umgebende Wiese etwa gleich häufig besiedelt. Mit der Mahd (14. 8. 84, vgl. Abb. 14) entstanden für die adulten Dipteren pessimale Bedingungen im Umland, schlagartig erhöhten sich die Individuenzahlen im Heckensaum und verringerten sich drastisch im Umland. Danach (28. 8.), mit heranwachsender Vegetation im Umland, waren die Verhältnisse im Saum und Umland in etwa wieder ausgeglichen. Dieses Beispiel belegt eindrucksvoll, daß Hecken mit Säumen eine wichtige Auffangfunktion ausmachen

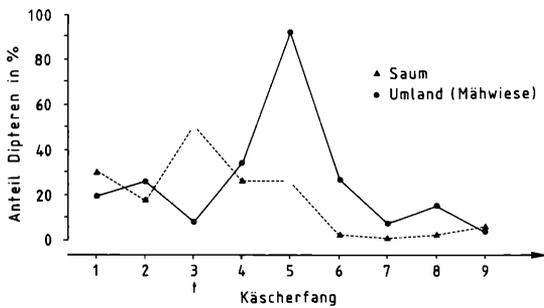


Abbildung 14

Zeitliche Abundanzveränderungen von Dipteren infolge von Bearbeitungsmaßnahmen († Mahd) im Umland und anschließendes Auftreten im Heckensaum.

und auch zur Bereitstellung eines Wiederbesiedlungspotentials notwendig sind.

Ein Beispiel für die Nutzung der Hecke Refugialraum durch Bodenarthropoden ist nach eigenen Untersuchungen an einer Feldhecke (Hecke 8, 1982) der Carabide *Platynus dorsalis*, dessen Lebenszyklus eng an die Hecke gebunden ist (vgl. POLLARD 1968). Die in der Hecke überwinterten Imagines wandern im Frühjahr zur Fortpflanzung und Eiablage ins Umland, bevorzugt in Getreidefelder. Während die Sommerlarven hier die zur Entwicklung nötigen Temperaturen finden, wandern die feuchteliebenden Imagines in die Hecke zurück. Zum Herbst erscheint die neue imaginale Generation, um nach kurzer Aktivitätsphase in der Hecke zu überwintern.

4.6 Die Hecke als Vernetzungselement

Vernetzungselemente können vielfältiger Natur sein und unter zahlreichen Aspekten betrachtet werden. Wir wollen hier näher eingehen auf die Vernetzungsfunktion, die Hecken für bodenbewohnende Tiere, insbesondere für *Carabiden* (Laufkäfer), haben. Dieser Aspekt soll diskutierend vor dem Hintergrund sich ständig verkleinernder vom Menschen reduzierter Heckengebilde beleuchtet werden. Am selben Standort wurde die Käferfauna einer Feldhecke (Länge 15 m, Breite 1–1,5 m) und eines Einzelbusches während der Vegetationsperiode erfaßt (vgl. Tab. 5).

Tabelle 5

Vergleich der Individuen- (IZ) und Artenzahlen (AZ) von Coleopteren in einer Feldhecke und einem Einzelbusch.

	Feldhecke		Einzelbusch	
	IZ	AZ	IZ	AZ
Carabidae	443	24	189	16
Staphylinidae	121	13	29	12
Übrige Coleopteren	106	20	31	8

Mit der Verkleinerung des Lebensraumes geht eine Reduktion der Arten und Individuenzahlen bei den Laufkäfern einher. So bewohnten 24 Arten die Feldhecke, wohingegen im Einzelbusch nur mehr 16 Arten aufgefunden werden konnten.

Vergleichen wir qualitativ unterschiedliche Hecken (schmal und breit) miteinander, hinsichtlich der prozentualen Zusammensetzung ihrer Laufkäfergemeinschaft (Abb. 15), so wird deutlich, daß bei einer breiten Hecke (Hohlweghecke = Hecke 1) ein hoher Prozentsatz des Artenbestandes (56%) von Waldarten gebildet wird; im Gegensatz dazu erreichen in schmalen Hecken (Feldhecke =

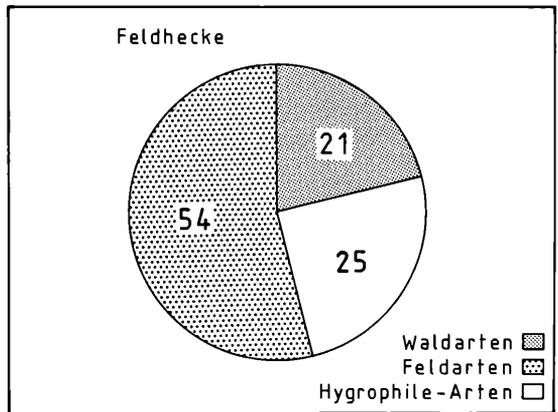
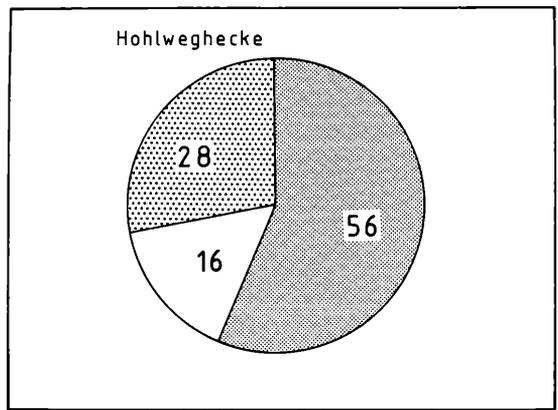


Abbildung 15

Prozentuale Anteile von Wald-, Feld- und hygrophilen Carabidenarten in einer breiten (Hohlweghecke 1) und einer schmalen (Feldhecke 8) Hecke.

Als hygrophil sind Arten benannt, die nicht eindeutig an das Biotop Wald/Feld gebunden sind, sich aber durch hohe Feuchtpreferenz auszeichnen.

Hecke 8) die Feldarten einen ähnlich hohen Anteil (54%, vgl. Abb. 15). Dies verdeutlicht, daß die Qualität der Hecke: Länge, Breite und die dadurch beeinflussten klimatischen Bedingungen sowie natürlich weitere Ressourcen die Laufkäfergemeinschaft insgesamt bewirken.

Insgesamt fanden sich 17 Arten, die an Schirmvegetation gebunden, also flugunfähige Waldarten, sind (Tab. 6); wobei die größte Artenzahl in der breiten, flächigen Hecke mit Waldanschluß (14 Arten) und danach in den drei ebenfalls flächigen, aber stärker isolierten Hecken (7–9 Arten) auftraten. In den schmalen Hecken wurden nur wenige Waldarten gefunden (2–3). Sechs Arten konnten jedoch noch in der schmalen Hecke mit Waldanschluß registriert werden.

Als ein universeller Vertreter in allen Heckentypen zeigte sich *Pterostichus madidus*, eine Art, die keine besonderen Ansprüche an das Mikroklima des Habitates stellt (THIELE 1964a), wogegen die stark dunkel- und feuchtpreferente und niedrigere Temperaturen bevorzugende *Platynus assimilis* nur die breiten Hecken bewohnte.

Auch die epigäisch lebende Trichterspinnenart *Coelotes terrestris*, eine typische waldbewohnende Spinne, fanden wir am häufigsten in der breiten, flächigen Hecke 1 (HWb), die direkt an den Wald angeschlossen ist. Geringere Aktivitätsabundanz sind in den flächigen, aber stärker isolierten Hecken (HWs und Mb) zu finden. In der ebenfalls flächigen Hecke Se kam *C. terrestris* nur sporadisch vor. Diese Hecke wird im Gegensatz zu allen übrigen Hecken von weidenden Rindern im Innern stark durchdrungen, was den Lebensraum von *C. terrestris* stark einschränkt. In allen schmalen Hek-

Tabelle 6

Vorkommen von 17 Schirmvegetation-bevorzugenden Carabidenarten – »Waldarten« in 7 Hecken 1984. Abkürzungen siehe Punkt 2 Untersuchungsgebiete und Beschreibung der Hecken.

Arten / Heckentyp	FL+A (HWB)	FL (HWS)	FL (SE)	FL (MB)	S+A (HN)	S (KM)	S (TR)
Pterostichus niger	X						
Leistus rufomarginatus	X						
Cychrus caraboides	X						
Harpalus latus	X	X					
Patrobus atrorufus	X		X				
Carabus problematicus	X	X					X
Carabus nemoralis	X		X	X			
Carabus violaceus			X				
Platynus assimilis	X	X	X	X			
Molops piceus				X			
Trichotichnus nitens	X	X		X	X		
Loricera pilicornis	X	X	X		X		
Abax parallelepipedus	X	X	X		X		
Pterostichus oblongopunct.	X	X	X	X	X		
Badister bipustulatus	X	X	X	X	X		X
Pterostichus madidus	X	X	X	X	X	X	X
Harpalus rufipes						X	
Artenzahl	14	9	9	7	6	2	3
Summe: 17 Waldarten in %	82	53	53	41	29	12	18

ken sind viel weniger Tiere als in den breiten Hecken zu finden (Abb. 16).

Hecken können schematisch charakterisiert werden durch ihre Länge und Breite und in ihrer Struktur durch die sie gestaltenden Gehölze. Beides bestimmt die Struktur und das Mikroklima.

Eine Korrelationsanalyse der Heckenparameter mit den Laufkäfern erbrachte folgende Zusammenhänge: Je breiter eine Hecke ist, desto mehr Carabidenarten werden von ihr beherbergt (Abb. 17). Die Zunahme der Artenzahl ist auf die in breiten Hecken zusätzlich auftretenden Waldarten zurückzuführen (Abb. 18).

Mit der Zunahme der Fläche ließen sich insgesamt auch mehr Individuen fangen (Abb. 19). Ebenso finden sich mit zunehmender Fläche mehr Carabidenarten (Abb. 20) und speziell mehr Waldarten (Abb. 21).

Keine signifikante Korrelation konnte zwischen der Heckenlänge und den Arten- oder Individuenzahlen errechnet werden (vgl. im Gegensatz MA-DER & MÜLLER 1984).

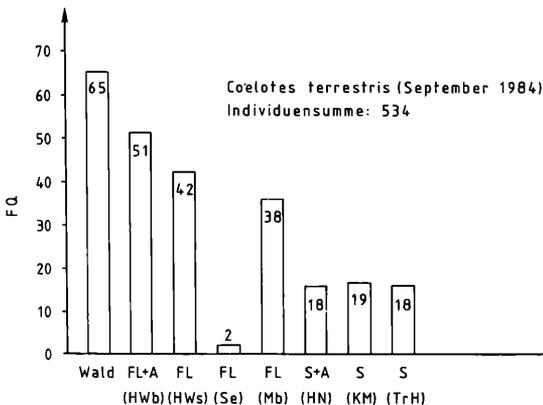


Abbildung 16

Fangzahlen von *Coelotes terrestris* im Untersuchungs-jahr 1984 an den verschiedenen Standorten. Je »wald-ähnlicher« die Standorte, desto mehr *C. terrestris* konnten registriert werden (vgl. Material und Methoden).

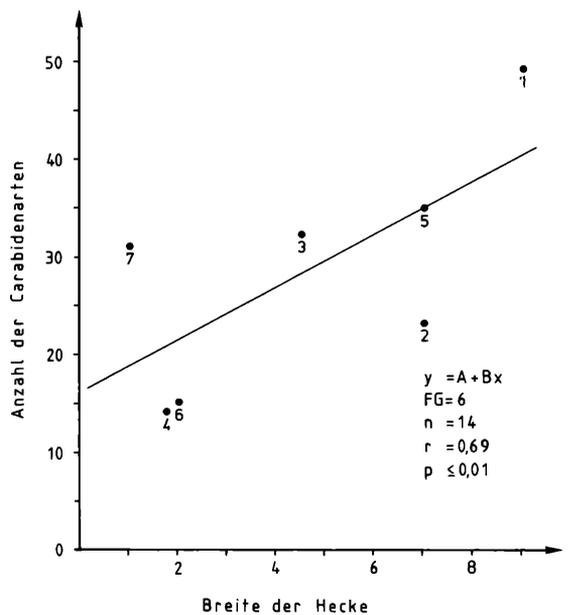


Abbildung 17

Positive lineare Korrelation der Artenzahl der Carabiden mit der Breite von Hecken. Mit zunehmender Heckenbreite steigt die Zahl der sie besiedelnden Carabidenarten.

Daraus ergeben sich entscheidende Konsequenzen für die Ausdehnung von Hecken und ihre tierökologische Bedeutung. Wie sich gezeigt hat, finden sich in Hecken, die eine Breite von 10 m aufweisen, die höchsten Individuen- und Artenzahlen bei den Laufkäfern und hierbei wiederum insbesondere bei den Waldarten. Natürlich bekommt eine Hecke mit zunehmender Breite immer mehr »waldartigen« Charakter. Jedoch ist zur Breite auch eine bestimmte Länge erforderlich. Das lassen uns die positiven Korrelationen zwischen Individuen- und Artenzahlen mit der Heckenfläche erkennen.

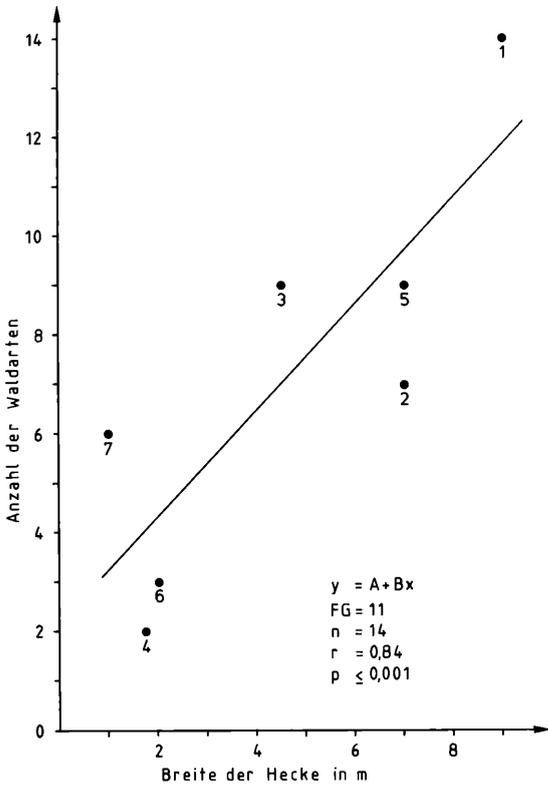


Abbildung 18

Positive lineare Korrelation der Artenzahl der Waldcarabiden mit der Breite von Hecken. Mit zunehmender Heckenbreite finden sich vermehrt Waldarten in den Hecken.

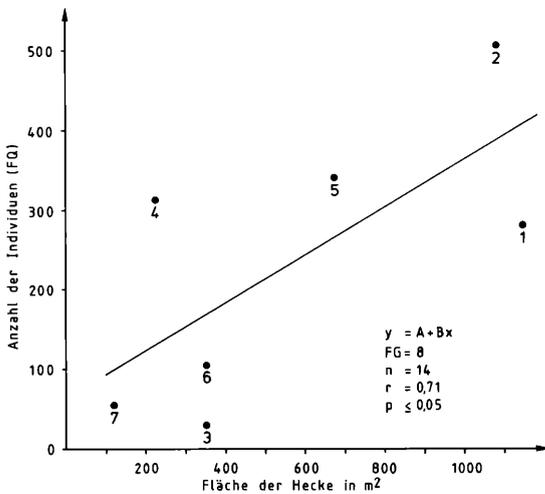


Abbildung 19

Positive lineare Korrelation der Individuenzahl der Carabiden mit der Fläche von Hecken. Mit zunehmender Fläche der Hecken steigt die Individuenzahl.

4.7 Bedeutung der Hecke für die Dispersion von Waldcarabiden

Im Untersuchungsjahr 1985 (April bis November) wurden in Hecke 1, im Umland sowie im angeschlossenen Wald insgesamt 632 Käfer individuell markiert (268 *C. problematicus*, 362 *A. parallelepipedus* und zwei Individuen dieser Art, die in der 25 m entfernten Hecke 2 markiert wurden und hier Berücksichtigung finden) und am Fangort wieder freigelassen (Tab. 7).

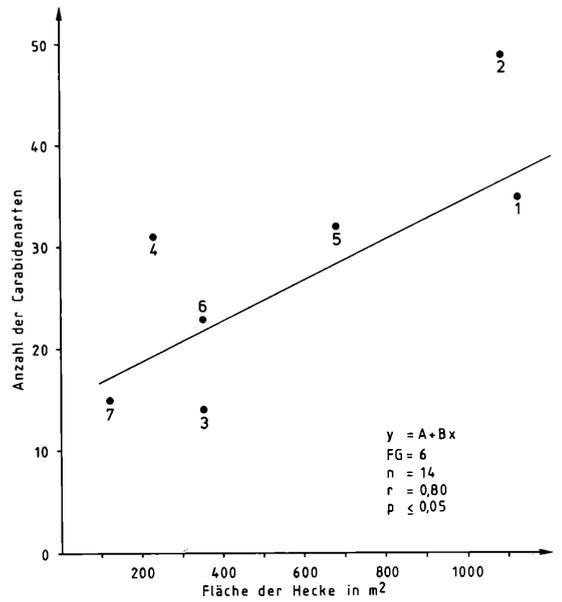


Abbildung 20

Positive lineare Korrelation der Artenzahl der Carabiden mit der Fläche von Hecken. Mit zunehmender Fläche steigt die Artenzahl.

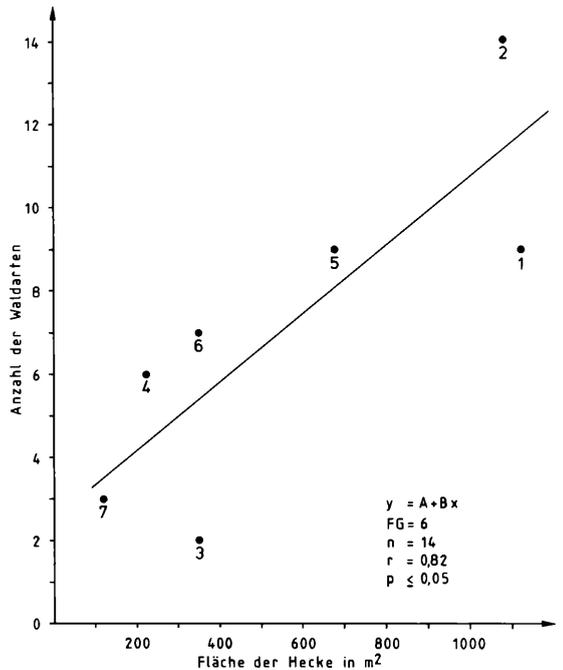


Abbildung 21

Positive lineare Korrelation der Artenzahl der Waldcarabiden mit der Fläche von Hecken. Mit zunehmender Heckenfläche finden sich auch mehr Waldarten in den Hecken.

Insgesamt wurden 1041 Fangereignisse registriert. Der Anteil der Wiederfänge an den Fangereignissen lag bei beiden Arten mit 49% (*C. probl.*) bzw. 42% (*A. parallelep.*) in der Hecke und je 33% im Wald sehr hoch (Tab. 7).

Die unterschiedliche Anzahl der in den 7 verschiedenen Hecken gefangenen Individuen (Abb. 22) der beiden Waldcarabidenarten *A. parallelepipedus* und *C. problematicus* deutet darauf hin, daß die Breite der Hecke sowie die Entfernung der Hecke vom nächstgelegenen Waldhabitat entschei-

Tabelle 7

Anzahl der Fangereignisse markiert freigelassener und wiedergefangener Individuen (*C. problematicus*/*A. parallelepipedus*) in Hecke 1 und dem angeschlossenen Wald aus dem Untersuchungsjahr 1985.

	Hecke 1	Wald	Umland	Summe
C. problematicus				
Summe Fangereignisse	160	278	3 ^{*1}	441
markierte Individuen	82	186	—	268
Wiedergefangereignisse in %	78 49	92 33	3 ^{*1}	190 43
Habitatwechsel Wald – Hecke				17
A. parallelep.				
Summe Fangereignisse	466	126	8	600
markierte Individuen	272	84	6	362
Wiedergefangereignisse in %	194 42	42 33	2	259 43
Habitatwechsel Wald – Hecke				19 +2 ^{*2}

*1 wiedergefangene Tiere aus Hecke bzw. Umland
 *2 2 Tiere, die in Hecke 2 markiert wurden, wechselten in Hecke 1

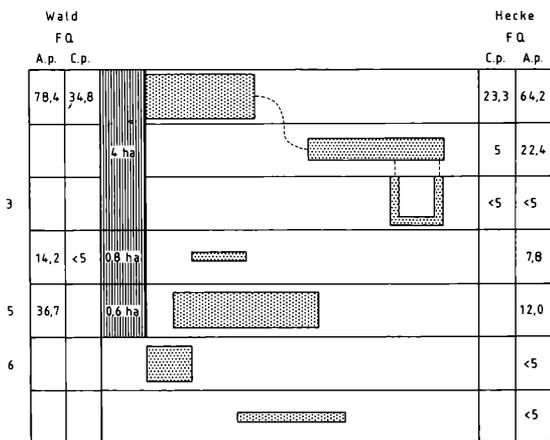


Abbildung 22

Vorkommen und Abundanz von *Abax parallelepipedus* (A. p.) und *Carabus problematicus* (C. p.) in 7 Hecken- und Waldhabitaten bei Aachen. Die Hecken unterscheiden sich durch ihre Flächenausdehnung (l = Länge, b = Breite, A = Fläche) und ihre Entfernung vom nächstgelegenen Waldgebiet.

Die Zahlen geben die Fangquoten (Individuen pro Falle X 100) aus den Hecken rechts und den Waldhabitaten (links) an.

(-----) kennzeichnet eine Vernetzung der Hecken.

dend sind für das Vorkommen und die Abundanz dieser Waldcarabiden in den Hecken (Abb. 22).

A. parallelepipedus kam in allen sieben untersuchten Hecken vor. Hohe Abundanzen (12–64 Individuen/Falle X 100) erreichte diese Waldart aber nur in denjenigen Hecken, die eine Breite von mehr als 6 m haben (Hecken 1+5) und/oder in der Nähe eines Waldhabitats liegen (Hecke 1, 2 und 3). In der Hecke 6, die zwar ebenfalls eine Breite von 6–8 m hat, aber völlig isoliert ist, wurde *A. parallelepipedus* nur vereinzelt gefunden (<5 Ind./Falle X 100).

C. problematicus wurde ausschließlich in Hecken mit direktem Waldanschluß (Hecke 1) oder Verbindung zum Wald über Vernetzung mit anderen Hecken gefunden (Hecken 2+3); in isolierten Hecken dagegen, gleichgültig ob breit oder schmal, wurden keine Tiere dieser Carabidenart registriert. In hohen Abundanzen wurde *C. problematicus* jedoch nur in der Hecke 1 gefunden, die eine Breite von mehr als 8 m und direkten Anschluß an einen Wald aufweist.

Am Beispiel dieser Hecke 1 und für die beiden Wald-Carabidenarten *C. problematicus* und *A. parallelepipedus* werden im Folgenden exemplarisch aufgezeigt:

1. die kleinräumige Verteilung der Käfer in der Hecke
2. lokale Vorzugsbewegungen innerhalb der Habitate Hecke und Wald
3. Austauschbewegungen der Waldarten zwischen Wald und Hecke

4.7.1 Kleinräumige Verteilung im Heckeninnern

Beide Carabidenarten wurden in unterschiedlichen Bereichen (Rand-Zentrum) der Hecke in unterschiedlicher Anzahl gefangen (Abb. 22). Offensichtlich halten sie sich bevorzugt entweder am Rand der Hecke oder im Innern auf. *C. problematicus* war überwiegend im Kernbereich der Hecke aktiv (80% der insgesamt gefangenen Tiere, demgegenüber wurden die an Grünland angrenzenden Heckenränder (20% der Tiere) gemieden (χ^2 , $p < 0,001$). Diese Bevorzugung des Heckeninnern zeigten die Tiere nicht nur in der Gesamtfangzahl des Jahres, sondern gleichbleibend während des Jahresverlaufes bei der Mehrzahl der 33 einzelnen Fangtermine (FRIEDMANN, DUNN-RANKIN, $p < 0,01$).

A. parallelepipedus bevorzugt dagegen den Heckenrand (χ^2 , $p < 0,001$). Lediglich 14% der Tiere wurden im Zentrum der Hecke gefangen. Der größte Anteil (37%) wurde in dem durch den Hohlweg abgetrennten Heckenrandbereich gefunden. Viele Tiere waren auch in dem inneren, an den Hohlweg angrenzenden Heckenbereich aktiv (30%).

4.7.2 Lokale Vorzugs-Laufrichtungen

Innerhalb der beiden Untersuchungsflächen (Hecke/Wald) wurden bei beiden Käferarten bevorzugte lokale Laufrichtungen festgestellt. In der Hecke lassen die Individuen beider Arten zwei Hauptrichtungskomponenten erkennen, die eine längs (Nord-Süd), die andere quer (Ost-West) zur Orientierung der Hecke (Abb. 23).

In Längsrichtung der Hecke liefen die meisten Individuen (70%) von *C. problematicus* (Tab 8) in die zum Wald hin ausgerichteten S-Quadranten. In entgegengesetzter Richtung, in die vom Wald weg gerichteten N-Quadranten der Kreuzfallen, wanderten dagegen lediglich 30% der Tiere (U-Test, $p < 0,05$). Während *C. problematicus* somit deutlich die vom Wald wegführende Richtung in die Hecke präferierte, lief *A. parallelepipedus* (Tab. 8) in entgegengesetzter Richtung auf den Wald zu. So wurden in den N-Quadranten 60% der Tiere gefunden, und nur 40% in den S-Quadranten (U-Test, $p < 0,05$).

Quer zur Hecke lief *C. problematicus* häufiger (82%) und in größerer Anzahl (68%) in die O-Quadranten die dem Geländegefälle der Böschunghecke entgegengerichtet waren, als in die W-Quadranten (U-Test, $p < 0,05$; $\chi^2 < 0,01$). *A.*

Tabelle 8

Lokale Vorzugs-Laufrichtungen von *Carabus problematicus* und *Abax parallelepipedus* in Wald und Hecke 1 im Untersuchungsjahr 1985 (angegeben sind die Individuenzahl (N) und die Frequenz (F) in % eines Quadranten (Nord, Süd, West, Ost) einer Bewegungsrichtung, sowie die Gesamtfangzahl als FQ_G , vgl. Mat. und Meth.)

	Nord		Süd		Ost		West		N_{ges}
	N%	F%	N%	F%	N%	F%	N%	F%	
Hecke									
C. probl.	30	17	70	83	68	82	32	18	182
A. paral.	60	79	40	21	53	60	47	40	608
Wald									
C. probl.	63	78	37	22	44	44	56	56	367
A. paral.	39	44	61	56	49	44	51	56	300

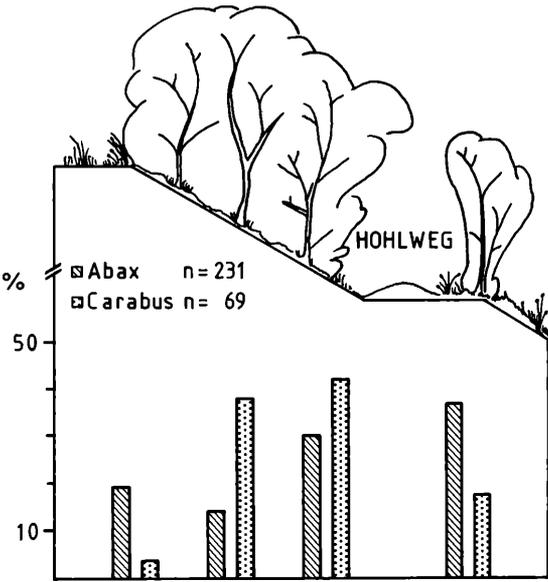


Abbildung 23

Aktivitätsabundanz (%) von *A. parallelepipedus* und *Carabus problematicus* in unterschiedlichen Bereichen (Rand-Kernbereich) einer 8–10 m breiten Hecke (Hecke 1).

parallelepipedus zeigte die gleiche Tendenz bevorzugt in die O-Quadranten zu laufen (Frequenz F: 60%, Individuenzahl: 53%) (Tab. 8).

Auch im Wald ließen sich lokale Vorzugslaufrichtungen der Käferarten erkennen (Abb. 24). *C. problematicus* lief in die N- und W-Quadranten in größerer Anzahl ($\chi^2, p < 0,05$) als in die S- und O-Quadranten. *A. parallelepipedus* lief dagegen bevorzugt in die S-Quadranten ($\chi^2, p < 0,05$). Die Fangzahlen der übrigen Richtungsquadranten unterschieden sich nicht.

Die im Wald ermittelten Vorzugsrichtungen gehen einher mit einer unterschiedlichen kleinräumigen Verteilung der beiden Käferarten innerhalb dieser Fläche. Während der größte Teil der Fläche im reinen Fichtenbestand liegt, ist der am Rand gelegene Bereich des Fallenfeldes mit Sträuchern und Büschen durchsetzt (vgl. Abb. 24). Die Fangquote von *C. problematicus* war im Fichtenbestand höher, als im Randbereich ($\chi^2, p < 0,05$). Die kleinräumige Verteilung und die ermittelte Vorzugsbewegung in N/W-Richtung deuten darauf hin, daß die Tiere aus dem Fichtenforst kommend eine Bewegung machen, die zum Fichtenforst zurückführt. *A. parallelepipedus* ist dagegen in der Fichtenforstzone wesentlich seltener anzutreffen ($\chi^2, p < 0,01$), als in der Randzone. Diese Waldcarabiden kommen offensichtlich vom südwestlich gelegenen

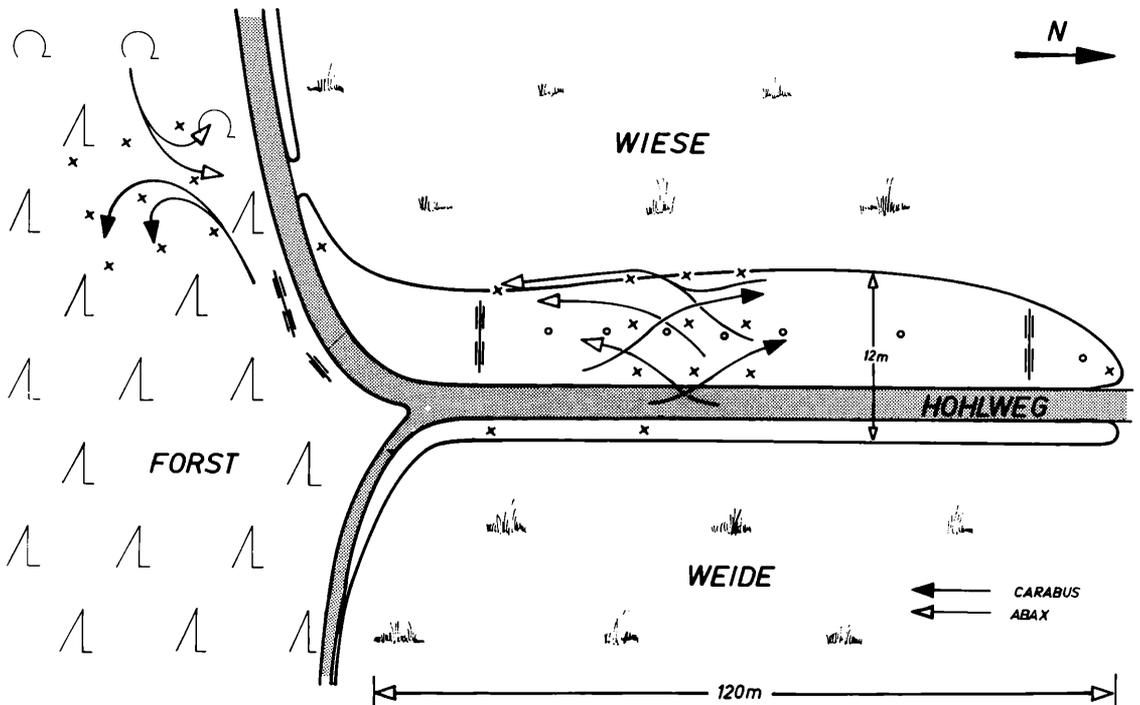


Abbildung 24

Lokale Vorzugs-Laufrichtungen von *C. problematicus* und *A. parallelepipedus* in einer breiten Hohlweghecke (Hecke 1) und dem angeschlossenen Wald.

genen Mischwald und laufen in Richtung auf den Fichtenforst zu (S/W-Quadranten), zeigen aber gleichermaßen eine Bewegung, die vom Fichtenforst wegführt, dessen Nadelstreu sie offensichtlich meiden (Abb. 24).

4.7.3 Austauschraten

Bei beiden Arten waren 43% der Fangereignisse Wiederfänge markierter Tiere (Tab. 8). Die meisten Tiere wurden dabei in dem Habitat wiedergefunden, wo sie markiert freigelassen worden waren (Abb. 25, 26). Von *C. problematicus* (Abb. 25) wurden 41% der Individuen, die im Wald markiert wurden, auch innerhalb des Waldes wiedergefunden und 33% von den in der Hecke markierten Tieren innerhalb der Hecke. Lediglich 13% der im Wald markierten Tiere von *A. parallelepipedus* wurden auch im Wald wiedergefunden, wohingegen innerhalb der Hecke 56% der hier markierten Tiere wiedergefangen wurden. Individuen beider Käferarten wanderten zwischen den Habitaten Wald und Hecke (1), wobei sie den dazwischenliegenden Gestellweg überquerten. 9% aller registrierten Wiederfangereignisse fanden bei *C. problematicus* über den schmalen Weg hinweg zwischen Wald und Hecke statt (Abb. 25). 7% der Tiere verließen den Wald und liefen in die Hecke hinein, wohingegen in umgekehrter Richtung 2% der Tiere aus der Hecke in den Wald liefen.

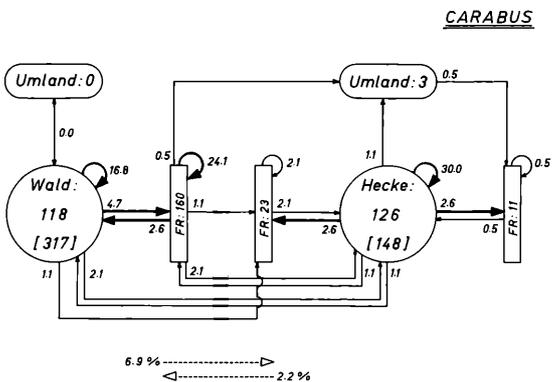


Abbildung 25

Austauschraten von *Carabus problematicus* zwischen einem Wald und einer angeschlossenen Hecke (Hecke 1). Die Pfeile zeigen an, zwischen welchen Zonen von Wald und Hecke (Kern- und Randbereiche beider Habitate) sowie dem umgebenden Grünland Austauschvorgänge registriert wurden. Zahlenwerte an den Pfeilen in %, bezogen auf die Gesamtzahl aller registrierten Wiederfangereignisse. Zahlen in den Symbolen: Anzahl der in der jeweiligen Zone registrierten Wiederfänge, Zahl in Klammern = nach PETERSON geschätzte Populationsgröße.

(○) – Kernbereich, (◒) – Randbereich, (⊗) – Weg.

Individuen von *A. parallelepipedus* wanderten zu 3% aus dem Wald in die Hecke hinein und 4% aus der Hecke in den Fichtenforst (Abb. 26). Bei beiden Käferarten ist der Anteil der Tiere, die in das Umland wandert, kleiner als 1% (= 3 bzw. 4 Tiere). Danach finden hohe Laufaktivitäten dieser Waldcarabiden innerhalb von Hecke und Wald statt, geringere zwischen Wald und Hecke und sehr geringe aus der Schirmvegetation heraus in das Umland.

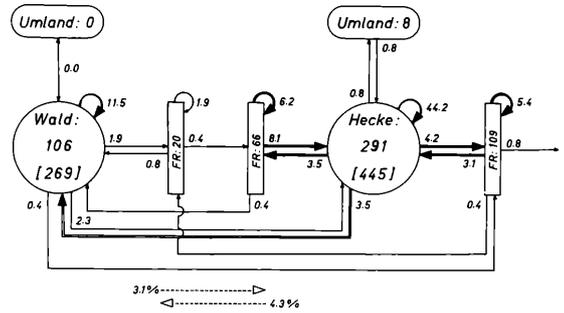


Abbildung 26
Austauschraten von *Abax parallelepipedus* zwischen einem Wald und einer angeschlossenen Hecke (Hecke 1). Vgl. Abb. 25.

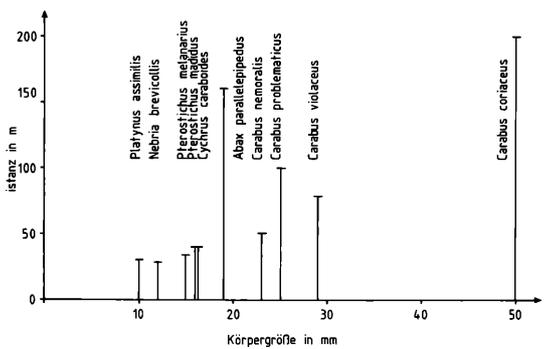


Abbildung 27
Maximal-Distanzen markierter Individuen flugunfähiger Carabidenarten während einer Vegetationsperiode.

4.7.4 Laufentfernung und potentielle Ausbreitungsaktivität

Allgemein nimmt die mittlere Laufentfernung von flugunfähigen Carabidenarten mit der Körpergröße der Tiere zu (Abb. 27). Im Wald-/Heckenhabitat (vgl. Abb. 24) konnten individuell markierte *A. parallelepipedus* während einer Vegetationsperiode eine Entfernung von mindestens 160 m überwinden. Bei *Carabus problematicus* dagegen konnten im gleichen Zeitraum individuell kenntliche Tiere nur in einer Entfernung von max. 100 m wiedergefangen werden. Danach wäre es für *A. parallelepipedus* potentiell möglich, im Verlauf einer Vegetationsperiode eine andere Heckenstruktur oder Feldgehölz in 160 m Entfernung zu besiedeln und für *C. problematicus* eine solche in 100 m. Bezieht

Tabelle 9

»Überwinterter Tiere«

	1984	1985	1986
<i>Abax parallelepipedus</i>	561	741 2%	730 3%
<i>Carabus problematicus</i>	221	274 3%	193 6%

man in diese Ausbreitungsbetrachtung die Tiere ein, die überwintern (Tab. 9), so wird deutlich, daß bei *A. parallelepipedus* etwa 2%–3% der markierten Tiere im darauffolgenden Jahr noch leben und 1% sogar noch nach zwei Jahren wiedergefangen werden können. Bei *C. problematicus* erreichen 3%–6% der Individuen das nächste und 2% das übernächste Jahr. Potentiell hätten nun die zweijährigen Tiere die Möglichkeit, die doppelte Entfernung und die dreijährigen die dreifache Entfernung zu überwinden.

Die potentielle Ausbreitungsentfernung kann also für Individuen von *A. parallelepipedus* mit $(3 \times 160 =)$ 480 m und für Individuen von *C. problematicus* mit $(3 \times 100 =)$ 300 m angegeben werden. Es wäre also bis zu einer Entfernung von 300 bzw. 480 m im Umkreis einer von diesen Arten besiedelten Struktur eine Neubesiedlung oder ein Genaustausch möglich. Jedoch verlassen nur sehr wenige Tiere (3 Tiere, vgl. 4.7.3) die Hecke bzw. den Wald und wandern ins Umland. Allerdings ist diese potentielle Ausbreitungsfähigkeit dieser Tierarten in Zukunft noch experimentell zu prüfen.

5. Schlußfolgerungen

5.1 Lebensraum Hecke: Struktureigenschaften und Besiedlung

Welche Pflanzen- und Tierarten potentiell in einer Hecke vorkommen können und somit die ökologische Bedeutung einer Hecke hängt von vielen Faktoren ab: u. a. der geographischen Lage, der Bodenformation sowie der Entstehungsgeschichte. Von welchen Pflanzen- und Tierarten aber eine Hecke tatsächlich besiedelt wird, ist dabei in entscheidendem Maße durch die Struktureigenschaften und das Alter der Hecke sowie durch die Entfernung der Hecke vom nächstgelegenen Wald bedingt.

Bestimmt werden diese Struktureigenschaften im wesentlichen durch die räumliche Ausdehnung (Länge, Breite, Fläche) einer Hecke. Die Zahl der Gehölzarten nimmt mit der Breite der Hecken zu (Tab. 3). Zu den charakteristischen Straucharten der Hecken (*Crataegus*, *Prunus*, *Rosa*) kommen in breiten Hecken (> 6 m) typische Waldpflanzen hinzu (z. B. *Clematis*, *Corylus*, *Quercus*). Auch die tierökologische Bedeutung einer Hecke (ZWÖLFER et al. 1984) steigt mit der Zahl der vorkommenden Hauptgehölzarten. Hierzu trägt sicher die durch die Vielfalt verschiedener Gehölzarten verlängerte Blühzeit während einer Vegetationsperiode bei. Zum Einfluß der Struktureigenschaften auf die faunistische Besiedlung einer Hecke war bisher lediglich ein Zusammenhang zwischen der Länge einer Hecke und der Diversität von Laufkäferarten festgestellt worden (MADER & MÜLLER 1984). Nach den nun hier vorliegenden Ergebnissen ist jedoch offensichtlich die Breite einer Hecke für die faunistische Besiedlung bedeutsamer als die Länge einer Hecke. Die Breite und auch die Fläche einer Hecke sind signifikant korreliert mit der Anzahl der vorkommenden Laufkäferarten (Abb. 17, 20) und besonders mit den Waldarten (Abb. 18, 21). Zwar steigt mit der Länge einer Hecke die Grenzlinie Hecke–Umland und führt über einen Randeffect zu einer Erhöhung der Artenzahl (MADER & MÜLLER 1984), doch wird mit zunehmender Länge die Hecke in keiner Qualität bereichert, die gegenüber dem Umland zusätzlichen Arten Lebensraum geben würde. Mit zunehmender Breite wird jedoch das Mikroklima im Innenraum der Hecke waldähnlicher (Abb. 7, 8) und die Gehölzartenzahl steigt durch sich ansiedelnde Waldpflanzen (Tab.

3). Zusätzlich zu den Laufkäferarten des Umlandes besiedeln Arten aus dem Wald den Lebensraum Hecke. Eine solche Hecke kann erheblich zur Artenvielfalt in der Kulturlandschaft beitragen. Entscheidend für die Besiedlung einer Hecke ist aber auch ihr Alter. Eine alte (> 50 Jahre) ausgewachsene, dicht geschlossene Hecke mit waldähnlichen Bedingungen bietet Lebensraum für Waldarten, hat jedoch durch ihren hohen Totholzanteil im Innenraum weniger Bedeutung für Phytophage. Junge oder sogar neu angelegte Hecken wiederum haben zwar eine große Blattmasse, können aber erst nach Jahrzehnten das Arteninventar einer alten Hecke erreichen (vgl. MADER et al. 1986).

Die Struktureigenschaften der Hecke wirken jedoch nicht nur rückkoppelnd über das Klima auf die Besiedlung des Innenraumes, sondern auch auf die Umgebung der Hecke. Für das überwiegende Vorkommen von Fluginsekten auf der Lee-Seite einer Hecke (Abb. 9) könnte auch die Diversität der umliegenden Vegetation als determinierender Faktor der Verteilung (BOWDEN & DEAN 1977) verantwortlich sein. Da das Umland der Hecke durch die starke anthropogene Nutzung (Acker/Weideland) jedoch sehr monoton ist und auf beiden Seiten der Hecke die gleichen Artengemeinschaften ermittelt wurden, kann ein Einfluß der Diversität der Vegetation des Umlandes auf die Verteilung der Fluginsekten weitgehendst ausgeschlossen werden. Die hochsignifikante Korrelation zwischen Insektenvorkommen und Windschattenverteilung spricht dagegen für den Wind als primäre Ursache der Insektenaktivität auf Lee- bzw. Luvseite der Hecke. Erhärtet wird diese Hypothese vor allem durch die Tatsache, daß auf eine Änderung der Hauptwindrichtung eine Umkehrung der Insektenverteilung folgte. Außer zu dieser Aggregation der Insekten in der Windschattenzone führt der Wind zu einer Bereicherung der »Luftfauna« des Umlandes im Bereich drei- bis zehnfacher Heckenhöhe auf der Leeseite und ein- bis zweifacher Heckenhöhe auf der Luvseite (LEWIS 1969). Diese Hypothese der Windverteilung als Ursache der Insektenaktivität auf der Leeseite einer Hecke muß vorerst auf schmale Hecken beschränkt bleiben. Bei schmalen, relativ winddurchlässigen Hecken gelangen vom Wind mitgeführte Insekten durch die Hecke hindurch in den Windschutzbereich (vgl. TISCHLER, 1980). Anzunehmen ist, daß die Höhe, Breite und Dichte der als Windbarriere wirkenden Hecke einen Einfluß auf die Winddurchlässigkeit hat und somit auch auf die Insektenverteilung.

5.2 Refugialraum Hecke: Wechselwirkungen mit dem Umland

Die Hecke trägt nicht nur als Lebensraum zur Bereicherung und Erhöhung der Artenvielfalt in der Kulturlandschaft bei, sondern ermöglicht in ihrer Funktion als Refugialraum durch enge Wechselwirkungen mit dem Umland vielen Tieren ein Ausweichen bei Pessimierung der Lebensbedingungen im agrarischen Umland und sichert somit ein Überleben von Individuen und einen Fortbestand von Populationen. Wechselwirkungen zwischen Hecke und Umland entstehen dadurch, daß Tiere Wanderbewegungen zwischen den Habitaten durchführen. Diese können je nach der Richtung und dem Zeitraum, in dem diese Wanderung erfolgt, im Wesentlichen vier Gruppen zugeordnet werden:

1. Tiere des Umlandes, deren Vorkommen durch Hecken begünstigt wird.

— hierzu als Beispiel vor allem Arten aus der Gruppe der gut untersuchten Laufkäfer (Wald-

randarten wie *Nebria brevicollis*, *Patrobus atrorufus* (nach eigenen Untersuchungen), weiterhin auch Spinnen und *Tipuliden* (TISCHLER 1948).

2. Tiere, die aus dem Lebensraum Hecke in das Umland gehen (tageszeitliche Wanderungen).

— hierzu Arten fast aller heckenbewohnenden Tiergruppen, Vögel, Kleinsäuger, Fliegen, Hautflügler, Wanzen, Laufkäfer, Spinnen, Tausendfüßler u. dgl., die vor allem zur Nahrungssuche das Umland aufsuchen (Übersicht ROTTER & KNEITZ 1977).

3. Tiere des Umlandes, die in bestimmten Entwicklungsphasen die Hecke besiedeln (jahreszeitliche Wanderungen).

— hierzu exemplarisch der Carabide *Platynus dorsalis* (vgl. 4.5).

4. Tiere, die bei Pessimierung der Lebensbedingungen im Umland in die Hecke Schutz suchen (temporäre Wanderungen).

— hierzu nach eigenen Untersuchungen etliche Laufkäferarten wie *Pterostichus melanarius* und *Trechus quadristriatus*, die als Folge klimatischer Veränderungen im Umland in die Hecke gehen — geflügelte Insekten wie die Dipteren, die infolge der Mahd den Heckensaum aufsuchen (Abb. 14).

Weitere Beispiele: *Bembidion lampros*, *Stenus biguttatus* (vgl. THIELE 1964b, ROTTER & KNEITZ 1977), die ebenfalls infolge von Bearbeitungsmaßnahmen wie der Mahd bzw. der Ernte aus dem Umland in die Hecke wandern.

Nach derartigen Bearbeitungsmaßnahmen, die den Tieren Nahrungsquelle, Schutz vor Räubern und adäquates Mikroklima nehmen, wird die Auffangfunktion eines Heckensaumes und seine Ausgleichsfunktion besonders deutlich. Durch die Mahd werden vor allem geflügelte Insekten zur Flugtätigkeit veranlaßt (SCHMIDT 1979). Die Änderungen, die die Dipteren als dominante Tiergruppe innerhalb der Wiesenbiozönose im jahreszeitlichen Abundanzverlauf im Heckensaum und im Umland durchlaufen, unterstreicht nicht nur die Auffangfunktion des Refugialraumes Hecke, sondern zeigt weiterhin, daß von der Hecke aus eine Wiederbesiedlung des Umlandes erfolgen kann. Eine Wiederbesiedlung aus Refugialräumen erhält für die Tiergruppen eine Bedeutung, die sich aus bodenbewohnenden Jugendstadien regenerieren. Diese Reservoirwirkung der Hecke galt bislang nur für Regenwürmer als nachgewiesen, die als Folge von Ackerbearbeitung in das an Regenwürmern nahezu ausgerottete Feld wieder einwanderten (vgl. ROTTER & KNEITZ 1977).

5.3 Vernetzungselement Hecke: Besiedlung und Austausch von Waldarten

Waldarten können in Hecken Lebensraum finden (TISCHLER 1948, 58). Der Anteil von Waldarten an der Carabidenbiozönose beträgt in schmalen Hecken (<2 m breit) 20–30% und nimmt mit der Heckenbreite zu ($r = 0,84$; $p < 0,01$; Abb. 18). In Hecken von mehr als 6 m Breite waren bereits 60% der Carabiden Waldarten (vgl. Abb. 15).

Damit sind Hecken ideale Landschaftselemente, um isolierte Waldhabitate zu vernetzen.

Voraussetzung für ein Vorkommen von Waldarten in Hecken ist aber nicht nur eine genügende Breite und Länge der Hecke, sondern auch ein geringer Isolationsgrad vom nächstgelegenen Ursprungshabitat (Wald, Forst, Feldgehölz), wodurch eine Besiedlung der Hecke möglich wird, d. h. die Entfernung zwischen Ursprungshabitat und Hecke muß für die Tiere überwindbar sein.

Die Gegenüberstellung der Abundanzen von zwei Waldlaufkäferarten aus verschiedenen Hecken

läßt deutlich erkennen, daß offensichtlich autochthone Populationen dieser Käfer nur in solchen Hecken vorkommen, die mehr als 6 m breit und nicht isoliert sind.

Zwischen den Käfer(teil)populationen des Waldes und der Hecke bestehen Austauschprozesse. Da die Wiederfangrate (>40%) im Vergleich zu Untersuchungen aus anderen Habitaten (ERICSON 1977, DEN BOER 1979), hier bedingt durch das enge Fallenraster sehr hoch ist, bietet sich uns die Möglichkeit einer realistischen Schätzung der Austauschrate. Die Wahrscheinlichkeit, ein markiertes Tier wiederzufangen, ist innerhalb der Hecke höher als im Wald, da in dem linienhaften Habitat Hecke die Tiere sich gerichteter fortbewegen (vgl. 4.7.2) und das Fallenfeld +/– nur in Längsrichtung verlassen werden kann, innerhalb des Waldes jedoch nach allen Seiten. Diese ungleiche Fängigkeit innerhalb der Habitats gleicht sich jedoch aus durch die hohe Wahrscheinlichkeit, einwandernde und auswandernde Tiere an den Barrieren an Wald- und Heckenrand zu registrieren, so daß durchschnittlich jedes zweite Tier wiedergefangen wird.

Aufgrund der lokomotorischen Laufleistungen der Carabiden, die ohne weiteres eine Strecke von hundert Metern in wenigen Tagen zurücklegen können (SKUHRVY 1957, SCHERNEY 1960, zit. n. MADER 1979) und Laufgeschwindigkeiten von durchschnittlich 15 cm/s (*C. problematicus*) und 8,3 cm/s (*A. parallelepipedus*) erreichen (MOSSAKOWSKI 1983), hatten wir höhere Austauschraten vermutet.

Der geringe Austausch ist möglicherweise auf eine Barriere-Wirkung des Weges (MADER 1979) zwischen Wald und Hecke zurückzuführen. Insbesondere *C. problematicus* reagiert schnell auf kleinräumige ungünstige Habitatveränderungen durch Umkehr seiner Laufrichtung (RIJNSDORP 1980). Dies zeigt sich bereits dadurch, wie unterschiedlich die beiden Käferarten jeweils Rand oder Zentrum der Hecke bzw. des Waldes besiedeln (Abb. 23). *C. problematicus* meidet den Randbereich von Hecke und Wald und geht äußerst selten in das Umland. Auch wanderten keine markierten Tiere dieser Art aus einer zweiten 25 m entfernten Hecke (Hecke 2, Abb. 5) über einen verkrauteten Zwischenraum in die Hecke 1 ein. So vermuten wir, daß größere Abstände zwischen entsprechenden Habitaten Austauschprozesse für diese Waldart erschweren oder sogar verhindern. Dagegen wanderten zwei markierte Tiere von *A. parallelepipedus* (Tab. 8, Abb. 26) aus dieser Hecke 2 in die Hecke 1 ein.

In den Niederlanden wurde die Auswanderungsrate von *C. problematicus* aus einem Wald in das angrenzende Heidehabitat auf 30–60% geschätzt (DEN BOER 1971) und nach neueren Untersuchungen ebendort auf 4–6% (RIJNSDORP 1980) berechnet.

Die aktive Besiedlung einer Hecke durch Waldcarabiden ist in starkem Maße von der Isolation der Hecke abhängig. In dem Maße, wie die hier untersuchten typischen Waldcarabiden unserer Breiten das umgebende Grünland meiden und auf kleinräumige Veränderungen reagieren, nehmen wir an, daß größere Abstände zwischen Hecken Besiedlung und Austauschprozesse behindern.

Um Waldcarabiden aus isolierten Waldinseln innerhalb der Kulturlandschaft eine Neubesiedlung und Genaustausch zu gewährleisten, müssen diese Waldstücke direkt mit Heckenelementen vernetzt sein.

5.4 Kriterienkatalog zur funktionalen Heckenstrukturierung

Hecken sind in einer stark genutzten Kulturlandschaft landschaftsökologisch besonders geeignete sekundäre Ökosysteme zur Sicherung, Erhaltung und Ausbreitung einer Artenvielfalt. Die im Folgenden genannten Hauptkriterien sind unabdingbare Voraussetzung zur Erfüllung der drei Hauptfunktionen (Lebensraum, Refugium, Vernetzungselement) von Heckensystemen. Zu berücksichtigen ist, daß alte Heckensysteme diese Funktionen besser erfüllen als neue. Neu angelegte Hecken können zwar physiognomisch diesen alten Systemen entsprechen, nicht aber in ihrer Fauna und Flora. Die Entstehungszeit der meisten Hecken (z. B. Wallhecken in Schleswig-Holstein oder fränkische Lesesteinriegel) liegt in einer Größenordnung von 150–250 Jahren (KAULE 1986). Zudem benötigen neue oder erneuerte Heckensysteme Anschluß an Ursprungshabitate mit gegebener Artenpräsenz. Weiterhin muß sichergestellt sein, daß die Arten von dort aus die Hecke erreichen und besiedeln können.

Folgender Kriterienkatalog soll in erster Annäherung die Anwendung der bisherigen Ergebnisse für die Praxis erleichtern:

Funktion als LEBENSRAUM

- ☆ Struktureigenschaften
 - Länge: je länger die Hecke, desto größer der Randlinieneffekt.
 - Breite: je breiter die Hecke, desto größer die Artenvielfalt (z. B. Gehölzarten, Waldarten)
 - Fläche: je größer die Fläche, desto größer der Individuenbestand
- ☆ Alter
 - wirkt sich positiv auf Besiedlung durch Waldarten aus
- ☆ Management
 - Waldarten benötigen Hecken mit Niederwaldwirtschaft (Umbruchzeit abschnittsweise ca. alle 10 Jahre)
 - Vogelarten und Phytophage bevorzugen Hecken kürzerer Umbruchzeiten (3–5 Jahre) mit größerer Blattproduktion und geringem Totholzanteil)

Funktion als REFUGIUM

- ☆ Struktureigenschaften
 - Länge: s. o. (Randlinieneffekt)
- ☆ Krautsaum
 - Auffang- und Ausgleichsfunktion nach Bearbeitungsmaßnahmen (wie z. B. Ernte bzw. Mahd) im Umland
- ☆ Flächendichte
 - bedingt durch Aktionsradius der Tiere max. 250 m Abstand zwischen den Hecken

Funktion als VERNETZUNGSELEMENT

- ☆ Isolationsgrad
 - zur Vernetzung inselartiger Waldhabitats direkter Anschluß der Hecken
- ☆ Struktureigenschaften
 - Breite: Voraussetzung eines waldähnlichen Mikroklimas und Besiedlungsfähigkeit durch Waldarten

— Fläche: flächige Hecken begünstigen Etablierung und Persistenz autochthoner Populationen

- ☆ enge Verknüpfung mit den unter 1 geforderten Eigenschaften

Danksagung

Unser Dank gilt dem Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für seine finanzielle Unterstützung des Projektes (GL-83 HS 028), sowie E. Wiezorek, R. Petto, H. Gaßmann, D. Kubiak, H. Schüßeler, A. Kaesberg und B. Lödige für ihre Mitarbeit.

6. Zusammenfassung

Die Struktureigenschaften von Hecken und ihre Besiedlung durch Arthropoden und Vögel werden nach verschiedenen Methoden (vgl. Tab. 2) untersucht. Im Vordergrund steht die Frage nach der Nutzung des Lebensraumes Hecke durch die verschiedensten Tierarten. Besonderes Augenmerk richten wir auf die Wechselwirkungen der Tiere zwischen Hecke und Umland, und damit auf die Eigenschaft der Hecke als Vernetzungselement.

1. Die untersuchten Heckenstandorte in der näheren Umgebung Aachens (Tab. 1) und ihre strukturelle Ausprägung (Länge, Breite, Fläche) sowie die an ihrem Aufbau beteiligten Gehölzarten werden beschrieben (Tab. 3).
2. Mit zunehmender Breite erreichen Hecken einen »waldähnlichen« Charakter, der sich in der Zunahme von waldspezifischen Pflanzen (Tab. 3) und Tieren (Kap. 4.6) manifestiert. Breitere Hecken (> 8 m) dämpfen die makroklimatischen Gegebenheiten (Temperatur, Feuchte, Abb. 7 und 8) stärker als schmale Hecken (Breite < 3 m).
3. Der windbremsende Einfluß der Hecken äußert sich in der Verteilung der Hymenopteren und Dipteren in Relation zur Windrichtung (Abb. 9)
4. Das Brüten von unterschiedlichen Vogelarten in Hecken erweist sich als stark abhängig von der Heckenstruktur und der Feinstruktur einzelner Gehölze (Abb. 11, 12).
5. Entomophage Wanzenarten (Nützlinge) halten sich in hohen Anzahlen in der Hecke und im Heckensaum auf und können je nach Umlandbedingungen in dieses einstrahlen (Abb. 13, Tab. 4).
6. Bearbeitungsmaßnahmen, die pessimale Bedingungen im Umland bewirken (Mahd) führen beispielsweise zu temporär höheren Dipterenabundanz im Heckensaum, von wo aus eine Wiederbesiedlung des Umlandes erfolgen kann (Abb. 14).
7. Mit zunehmender Heckenbreite und -fläche finden sich statistisch signifikant zunehmend mehr Spinnen (Abb. 16) und Carabidenindividuen sowie mehr Carabidenarten, und insbesondere mehr Waldcarabidenarten (Abb. 17–21), wobei die Heckenbreite der entscheidende Faktor ist.
8. Exemplarisch wird die Besiedlung der Hecken durch *Carabus problematicus* und *Abax parallelepipedus* aufgezeigt (Abb. 22) und ihre kleinräumige Verteilung in einer breiten Hecke (Hecke 1) beschrieben (Abb. 23).
9. Zwischen Wald und der direkt angeschlossenen Hecke (Hecke 1) wandern Individuen von *Carabus problematicus* und *Abax parallelepipedus* in unterschiedlichen Häufigkeiten (Abb. 25, 26). Der Austausch zwischen Wald und Hecke erreicht bei *Carabus problematicus* einen prozentualen Überschuß aus dem Wald in die Hecke und bei *Abax parallelepipedus* aus der Hecke in den Wald (Abb. 24, 25 und 26). Nur wenige Tiere (ca. 1%, Abb.

25, 26) gelangen in die umgebenden Wiesenflächen.

10. Die potentielle Ausbreitungsfähigkeit der Carabidenarten kann durch eine mehrjährige Lebensdauer der Individuen verstärkt werden (Abb. 27, Tab. 9).

11. Ein resultierender Kriterienkatalog (vgl. Kap. 5.4) erleichtert die Anwendung der Ergebnisse für die Praxis.

7. Literaturverzeichnis

BOWDEN, J. & DEAN, G. J. W. (1977):

The distribution of flying insects in and near a tall hedgerow. *J. appl. Ecol.* 14, 343–354.

DEN BOER, P. J. (1971):

On the dispersal power of carabid beetles and its possible significance. — *Misc. pap. Landbouwhoges. Wageningen* 8, 119–137.

DEN BOER, P. J. (1979):

The significance of dispersal power for the survival of species, with special reference to the Carabid beetles in a cultivated countryside. — *Fortschr. Zool.* 25 (2/3), 79–94. Fischer Stuttgart, New York.

DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT

(1979):

Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland; Boppard.

DIERSCHKE, F. (1955):

Die Abhängigkeit der Siedlungsdichte der Vögel von Umfang, Gestalt und Dichte kleinerer Wälder. — *Waldhyg.* 1, 38–45.

EIGNER, J. (1978):

Die Knicklandschaft in Schleswig-Holstein und ihre heutigen Probleme. — *Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rates Vogelschutz* 18. Kilda.

ERICSON, D. (1977):

Estimating population parameters of *Pterostichus cupreus* and *P. melanarius* in arable fields by means of capture-recapture. — *Oikos* 29 (3), 407–417.

GLÜCK, E. (1983):

Nistökologische Sonderung mitteleuropäischer Fringillidenarten im Biotop Streuobstwiese. — *J. Orn.* 124 (4), 369–392.

GLÜCK, E. (1984):

Habitat selection in birds and the role of early experience. — *Z. Tierpsych.* 66:44–54.

KAULE, G. (1986):

Arten- und Biotopschutz; Ulmer, Stuttgart 461 S.

LEWIS, T. (1969):

The diversity of the insect fauna in a hedgerow and neighbouring fields. — *J. appl. Ecol.* 6:353–458.

LUDWIG, H. W. (1981):

Arten- und Biotopschutz in Agrarlandschaften; In: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg (ed.): *Ökologie und Flurbereinigung*.

MADER, H. J. (1979):

Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. — *Schr. R. Landschaftspfl. Natursch.* 19. 126 S.

MADER, H. J. & MÜLLER, K. (1984):

Relation between length of hedgerows and species diversity. — *Z. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 25 (5): 282–292.

MADER, H. J., KLÜPPEL, R. & OVERMEYER, H. (1986):

Experimente zum Biotopverbundsystem — tierökologische Untersuchungen an einer Anpflanzung. — *Schr. R. Landschaftspfl. Natursch.* 27. 136 S.

MOSSAKOWSKI, D. & STIER, J. (1983):

Vergleichende Untersuchungen zur Laufgeschwindigkeit der Carabiden; aus: BRANDMAYR, P.; P. J. DEN BOER & F. WEBER (eds.): *The synthesis of field study and laboratory experiment.* — *Rep. 4th Symp. Carab.* '81:19–33.

POHLE, A. (1978):

Ökologische Bedeutung von Hecken und Wallhecken. — *Mitt. d. Landesanstalt f. Ökol. Landschaftsentw. Forstplanung Nordrh.-Westf.* 3 (10): 249–262.

POLLARD, E. (1968):

Hedges IV. A comparison between the Carabidae of a hedge and a field site and those of a woodland glade. — *J. appl. Ecol.* 5:649–657.

REIF, A. (1982):

Vegetationskundliche Gliederung und standortliche Kennzeichnung nordbayrischer Heckengesellschaften. — *Laufener Seminarbeiträge, ANL Laufen* 5/82.

REIF, A., SCHULZE, E. D., ZAHNER, K. (1982):

Der Einfluß des geologischen Untergrunds, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken. — *Berichte der ANL* 6: 231–253.

RIJNSDORP, A. D. (1980):

Pattern of movement in and dispersal from a Dutch forest of *Carabus problematicus* HBST. (Coleoptera, Carabidae). — *Oecologia (Berl.)* 45:274–281.

ROTTER, M. & KNEITZ, G. (1977):

Die Fauna der Hecken und Feldgehölze und ihre Beziehung zur umgebenden Agrarlandschaft. — *Waldhyg.* 12:1–82.

SCHMIDT, H. (1979):

Die Wiese als Ökosystem; Aulis Verl. Köln. 176 S.

SPREIER, B. (1982):

Bedeutung von Hecken in Flurbereinigungsgebieten als Reservoir für tierische Organismen, untersucht am Beispiel der Carabiden und Isopoden; *Diss. Heidelberg*, 188 S.

STREETER, D., RICHARDSON, R. & DREYER, W. (1984):

Hecken — Lebensadern der Landschaft; Gerstenberg, Hildesheim, 159 S.

THIELE, H. U. (1964a):

Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. — *Z. Morph. Ökol. Tiere.* 53:387–452.

THIELE, H. U. (1964b):

Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. — *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53: 537–586.

TISCHLER, W. (1948):

Biocönotische Untersuchungen an Wallhecken. — *Zool. Jb. Syst.* 77:283–400.

TISCHLER, W. (1958):

Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. — *Z. Morph. Ökol. Tiere* 47:54–114.

TISCHLER, W. (1980):

Biologie der Kulturlandschaft; Fischer Stuttgart, New York. 253 S.

TROLL, C. (1951):

Heckenlandschaft im maritimen Grünlandgürtel und im Gäuland Mitteleuropas. — *Erdkunde* 5:152–157.

WEBER, H. E. (1967):

Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. — *Mitt. Arbeitsgem. Floristik Schleswig-Holstein u. Hamburg* 15. Kiel, 196 S.

ZWÖLFER, H., BAUER, G. & HEUSINGER, G.
(1981):

Ökologische Funktionsanalyse von Feldhecken. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens für das Bayerische Landesamt für Umweltschutz. 422 S. Lehrstuhl Tierökologie Univ. Bayreuth. Interner Bericht.

ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G. & STECHMANN, D. (1984):

Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. — Ber. ANL (Akad. Natursch. Landschaftspfl.) Beih. 3, Teil 2, 155 S.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Erich Glück und
Dipl.-Biol. Astrid Kreisel
Lehrstuhl für Biologie V (Ökologie)
der RWTH Aachen
Kopernikusstraße 16
5100 Aachen

Das niedersächsische Fließgewässerschutzsystem

Hans-Jörg Dahl

1. Schutzgebietssysteme

Voraussetzung zur Verwirklichung von Naturschutzziele ist die Erhaltung bzw. Sicherung *aller* heimischen Pflanzen- und Tierarten in und mit ihren Lebensräumen. Dabei ist die naturbedingte Standort- und Ökosystemvielfalt der einzelnen Naturräume zugrunde zu legen. Es gilt also, den eigenen charakteristischen »Satz« an Ökosystemtypen in jedem der typischen niedersächsischen Naturräume zu schützen, zu pflegen und dort, wo diese nicht mehr vorhanden sind, wieder zu entwickeln. Dabei müssen die einzelnen naturraumtypischen Ökosysteme in der Größenordnung, Verteilung im Raum und der Vernetzung vorhanden sein, daß ihre Tier- und Pflanzenwelt langfristig in stabilen Populationen leben kann und darüber hinaus die Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft (des Naturraumes) unverwechselbar erkennbar sind (§ 1 NNatG). Das ist der Grundansatz für ein Schutzgebietssystem.

Die niedersächsische Fachbehörde für Naturschutz hat 1985 ein Konzept vorgelegt, nach dem ein Schutzgebietssystem für die niedersächsischen Fließgewässer entwickelt werden kann.

2. Grundlagen für ein Fließgewässerschutzsystem

Bei dem Aufbau eines Fließgewässerschutzsystems sind insbesondere folgende drei Punkte zu berücksichtigen:

a) Fließgewässer sind vielfältig

Die Eigenschaften der Gewässer werden durch deren Lage in den verschiedenen Naturräumen bestimmt. Der einzelne Naturraum hat einen entscheidenden Einfluß auf die hydrologischen (Abflußgeschehen), physikalischen (Struktur von Gewässerbett und Überschwemmungsgebiet) und chemischen (Wassergüte) Eigenschaften der Fließgewässer und damit auf ihre Qualität als Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten. Daher gleichen sich die Gewässer eines Naturraumes in den wesentlichen Eigenschaften. Diese sind bei den Gewässern, die nur in einem Naturraum liegen, in der Regel besonders ausgeprägt. Dagegen unterscheiden sich die Eigenschaften der Gewässer unterschiedlicher Naturräume in der Regel wesentlich (z. B. die Gewässer des Harz von denen der Geest im Abflußgeschehen, die Gewässer des Harz und der Geest von denen der Börden in der Wassergüte). Bei Gewässern, die mehrere Naturräume durchfließen und in die Gewässer unterschiedlicher Naturräume münden, vermischen sich die Eigenschaften und charakteristische Extremwerte treten nicht mehr auf. (Die naturräumlichen Regionen Niedersachsens sind in *Abb. 2* dargestellt). Das Fließgewässerschutzsystem muß die natürliche Vielfalt der Fließgewässer enthalten.

b) Fließgewässer sind »offene Systeme«

Fließgewässer werden als »offene« Systeme bezeichnet, da zwischen den einzelnen Gewässerabschnitten ein ständiger stromabführender Stoffdurchlauf und ein stromab- wie stromaufführender Individuenaustausch erfolgen. Darüber hinaus sind Fließgewässer eng mit ihrer Aue (dem natürlichen Überschwemmungsbereich) durch Stoff- und Individuenaustausch verzahnt. Im Gegensatz dazu sind stehende Gewässer mehr oder minder ge-

schlossene« Systeme, in diesen erfolgt kein Stoffdurchlauf, sondern ein Stoffkreislauf. Alle in Fließgewässern lebenden Arten haben Strategien entwickelt, um der ständigen, in Fließrichtung wirkenden Abtrift entgegen zu wirken. Alle Arten führen aktive oder passive Wanderungen durch. So erfolgt ein ständiger Individuenaustausch zwischen Meer und Fluß sowie zwischen den einzelnen Fluß- und Bachabschnitten bis zur Quelle. Wenn daher alle fließgewässertypischen Arten erhalten werden sollen, müssen die Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung ins Meer als Einheit gesehen werden; sie können daher nur als ganzes Gewässer (einschließlich Überschwemmungsbereich) und nicht als mehr oder minder kurze Fluß- und Bachabschnitte geschützt werden.

c) Stromgebiete sind unterschiedlich besiedelt

Die Stromgebiete Niedersachsens Elbe, Weser, Ems und Hunte (*siehe Abb. 3*) haben sich nach der letzten Eiszeit in unterschiedlichen Zeiträumen entwickelt und wurden daher verbreitungsbologisch unterschiedlich besiedelt. Die Lage der einzelnen Fließgewässer in den unterschiedlichen Stromgebieten Elbe, Weser, Ems und Hunte ist daher die Ursache, wenn Gewässer im selben Naturraum mit unterschiedlichen Arten besiedelt sind (z. B. im Naturraum »Lüneburger Heide« Gewässer, die zur Elbe und zur Aller [Weser] fließen).

Zusammengefaßt muß das Fließgewässerschutzsystem mindestens ein naturnahes Fließgewässer pro Naturraum und Stromgebiet enthalten. Darüber hinaus müssen die ausgewählten Gewässer von der Quelle bis zu ihrer Mündung in größere Gewässer und darüber hinaus von dort bis ins Meer so beschaffen sein, daß Wasserlebewesen vom Meer bis in die Quellregionen wandern können.

— Verbindungsgewässer
— Hauptgewässer
- - - Nebengewässer
sonstige Fließgewässer sind nicht dargestellt

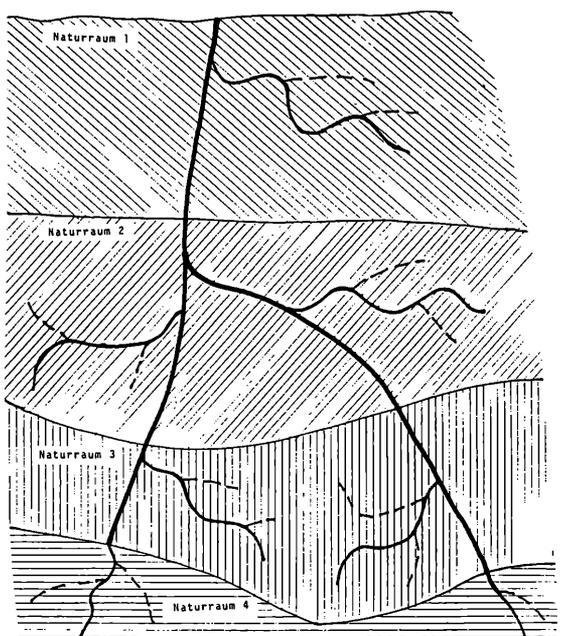


Abbildung 1

Schema eines Fließgewässerschutzsystems

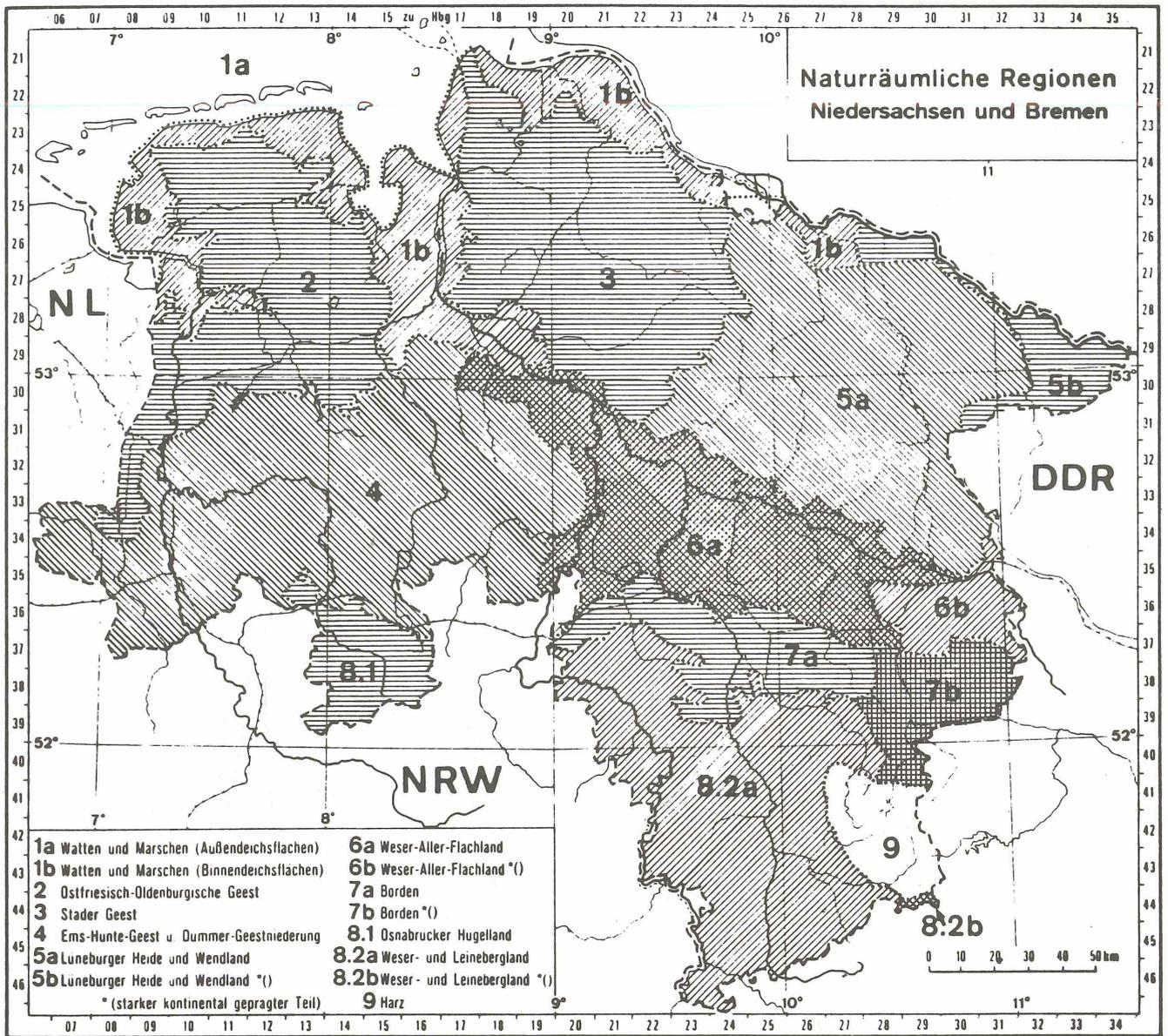


Abbildung 2

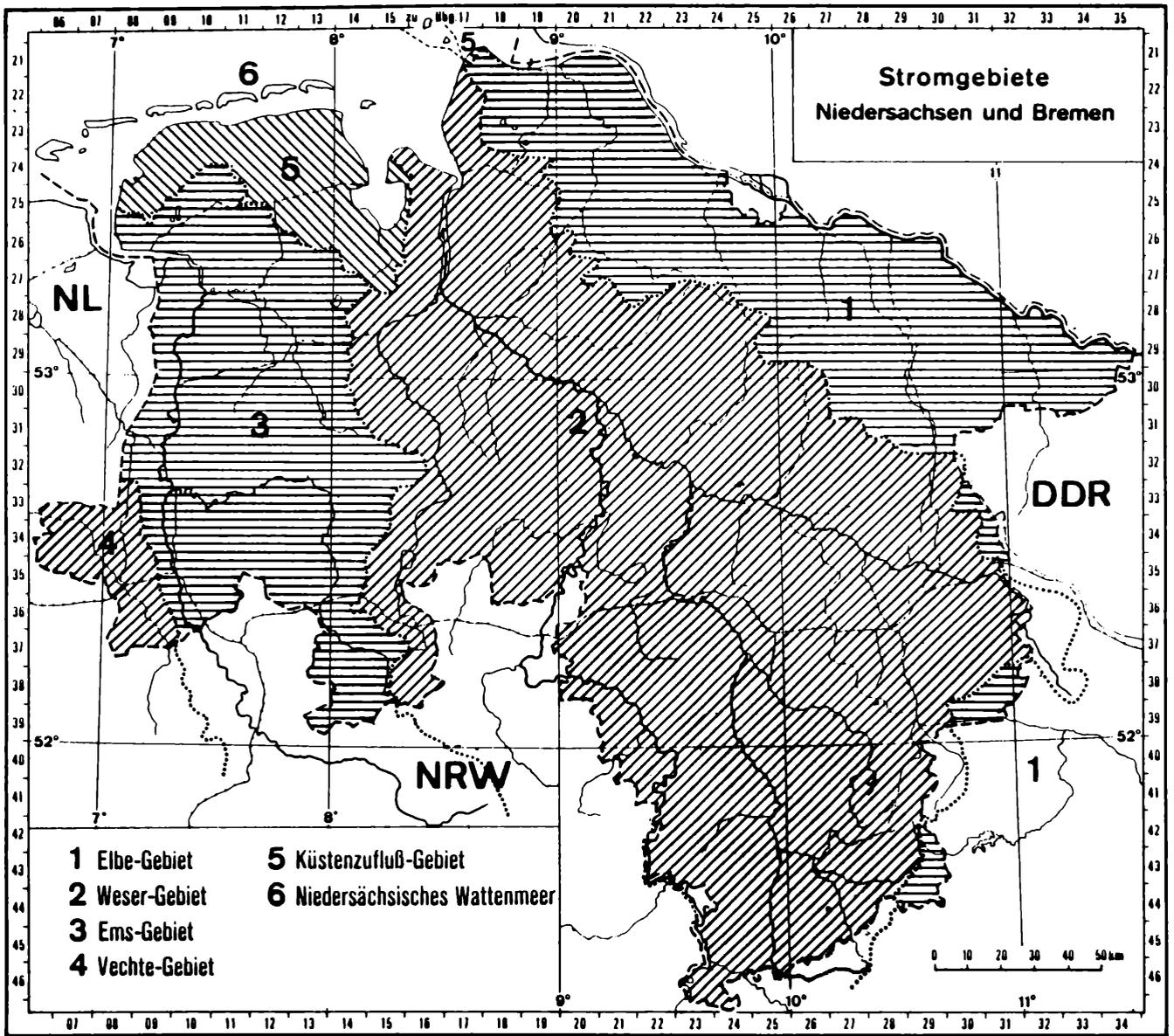
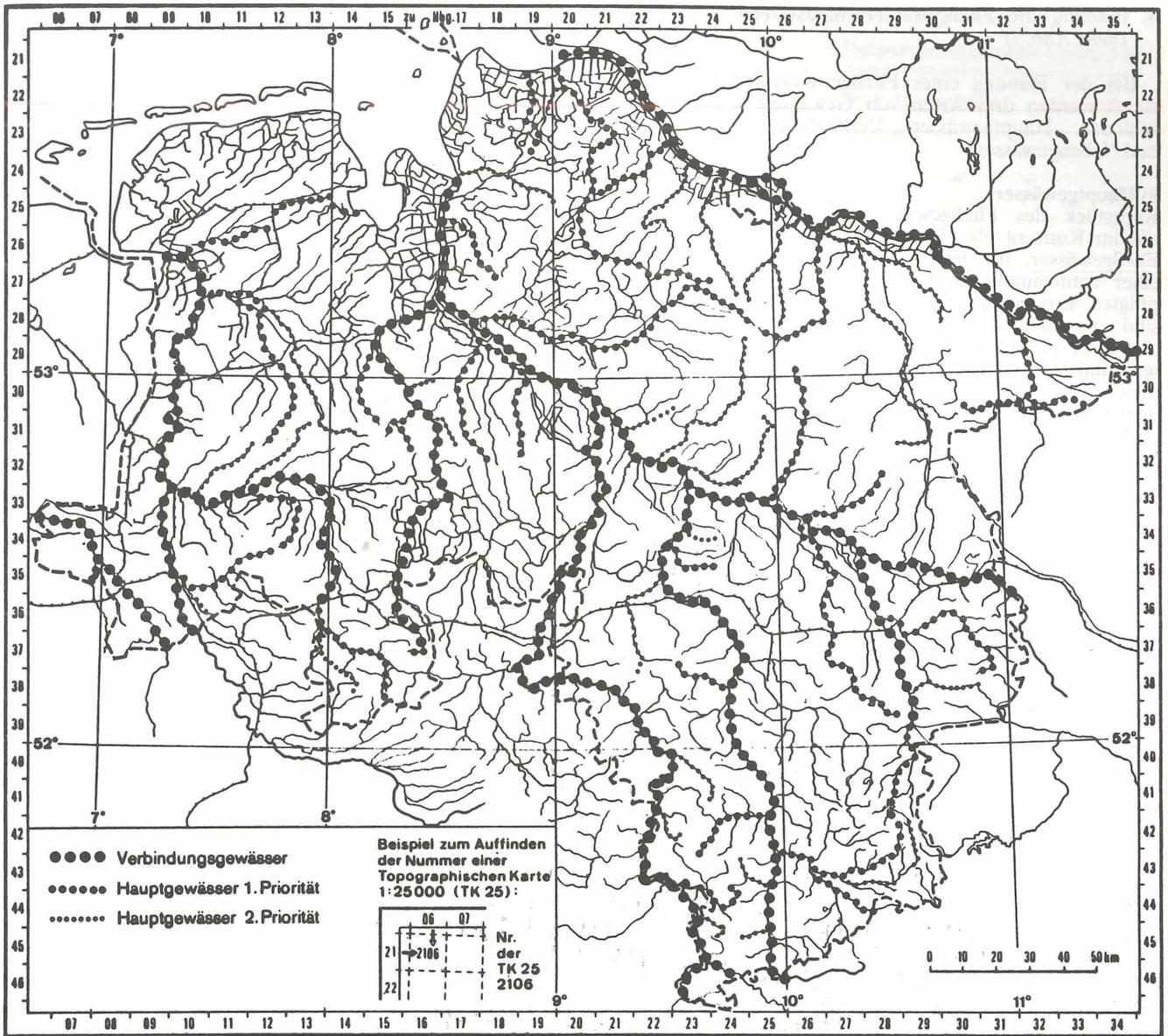


Abbildung 3



Herausgegeben: Niedersächsisches Landesverwaltungsamt - Naturschutz.

Abbildung 4

Konzept des niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems
(generalisiert, im Original, Maßstab 1:500.000)

3. Planung eines Fließgewässerschutzsystems

(siehe Abb. 1)

Bei der Planung eines Fließgewässerschutzsystems werden drei Arten von Gewässern unterschieden: Hauptgewässer, Verbindungsgewässer und Nebengewässer.

a) Hauptgewässer

Kernstück des Fließgewässerschutzsystems sind die im Konzept als Hauptgewässer bezeichneten Fließgewässer, die jeweils den Fließgewässertyp einer naturräumlichen Region mit seinen ausgeprägten Eigenschaften repräsentieren sollen. Sie sind so zu schützen und zu renaturieren, daß sich die unter naturnahen Bedingungen typische Arten- und Biotopvielfalt auf ihrer gesamten Fließstrecke wieder einstellen kann. Renaturieren bedeutet in diesem Zusammenhang, systematisch vorhandene anthropogene Störfaktoren zu beseitigen, wie Quellsassungen, Verrohrungen, überdimensionierte Kastenprofile z. B. unter Brücken und in Wohnlagen, Sohlabstürze, Abwassereinleitungen, fehlende Überschwemmungsgebiete. Der positive Effekt ist dabei umso größer, je stärker der zu beseitigende Störfaktor wirkt.

Bei der Auswahl der Hauptgewässer sollten die Gewässer berücksichtigt werden, die einerseits noch einen hohen Anteil an naturnahen Strecken aufweisen und an denen andererseits noch Vorkommen empfindlicher stenöker Arten bekannt sind.

Bei der Kartierung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen wurden ca. 3000 km »naturnahe« Fließgewässerstrrecken ermittelt. Diesen 3000 km naturnahen Fließgewässerstrrecken steht in Niedersachsen ein Fließgewässernetz von

ca. 3.000 km Fließgewässern 1. Ordnung,

ca. 30.000 km Fließgewässern 2. Ordnung,

ca. 100.000 km Fließgewässern 3. Ordnung gegenüber.

Es wurde festgestellt, daß in Niedersachsen keine Fließgewässer mehr vorhanden sind, die von der Quelle bis zur Mündung einen naturnahen Charakter haben.

Im Konzept wurden darüber hinaus Vorkommen folgender Tierarten berücksichtigt: Neunaugen, Fischotter, Flußperlmuschel, gefährdete Fließwasserlibellen, Waseramsel, Schwarzstorch (Nahrungsbäche).

Im Konzept wurden aufgrund vorhandener Unterlagen in der Regel pro Naturraum mehrere Gewässer als Hauptgewässer vorgeschlagen, um Alternativen anzubieten. Durch eine Negativkartierung (qualitative und quantitative Kartierung der zu beseitigenden Störeinflüsse) kann dann später das Fließgewässer als Hauptgewässer festgelegt werden, an dem die Renaturierung den geringsten Aufwand erfordert. Im Konzept wurde jedoch aufgrund der vorhandenen Unterlagen bereits einem Gewässer (hier Hauptgewässer 1. Priorität genannt) der Vorzug vor anderen potentiellen Hauptgewässern (hier Hauptgewässer 2. Priorität genannt) gegeben.

b) Verbindungsgewässer

Die Hauptgewässer münden in sogenannte »Verbindungsgewässer«. Sie erschließen mehrere naturräumliche Regionen und stellen die Verbindung aller nachgeordneten Fließgewässer miteinander und zum Meer her.

Folgende Gewässer haben in den einzelnen Stromsystemen die Funktion von Verbindungsgewässern:

- 1 Elbe
- 2 Weser mit den Untereinheiten Aller, Oker, Leine, Hunte
- 3 Ems mit der Untereinheit Hase
- 4 Vechte

Bei diesen Gewässern müssen bestimmte Mindestanforderungen an die Wasserqualität und Biotop-

struktur erfüllt sein, damit keine unüberwindbaren Hindernisse für wandernde und sich ausbreitende Pflanzen- und Tierarten bestehen.

c) Nebengewässer

Wenn ein Hauptgewässer (nur ein Gewässer pro Naturraum!) in den erforderlichen naturnahen Zustand gebracht worden ist, so ist es als Lebensraum für die dort siedelnden Pflanzen- und Tierarten sehr gefährdet. Ein Abwasserstoß kann genügen, um eine Vielzahl von Arten hier aussterben zu lassen, wenn keine Wiederbesiedlungspotentiale vorhanden sind.

Es ist daher erforderlich, daß auch einige Nebengewässer der Hauptgewässer in einen naturnahen Zustand gebracht werden. Sie sollen vor allem die Funktion als Rückzugsgebiet und Wiederbesiedlungszentrum für die Hauptgewässer übernehmen. Darüber hinaus muß die Wasserqualität der übrigen Nebengewässer so erhalten bzw. verbessert werden, daß die renaturierten Haupt- und Nebengewässer nicht beeinträchtigt werden.

4. Umsetzung des Fließgewässerschutzsystems

Das niedersächsische Fließgewässerschutzsystem soll dazu dienen, *systematisch* ein aus biologischer und Naturschutz-Sicht funktionsfähiges, repräsentatives Fließgewässernetz aufzubauen und nachhaltig zu sichern. Es muß alle Fließgewässertypen Niedersachsens in der naturnahen Ausbildung so vernetzt enthalten, daß damit die heimische Artenvielfalt der Fließgewässer sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheiten niedersächsischer Flußlandschaften nachhaltig gesichert werden können.

Das Konzept des niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems ist in *Abb. 4* dargestellt. Es enthält die Verbindungsgewässer und die Hauptgewässer 1. und 2. Priorität (siehe Abschnitt 3). Nebengewässer sind noch nicht enthalten; über ihre Auswahl kann später entschieden werden, wenn über die Umsetzung dieses Konzeptes weitgehend Einigkeit besteht.

Verbindungsgewässer stellen die Verbindung der Hauptgewässer miteinander und zum Meer hin her. Diese Gewässer haben im Sinne der Raumordnung eine *besondere Bedeutung für Natur und Landschaft*. Das Land muß, z. T. in Zusammenarbeit mit dem Bund, dafür sorgen, daß die nötigen Anforderungen an die Wasserqualität und Durchgängigkeit dieser Gewässer (siehe Abschnitt 2) erfüllt werden.

Besonders hohe Anforderungen müssen an die *Naturnahe der Hauptgewässer* gestellt werden, damit die naturraumspezifischen Eigenheiten der Gewässer bzw. Lebensräume wirklich vorgehalten werden können. Die Hauptgewässer sind *Vorranggebiete für Natur und Landschaft* im Sinne der Raumordnung und sollen von der Quelle bis zur Mündung als Naturschutzgebiete gesichert und entwickelt werden.

Die Landkreise sollten in eigener Verantwortung möglichst viele *Nebengewässer* der Hauptgewässer in den erforderlichen naturnahen Zustand bringen, um eine *nachhaltige Sicherung* der naturraumspezifischen Fließgewässerlebensgemeinschaften zu betreiben.

Naturschutz findet aber nicht nur auf Vorrangflächen statt, Grundsätze des Naturschutzes sind auf der *gesamten Fläche* zu berücksichtigen (§ 1 NNatG: im besiedelten und unbesiedelten Bereich). *Die übrigen (»normalen«) Fließwasserstrrecken* müssen daher auch auf der gesamten Fläche eine bestimmte Mindestqualität (Wasserqualität, Strukturvielfalt) haben, damit die natürliche

Standortvielfalt und damit die Standortvoraussetzungen für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes *auf der gesamten Fläche* gegeben sind.

Die Umsetzung des Fließgewässerschutzprogrammes erfolgt auf verschiedenen Schienen, die das Naturschutzgesetz und andere Gesetze bieten. Dabei ist die Naturschutzverwaltung auf die aktive Mitarbeit der Wasserwirtschaftsverwaltung angewiesen, die wie andere Behörden Naturschutzziele zu unterstützen hat. Einerseits muß das Programm in den Landschaftsrahmenplänen der Landkreise weitergeführt und detailliert werden, andererseits müssen die Anforderungen an die Gewässer in die Bewirtschaftungspläne und wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne der Wasserwirtschaft einfließen. Insgesamt ist ein erheblicher Planungs-, Verwaltungs-, Bau- und Unterhaltungsaufwand erforder-

lich, um aus den über Jahrhunderte mehr oder minder stark veränderten Gewässern wieder ein naturnahes repräsentatives Gewässernetz zu entwickeln.

Anhang: Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen (Entwicklungskonzept) (farbige Karte)

Anschrift des Verfassers:

Dr. Hans-Jörg Dahl
Fachbehörde für Naturschutz —
Niedersächs. Landesverwaltungsamt
Scharnhorststraße 1
3000 Hannover 1

Beispiele für die Planung und Realisierung von Biotopverbundsystemen in Schleswig-Holstein

Henning Thiessen

1. Einleitung

Ähnlich wie vermutlich in anderen Teilen der Bundesrepublik ist in Schleswig-Holstein bis in die 50er Jahre dieses Jahrhunderts der Versorgungsgrad der Landschaft, auch der Kulturlandschaft, mit naturnahen oder halbnatürlichen Strukturen so groß gewesen, daß man, ganz abgesehen von der erheblich weniger intensiven Landnutzung, von weitgehend ökologisch vernetzten, »funktions-tüchtigen« Landschaften sprechen konnte. Wohl die einschneidendsten, sich ökologisch besonders negativ auswirkenden Veränderungen der letzten 100 Jahre sind erst in den vergangenen 20 bis 30 Jahren geschehen. Das zeigen Untersuchungen zum Landschaftswandel in Schleswig-Holstein übereinstimmend (z. B. RIEDEL 1978, 1983; HINGST & MUUSS 1978). In der Kulturlandschaft sind im wesentlichen durch landeskulturelle Maßnahmen im weitesten Sinne Verbundstrukturen unterbrochen und ausgeräumt worden. Die Inventur der Landschaft durch die noch nicht abgeschlossene Biotopkartierung läßt heute einen durchschnittlichen Biotopanteil von weniger als 5% der Landesfläche erwarten bei einer Durchschnittsgröße der Biotope von 7 ha (MEHL u. a. 1986). Darin sind jedoch nicht enthalten: schwer abgrenzbare, aber ökologisch wertvolle Extensivnutzungsbereiche wie naturnahe Wälder und Feuchtwiesen und wertvolle linienhafte oder punktförmige Einzelemente, wie Knicks (Wallhecken) oder Kleingewässer, die nur als Signatur erfaßt werden. Insgesamt wird ein Anteil von 10% naturnaher Elemente im Lande wohl nur knapp erreicht.

Die Aktivitäten des Naturschutzes hatten bislang nicht unbedingt vorrangig das Ziel der Erhöhung des Anteiles naturnaher Flächen oder des Biotopverbundes vor Augen, sondern vorrangiges Problem war und ist nach wie vor die Sicherung des Status quo. In diesem Zusammenhang sei aber auch selbstkritisch angeregt, die Zielrichtung mancher unter der Überschrift »Naturschutz« laufender Aktivitäten zu hinterfragen. Es darf nicht unser Ziel sein, auf immer weniger Fläche immer mehr von uns subjektiv für schützenswert gehaltene Arten erhalten zu wollen durch allerlei Manipulationen mit mehr oder weniger großem technischen Einsatz. Das Ziel der Umkehrung in eine positive Bilanz von Natur-Fläche darf nicht aus dem Auge verloren werden. Nach der Phase des Ausräumens von Landschaften muß ein Wiedereinräumen folgen. Dabei sollte weniger die Devise des Machens und Gestaltens als vielmehr des Zulassens von mehr Natur im Vordergrund stehen (vgl. dazu u. a. ZIMEN 1985, DIERSSSEN 1987, THIESSEN 1987). Vor allem mit Hilfe des Biotopverbundes ist dieses Ziel zu erreichen.

Es gibt für Schleswig-Holstein insbesondere von HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980, HEYDEMANN 1983 eine Reihe von systematischen und programmatischen Arbeiten zum Biotopverbund. Die Aufstellung konkreter auf eine Landschaft bezogene Arten- und Biotopschutzprogramme auf breiter Datenbasis und umfassender Datenauswertung, wie sie z. B. von PLACHTER (1986) für Bayern und darüber hinaus auch als allgemeine Zielkonzepte vorgestellt werden, sind sehr aufwendig und personal- und apparate-

intensiv. Soweit sind wir in Schleswig-Holstein noch nicht, wenn wir es auch mittelfristig anstreben und erste Ansätze in Vorbereitung sind.

Da der Naturschwund anhält, gleichzeitig aber sowohl eine allgemeine vermehrte Bereitschaft »etwas tun zu wollen« erkennbar ist, als auch politische Willenserklärungen und zunehmend öffentliche Finanzmittel vorhanden sind, wobei zweifellos die momentane Agrarmarktsituation uns zugute kommt, ist es notwendig und sinnvoll, konkrete, flächenbezogene Forderungen und Vorschläge an die Sicherung und »Vermehrung« von Naturflächen vorzulegen. Dabei muß gelegentlich sehr pragmatisch vorgegangen werden und Mut zur Lücke bewiesen werden. D. h., es ist nicht vorrangig eine umfassende Datenerhebung und die wissenschaftliche Begründung einer Maßnahme, sondern mehr deren Realisierbarkeit gefragt.

Über die Instrumentarien zur Umsetzung, über Investitionen und erste Programme in Schleswig-Holstein sowie erste Ergebnisse möchte ich berichten.

2. Kurze Situationsbeschreibung Schleswig-Holsteins

Schleswig-Holstein ist in drei geomorphologisch relativ eindeutig unterscheidbare Hauptlandschaften, Östliches Hügelland, Geest und Marsch, zu untergliedern. Diese Landschaften sind heute, aufgrund der natürlichen Gegebenheiten, aber vor allem anthropogener Nutzungen, durch unterschiedliche landschaftstypische Strukturen und Elemente geprägt. Diese charakteristischen Besonderheiten müssen bei den Naturschutzplanungen berücksichtigt werden, d. h. daß Art und Entwicklung von Verbundstrukturen in verschiedenen Naturräumen durchaus unterschiedlich sind.

Die **Marsch** als jüngste Landschaft ist zu 82% landwirtschaftlich genutzt, nur 0,4% sind Wald, 7,5% Wasserflächen. Prägende Landschaftselemente sind z. B. ein dichtes, weitgehend anthropogen entstandenes Gewässernetz aus Gräben und Tränkkuhlen, Einzelgehöfte und Dörfer mit Baumbewuchs, Flußniederungen mit Überschwemmungsgebieten und Niedermoorbereiche.

Die **Geest** enthält die ältesten Landschaftsteile Schleswig-Holsteins (Altmoränen), wird zu 75% landwirtschaftlich genutzt, 2% sind Moore und Heiden, 10% Wald, 1,5% Wasserflächen. Wichtigste naturnahe Landschaftselemente sind Wälder, Fließgewässer, Knicks, Feuchtgrünland, Moore und Restheiden.

Das **Östliche Hügelland**, bestehend aus Ablagerungen der letzten Eiszeit, enthält 73% landwirtschaftlich genutzte Flächen (überwiegend Ackerland), 10% Wald und 7% Wasserflächen. Prägende Landschaftselemente sind hier Wälder, Seen, Verhandlungszonen, Kleingewässer, Fließgewässer und Knicks.

Für die beiden **Küsten** sind separate Programme erstellt oder geplant.

Zur Schutzsituation:

Die Fläche der Naturschutzgebiete beträgt ca. 1,1% der Landesfläche, ohne Wattenmeer (seit 1985 Nationalpark). Daneben sind zumindest for-

mal nach dem Landschaftspflegegesetz seit 1973 geschützt: Moore, Sümpfe, Brüche und Knicks, mit der Novellierung seit 1982 auch Heiden, Dünen, Trockenrasen, Verlandungszonen und sonstige Feuchtgebiete. Das Vollzugsdefizit ist hier teilweise hoch.

3. Instrumentarien und Investitionen für den Naturschutz in Schleswig-Holstein

Die Programme appellieren nicht nur an die Freiwilligkeit, sondern es müssen staatlicherseits Instrumentarien und finanzielle Hilfen angeboten werden. In den letzten Jahren ist in Schleswig-Holstein eine erhebliche Zunahme der Haushaltsmittel im Bereich des Naturschutzes zu verzeichnen.

a) Titel »Artschutz«

Aus diesem Titel werden verschiedene Maßnahmen in Verbindung mit Artenhilfsprogrammen finanziert. Das reicht z. B. von der Anschaffung von Fledermausdetektoren, über den Bau von Nachtzugvolieren, die Horstbewachung und Bezahlung von Mitarbeitern bis hin zur Anschaffung auszuwildernder Tiere. Die Investitionen beliefen sich im Jahre 1985 auf 570.000 DM. Naturgemäß ist mit Hilfe dieser Maßnahmen kein unmittelbarer Flächengewinn für die Natur verbunden, daher sind diese Mittel für die Umsetzung von Biotopverbundvorstellungen zur Zeit weniger relevant.

b) Titel »Biotopgestaltende und biotoplenkende Maßnahmen«

Für die Gestaltung und Neuschaffung von Lebensräumen und damit auch für die Realisierung von Biotopverbund-Überlegungen ist dieser Titel seit 1980 im Landeshaushalt eingerichtet worden. Die Mittel haben von Jahr zu Jahr stark zugenommen. Aus diesem Titel kann im Prinzip jeder Landeigentümer Mittel für Maßnahmen beantragen. Der Grundeigentümer muß lediglich die Flächen bereitstellen, die Investitionen werden in der Regel zu 100% vom Land übernommen. 1985 handelte es sich beispielsweise um 400 Einzelprojekte mit einem finanziellen Volumen von 8,7 Mio DM. Die mit der Durchführung der Maßnahmen beauftragten Ämter für Land- und Wasserwirtschaft schaffen es personell nicht, die Anträge zu bearbeiten. Nur bei Maßnahmen über 100.000 DM sowie in Zweifelsfragen muß das Landesamt beteiligt werden. Hinter einigen Maßnahmen verbergen sich kostenintensive Großvorhaben, wie z. B. Gewässer-Renaturierungen oder -Sanierungen. Die Verteilung der Mittel erfolgte bislang weitgehend nach dem »Gießkannenprinzip« — eine fachliche Planung liegt nicht immer zugrunde. Trotzdem ist dieser Titel das entscheidende Instrumentarium, um Maßnahmen im Sinne eines Biotopverbundes zu fördern und voranzutreiben. Ein Flächenankauf ist mit diesen Mitteln nicht möglich, dafür ist die

c) Stiftung Naturschutz

geschaffen und gesetzlich verankert worden. Sie hat den Auftrag, Grundstücke für den Naturschutz zu erwerben oder zu pachten und den Erwerb oder die langfristige Anpachtung solcher Grundstücke durch geeignete Träger zu fördern. Kriterium für eine Ankaufswürdigkeit ist eine bestimmte Wertigkeit der Fläche sowie das Vorliegen konkurrierender Nutzungen. Bisher sind rund 1.600 ha für 16,5 Mio DM in Schleswig-Holstein erworben worden. Daneben sind 2,3 Mio DM zusätzlich für die Ankaufsförderung investiert worden. Haushaltsmittel fließen nur begrenzt in die Stiftung, die überwiegenden Mittel kommen aus dem Spiel '77.

d) Extensivierungsförderung

Dieses ist das neueste Instrumentarium, um Maßnahmen des Naturschutzes zu finanzieren. Dabei werden je nach Förderungsziel verschiedene Vertragsvarianten angeboten, die unterschiedliche Konditionen für die Landwirtschaft bedeuten und auch in ihrer ökologischen Wirkung unterschiedlich zu beurteilen sind. Mit der Vertragsvariante »Amphibienschutz« ist z. B. in Verbindung mit einer Reduzierung der Beweidungsintensität, was auch eine Herabsetzung der Düngung bewirken soll, die Schaffung oder Bereitstellung von mindestens 1% der angebotenen Fläche für Naturschutzzwecke vorgesehen. Dies können z. B. die Anlage von Gewässern, von Hecken oder die Abzäunung empfindlicher Bereiche, z. B. entlang von Gewässern sein. Hier handelt es sich also um ein klassisches Integrationsmodell im Sinne von MA-DER. Das Programm wurde im letzten Jahr begonnen und in diesem Jahr auf verschiedene Landesbereiche erweitert. Mitte 1986 waren rund 6.500 ha unter Vertrag. 1987 soll das Programm mit einem Gesamt-Finanzvolumen von 6 Mio DM ausgestattet werden und räumlich ausgeweitet werden (vgl. MELF 1986).

Soviel nur zu den Instrumentarien, die zur Zeit in Schleswig-Holstein für die Realisierung von Naturschutzvorhaben vorhanden sind.

4. Konkrete Programme

Ich stelle Ihnen nun einige repräsentativ für die genannten Naturräume laufenden oder geplanten Programme vor:

Datenbasis für die Planungen bildet teilweise die Biotopkartierung in Verbindung mit weiteren Detailkartierungen sowie einige Einzelarten-Erhebungen. In einigen Planungen ist aber Ausgangspunkt die Erfassung einzelner Tierarten oder Tiergruppen, die aber selbstverständlich immer nur als Vehikel für den Schutz und die Entwicklung bestimmter Lebensräume herangezogen werden.

4.1 Gewässerverbundprogramm Schleswig-Holsteinische Marsch

Die schleswig-holsteinischen Marschgebiete sind in besonderer Weise durch die Landwirtschaft geprägt. Je nach Nutzungsart (Grünland/Acker) ist die Verteilung noch vorhandener naturnaher Bereiche und Strukturen unterschiedlich. Während die Ackerbaugelände, die sich stark ausgeweitet haben, weitgehend ausgeräumt sind, ist die Grünlandmarsch immer gekennzeichnet durch einen mehr oder weniger hohen Anteil von Kleingewässern in Form von Gräben und Tränkkuhlen. Für diese Grünlandbereiche sind Entwicklungsvorschläge in Arbeit, die das Ziel haben, erstens das noch vorhandene naturnahe Potential zu erhalten, sowie zweitens davon ausgehend weitere Bereiche zu entwickeln, und drittens das Gewässersystem vor schädigenden Einflüssen (insbesondere Düngung) zu bewahren.

Wichtiger Gesichtspunkt bei der Erstellung des Programmes ist die Schaffung eines aquatischen, möglichst engmaschigen und großflächigen Verbundsystems in Form einer direkten und indirekten Vernetzung.

Eine wichtige Erkenntnis für die Forderung nach einem Gewässerverbund resultierte aus der Amphibienkartierung des Landesamtes. Daneben ist aber auch dieses Gewässernetz mit einigen tausend Kilometern wichtiger Lebensraum für verschiedene Wasserpflanzen und zahllose weitere Tierarten.

Die Amphibienkartierung hat u. a. gezeigt, daß erst von einer gewissen Grünlandfläche und Größe und einer gewissen Gewässerdichte an die Amphibien individuenreiche und offenbar »stabile« Bestände entwickeln können. Außerdem ist deutlich zu erkennen, daß die Intensität der Grünlandnutzung, die sich auf Trophiegrad und den Chemismus der Gewässer auswirkt, einen unmittelbaren Einfluß auf die Bestandsgröße der Amphibien hat.

Bei der Umsetzung dieses Programmes liegt es daher nahe, hier die Extensivierungsförderung anzubieten. Dazu wurde eine eigene Vertragsvariante entwickelt. Sie ermöglicht uns, Einfluß zu nehmen auf die Beweidungsintensität (soll indirekt eine Reduzierung der Düngung bewirken), auf die Wasserstandshöhe sowie die Gestaltung des Gewässers (z. B. Anlage von Teichgräben) und die Neuanlage von Gewässern. Die Entschädigungshöhe beträgt 350.— DM/ha, Jahr. Das Programm soll ab 1987 laufen. Von seiten vieler Landwirte ist großes Interesse signalisiert worden.

4.2 Landschaftsentwicklungskonzept Aukrug

Der Aukrug bildet den Kernbereich des gleichnamigen Naturparkes und ist eine typische Landschaft der schleswig-holsteinischen Geest, charakterisiert durch Altmoränenbereiche mit einem hohen Waldanteil, Flußniederungen und Bachläufen. Das Konzept beschreibt in allgemein verständlicher und relativ komprimierter Art das Gebiet, stellt die Probleme und Defizite dar und gibt konkrete Hinweise und Vorschläge zur Landschaftsentwicklung. Dabei steht der Gesichtspunkt der Sicherung des vorhandenen Naturpotentials im Vordergrund (Wälder, Quellbereiche). Daneben wird vor allem das Konzept verfolgt, mit einem Mindestaufwand an Maßnahmen einen maximalen ökologischen Effekt zu erzielen.

Dabei werden Vorschläge zum Biotopverbund vor allem in Verbindung mit Fließgewässern gemacht. Es wird das Ziel verfolgt, alle Quellregionen eines Gewässeroberlaufes aus der landwirtschaftlichen Nutzung herauszunehmen, die gewässerbegleitenden Talräume im Wald zu Naturwaldbereichen zu machen (ohne forstliche Nutzung) sowie die durchweg ausgebauten Bachläufe außerhalb der Wälder durch ein Maßnahmenbündel rückzuentwickeln, vor allem mit entsprechenden Randbereichen, die ebenfalls in eine Nullnutzung überführt werden sollten. Endziel wäre dann, einen aquatischen und über die Randstreifen auch terrestrischen Verbund zu entwickeln. Ausgangspunkt für solche Entwicklungsmaßnahmen sind die heute noch am besten erhaltenen Gewässerabschnitte. Weiterhin wird angestrebt, durch Zurücknahme der landwirtschaftlichen Nutzung an Waldrändern und Herausnahme aus jeglicher Nutzung eine natürliche Waldsaumentwicklung zu erreichen (*Abb. 1*).

Wesentliches Instrumentarium zur Umsetzung dieser Vorschläge ist zur Zeit die Extensivierungsförderung in Verbindung mit biotopgestaltenden Maßnahmen.

Hinsichtlich der Vorschläge für den Wald (Naturwald, »Waldextensivierung«) wird z. Zt. geprüft, welche Form der Entschädigung entwickelt werden kann. Gedacht ist im Falle einer völligen Nutzungsaufgabe an einen Ankauf oder eine Nutzungsausfallentschädigung, die sich orientiert an dem Erwartungswert einer Umtriebszeit. Eine »Waldextensivierung« soll das Ziel verfolgen, Waldbereiche, die der potentiellen natürlichen Vegetation entsprechen, zu erhalten oder zu entwik-

keln und weiterhin die Entwicklung eines höheren Totholzanteils zu fördern.

Das Konzept wurde im Entwurf den betroffenen Gemeinden, Verbänden sowie Kreis- und Landesbehörden in einer Veranstaltung mit dem Landwirtschaftsminister vorgestellt. Eine relativ breite Bereitschaft zur Mitarbeit bei der Umsetzung ist vorhanden. Die Rückentwicklung einiger Fließgewässer wird z. Zt. geplant.

4.3 Artenhilfsprogramm Laubfrosch

Das Artenhilfsprogramm Laubfrosch wurde als erstes landesweites umfassendes Artenhilfsprogramm für eine Tierart in Schleswig-Holstein veröffentlicht (DIERKING-WESTPHAL 1985).

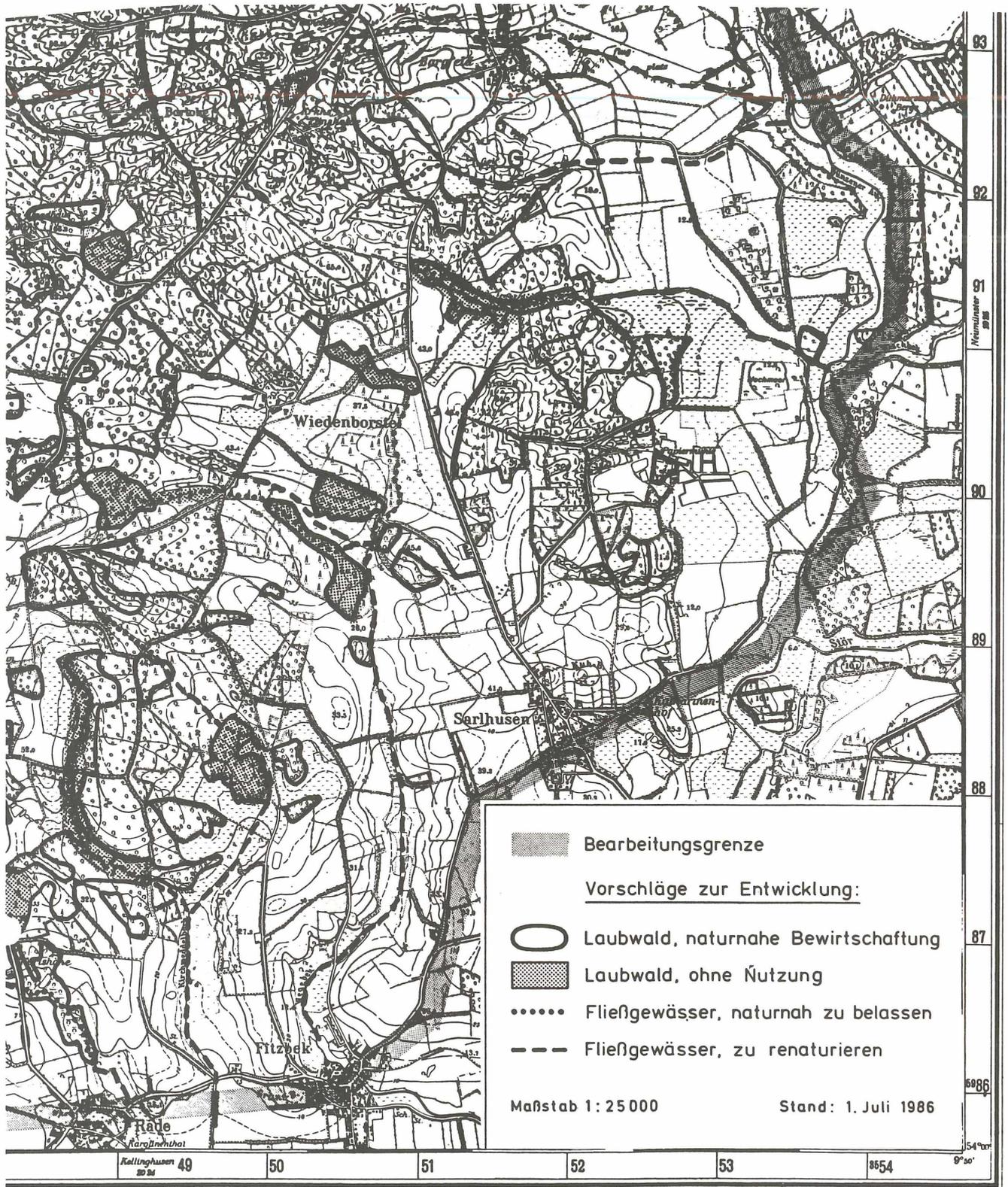
Der Laubfrosch kann als eine Charakterart für reichstrukturierte Agrarlandschaften der schleswig-holsteinischen Jung- und Altmoräne betrachtet werden. Diese Landschaften haben im Zuge der Nutzungsintensivierung in Schleswig-Holstein stark abgenommen. Das ehemals zusammenhängende Verbreitungsgebiet des Laubfrosches wurde kleiner und vor allem in verschiedene isolierte und z. T. sehr kleine Populationen zerrissen. Wesentliche Elemente der reichstrukturierten Agrarlandschaft sind vor allem ein dichtes Knicknetz, eingestreute Waldflächen und insbesondere in Gebieten mit lehmigen Böden häufig zahlreiche Kleingewässer, die als Mergelkuhlen oder Tränkuhlen künstlich entstanden sind bzw. auch natürlichen Ursprungs sind. Vorschläge zur Erhaltung und gezielten Entwicklung dieser Landschaft boten sich deshalb im Rahmen eines Hilfsprogrammes für diese Tierart an.

Das Programm zeigt besonders wertvolle Bereiche auf und gibt konkrete Hinweise zur Entwicklung dieser »Schwerpunktbereiche«. Dabei spielen Vorschläge für einen indirekten Verbund in Form von neuanzulegenden Kleingewässern sowie eines direkten Verbundes durch die Neuanlage von Gehölzpflanzungen bzw. Knickanlagen eine besondere Rolle. Daneben werden Abzäunungen von feuchten Flächen, von Gewässerrändern und breiten Streifen entlang vorhandener Gehölze aus der Nutzfläche vorgeschlagen. Bei der Empfehlung der Maßnahmen wird auf eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Habitattypen geachtet (*Abb. 2*).

Die Realisierungsmöglichkeiten waren bis 1985 relativ schlecht, obwohl die Anlage aller neuen Strukturen vom Land zu 100 Prozent gefördert wird. Es mangelt jedoch an Personal, welches in direkte Verhandlungen mit den Grundeigentümern tritt. Seit 1986 besteht die Möglichkeit, im Rahmen von Extensivierungsverträgen auf 1 bis 2% der Vertragsfläche die erwähnten Maßnahmen durchzuführen. Der Vertrag fand bisher Anwendung in den Schwerpunktbereichen des Hilfsprogrammes, wird ab 1987 aber auf mehreren 100 km² angeboten werden. Seitdem ist die Umsetzungsquote gestiegen.

4.4 Lauenburg-Programm

Im Rahmen des »Landesprogrammes zum Schutz der Natur und zur Verbesserung der Struktur an der schleswig-holsteinisch-mecklenburgischen Landesgrenze« (MELF 1985) werden vom Landesamt für die einzelnen Gemeinden sog. Landschaftsentwicklungspläne aufgestellt (BELLER 1986). Das Landesamt ist in diesem Fall auch mit der praktischen Umsetzung und der Koordinierung des Programmes beauftragt. Die Pläne setzen sich zusammen aus einem allgemeinverständli-



Landesamt für Naturschutz u. Landschaftspflege Schleswig-Holstein

Abbildung 1

Ausschnitt aus der Karte zum »Landschaftsentwicklungskonzept Aukrug« (Entwurf). Dargestellt sind nur Vorschläge zu Wäldern und Fließgewässern

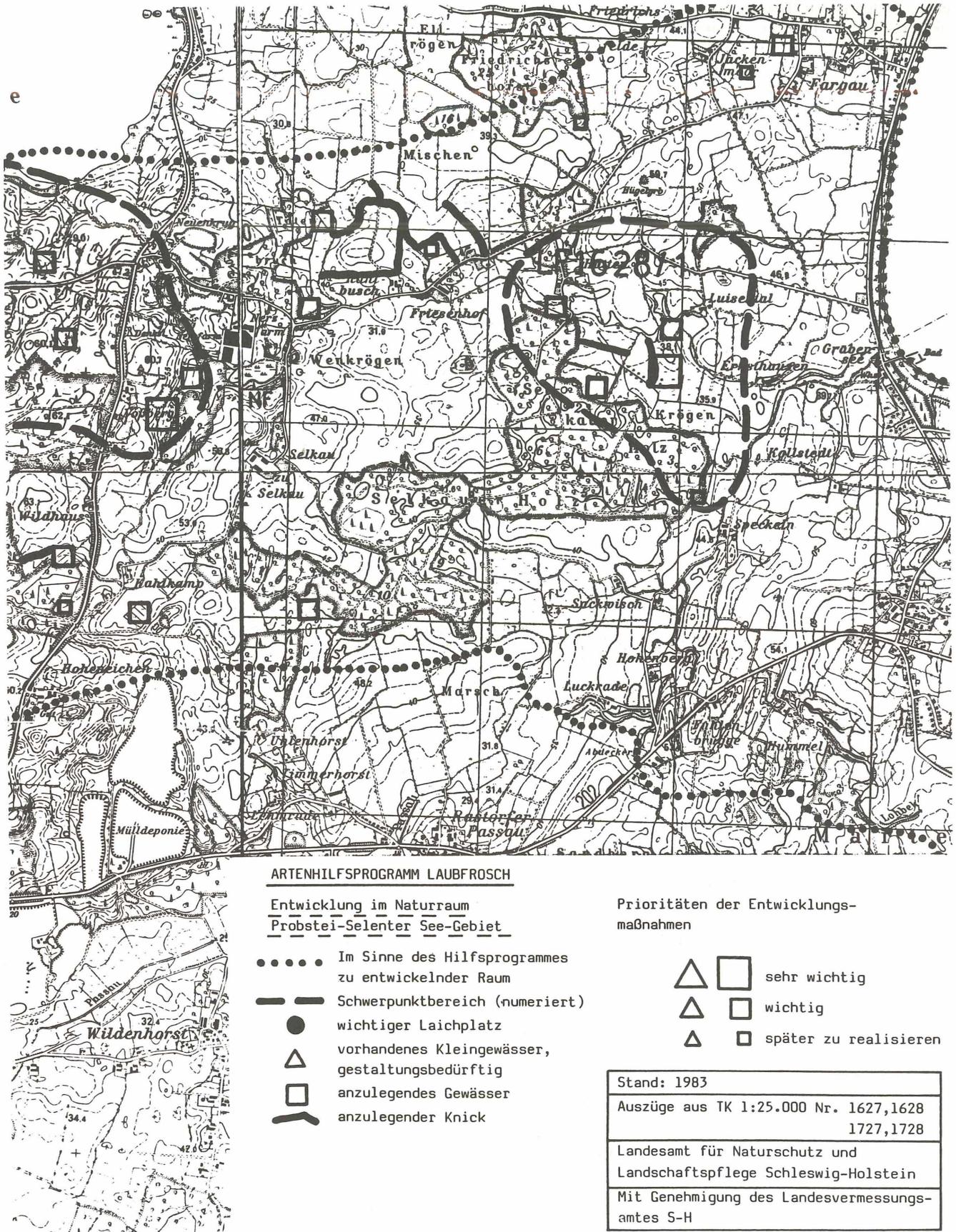


Abbildung 2

Ausschnitt aus dem Artenhilfsprogramm Laubfrosch

chen, erläuternden Textteil und drei Karten: der ökologischen Wertekarte, die im wesentlichen die Ergebnisse der Biotopkartierung enthält, der Funktionskarte, in der wichtige Vernetzungslinien und ökologisch wichtige Kerngebiete dargestellt sind, sowie der Maßnahmenkarte, die konkrete Vorschläge für einzelne Naturschutzmaßnahmen enthält. Die Vorschläge sind punktgenau und nach Möglichkeit flächenscharf. Sie reichen von der Anlage neuer Gewässer bis zur Entwicklung von Trockenbiotopen. Die Trockenstandorte sind in vielen Gemeinden dieses Programmgebietes die wichtigsten Verbundstrukturen. Die wesentlichen Argumentationen werden dabei von seiten des zoologischen Artenschutzes (Wirbellosenschutz) eingebracht.

Die Umsetzung des Programmes läuft über die Ämter für Land- und Wasserwirtschaft mit Mitteln aus den Titeln der Extensivierungsförderung und der Biotopgestaltungsmaßnahmen. Flächenankäufe, die in diesem Gebiet in größerem Umfang getätigt werden, werden vorrangig von einer Regionalstiftung der Stiftung Hzgt. Lauenburg finanziert. Neben einigen kleineren Projekten sind bereits verschiedene Großprojekte in Angriff genommen worden, wie z. B. der Ankauf von 60 ha Trockenrasen bzw. Sandackerflächen zur Sicherung und Neuanlage von Trockenrasen/Heideflächen.

Die Durchführung der Projekte erfolgt in enger Abstimmung mit Verbänden (WWF), Bürgermeistern und Grundeigentümern.

Dies ist also ein Programm, bei dem bereits parallel zu seiner Aufstellung konkrete Erfolge zu verzeichnen sind.

5. Schlußbemerkungen

Die vorstehenden Ausführungen sollten kurze Einblicke in einige in Schleswig-Holstein amtlicherseits laufende bzw. geplante Programme, die Gesichtspunkte eines Biotopverbundes enthalten, geben. Wir haben gesehen, daß je nach Landschaftstyp bzw. Naturraum die Art der wesentlichen Verbundstrukturen unterschiedlich sein kann. In der Grünland-Marsch liegt das Schwergewicht auf den weitgehend anthropogen entstandenen Gewässern wie den Gräben und Tränkkühlen, auf der Geest bei Fließgewässern, Fließgewässer-Randstreifen und Wäldern, im Laubfroschprogramm für das Hügelland bei Kleingewässern und Knicks, im südöstlichen Schleswig-Holstein treten als wesentliche Verbundstrukturen Trockenstandorte in den Vordergrund.

Einige Programme sind so angelegt, daß sie nach entsprechender Erfahrung baukastenmäßig auf ähnliche Gebiete übertragen werden können. Gemeinsam ist aber allen Programmen, daß sie nicht im Theoretischen oder Deklamatorischen steckenbleiben, sondern möglichst punktgenau und flächenscharf die Vorschläge des Naturschutzes in der Landschaft artikulieren, wobei sie einen Landschaftsplan jedoch nicht ersetzen sollen und können. Die Fixierung unserer Flächenansprüche über die entsprechenden Planungsebenen ist bislang weitgehend unklar. Dies ist nicht nur ein Mangel unserer Programme, sondern gilt ebenfalls wohl weitgehend allgemein für Flächensicherungs- und Entwicklungsprogramme, worauf u. a. ERZ (1981) verschiedentlich hingewiesen hat. Dieses muß aber ganz entscheidend weiterverfolgt werden (vgl. z. B. PLACHTER 1983). Langfristig ist dies die einzige Möglichkeit, in der Konkurrenz mit anderen raumbedeutsamen Planungen die Forderungen der Flächensicherung für den Naturschutz durchzusetzen. Eine gewisse Chance be-

steht für den Naturschutz dabei auch im leichten Rückgang der anderen, bislang stark wachstumsorientierten Planungen (Industrie und Gewerbe sowie Straßenbau) sowie der momentanen Agrarmarktsituation.

Wie schleppend es aber nur gelingt, selbst die herausragenden Naturgebiete zu sichern, zeigt, daß von bislang über 300 geplanten (nach Abschluß der Biotopkartierung über 400) Naturschutzgebieten in Schleswig-Holstein nur jährlich etwa fünf neue per Verordnung ausgewiesen werden. (Wobei Einigkeit besteht, daß Naturschutzgebiete zur Flächensicherung nicht ausreichen.)

Abschließend möchte ich weiterhin noch einmal betonen, daß angesichts der Tatsache, daß Natur weiterhin überall zurückgeht, es z. Zt. nicht unsere vorrangige Sorge ist, nicht genügend wissenschaftliche Erkenntnisse zu Fragen des theoretischen Biotopverbundes und spezieller weiterer Themen zu haben. Es fehlt auch nicht an guten allgemeinen Programmen und Konzepten. Wir stehen vielmehr vor dem schwierigen Problem der Umsetzung und Realisierung dieser Erkenntnisse. Die von mir vorgestellten einzelnen Programme sind durchwegs mehr oder weniger Einmannprogramme. Und damit kommen wir wieder auf das ganz zentrale Problem, nämlich das der ungenügenden Personalausstattung, sowohl was die Zahl als vor allem auch die Qualifikation angeht. Die Verbesserung der Fachpersonalsituation auf all den Ebenen des behördlichen Naturschutzes, die mit Datenerfassung und -verarbeitung, Planung sowie der praktischen Umsetzung zu tun haben, ist erste Bedingung. U. a. müßten ausgebildete Berater analog zum landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Bereich den Gemeinden und Eigentümern zur Verfügung stehen.

Ganz allgemein möchte ich aber noch einmal wiederholen, weil es mir wichtig erscheint, daß auch bei Überlegungen zum Biotopverbund nicht die Frage von mehr Natur machen und gestalten oder vorhandener Restnatur optimieren, sondern eher das Zulassen von viel mehr unbeeinflußt durch uns sich entwickelnder Natur im Vordergrund stehen sollte.

6. Literatur

BELLER, J. (1986): Landschaftsentwicklungsplan Gemeinde Bäk, Kreis Hzt. Lauenburg; Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.

DIERKING-WESTPHAL, U. (1985): Artenhilfsprogramm Laubfrosch; Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.

DIERSSEN, K. (1987): Bewahrender und gestaltender Naturschutz-Reflexionen über Gefahren, Grenzen, Möglichkeiten. — Grüne Mappe, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein.

ERZ, W. (1981): Flächensicherung für den Artenschutz — Grundbegriffe und Einführung. — Jahrbuch Naturschutz Landschaftspflege 31, 7—20.

HEYDEMANN, B. u. MÜLLER-KARCH, J. (1980): Biologischer Atlas Schleswig-Holstein; Wachholtz-Verlag, Neumünster.

HEYDEMANN, B. (1983): Vorschlag für ein Biotopschutzzonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins — Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. — Deutscher Rat für Landespflege, Heft 41, 95—104.

HINGST, K. u. MUUSS, U. (1978): Landschaftswandel in Schleswig-Holstein; Wachholtz-Verlag, Neumünster.

MADER, H. J. (1988):
Forderungen an Vernetzungssysteme in intensiv genutzten Agrarlandschaften aus tierökologischer Sicht. — In: Laufener Seminarbeiträge 10/86, ANL, Laufen/Salzach.

MEHL, U. u. a. (1986):
Auswertung der Biotopkartierung Schleswig-Holsteins — Kreis Segeberg; Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.

(MELF) = Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (1986):
Extensivierungsförderung in Schleswig-Holstein.

— (1985):
Landesprogramm zum Schutz der Natur und zur Verbesserung der Struktur an der schleswig-holsteinisch-mecklenburgischen Landesgrenze. Kiel.

PLACHTER, H. (1983):
Praxisbezogene Anforderungen an Artenschutzprogramme und Möglichkeiten ihrer Verwirklichung. — Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 34, 36–72.

— (1986):
Arten- und Biotopschutzprogramme als umfassende Zielkonzepte des Naturschutzes. Jahrb. Natursch. Landschaftspfleg. (ABN).

RIEDEL, W. (1978):
Landschaftswandel und gegenwärtige Umweltbeeinflussung im nördlichen Landesteil Schleswig: Geländeunters. in ausgew. Kartiergebieten im Jahr 1976 u. d. Darst. ihrer Ergebnisse/Dt. Grenzverein e. V. — Schleswig: Schleswiger Druck- u. Verlagshaus.

— (1983):
Landschaftswandel ohne Ende; Unter Mitarb. von Manfred Schröder u. Karl-Heinz Umland; Hrsg. vom Inst. für Regionale Forschung u. Information im Dt. Grenzverein e. V. — Husum: Husum Druck- und Verlagsges.

THIESSEN, H. (1986):
Landschaftsentwicklungskonzept Aukrug im Naturraum Hohenwestedter Geest. — Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege SH.

— (1987):
Die ungestörte Entwicklung der Natur als eine Zielsetzung im Naturschutz. — Die Heimat (im Druck).

ZIMEN, E. (1985):
Schützt die Natur vor den Naturschützern. — Natur, Heft 6, 54–57.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Henning Thiessen
Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege
Schleswig-Holstein
Hansaring 1
2300 Kiel 14

Die Realisierung von Biotopverbundsystemen in Hessen

Emil Rückert

Einleitung

Obwohl die Diskussion um theoretische Ansätze zur Vernetzung und Verzahnung von Biotopen noch nicht abgeschlossen ist und durch die Grundlagenforschung noch viele offene Fragen zu klären sind, hat das Land Hessen begonnen, in verschiedenen Projekten Biotopverbundsysteme zu realisieren, um damit praktischen Naturschutz zu betreiben. Dieses Vorgehen war notwendig, um der weiteren Verinselung der Landschaft und der damit verbundenen Zerstörung noch weitgehend funktionsfähiger Biotopgefüge entgegenzuwirken.

Die Ansätze

In der Konzeption lassen sich bei den hessischen Biotopverbundsystemen zwei verschiedene Ansätze, nämlich

- der naturraumbezogene Ansatz
- und der systembezogene Ansatz

unterscheiden.

Der naturraumbezogene Ansatz, der sich eng an das Hessische Naturschutzprogramm (Abb. 1) anlehnt (Der Hessische Minister für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz 1985 a), geht davon aus, daß sich durch die für den Naturraum typischen Kombinationen der abiotischen Landschaftsfaktoren und der typischen Nutzung der Kulturlandschaft ein ebenso typisches und gegen andere Landschaftsräume abgrenzbares Beziehungsgefüge der Lebensgemeinschaften entwickelt hat. Der Naturraum bildet somit einen für Verwirklichung des Biotopschutzes idealen Planungsraum.

Der systembezogene Ansatz ist im Gegensatz zum naturraumbezogenen Ansatz naturgemäß weniger umfassend. Durch ihn werden nur die zu einem bestimmten Biotoptypenkomplex gehörenden Lebensgemeinschaften berücksichtigt. Die Verwirklichung dieses Ansatzes ist in Hessen gegenwärtig auf die Auen beschränkt. Die Bevorzugung der Auen ergibt sich einerseits aus ihrer aktuellen Bedrohung durch die Intensivierung der Landwirtschaft, durch Besiedelung und durch Verkehrswege sowie andererseits durch ihre hervorgehobene

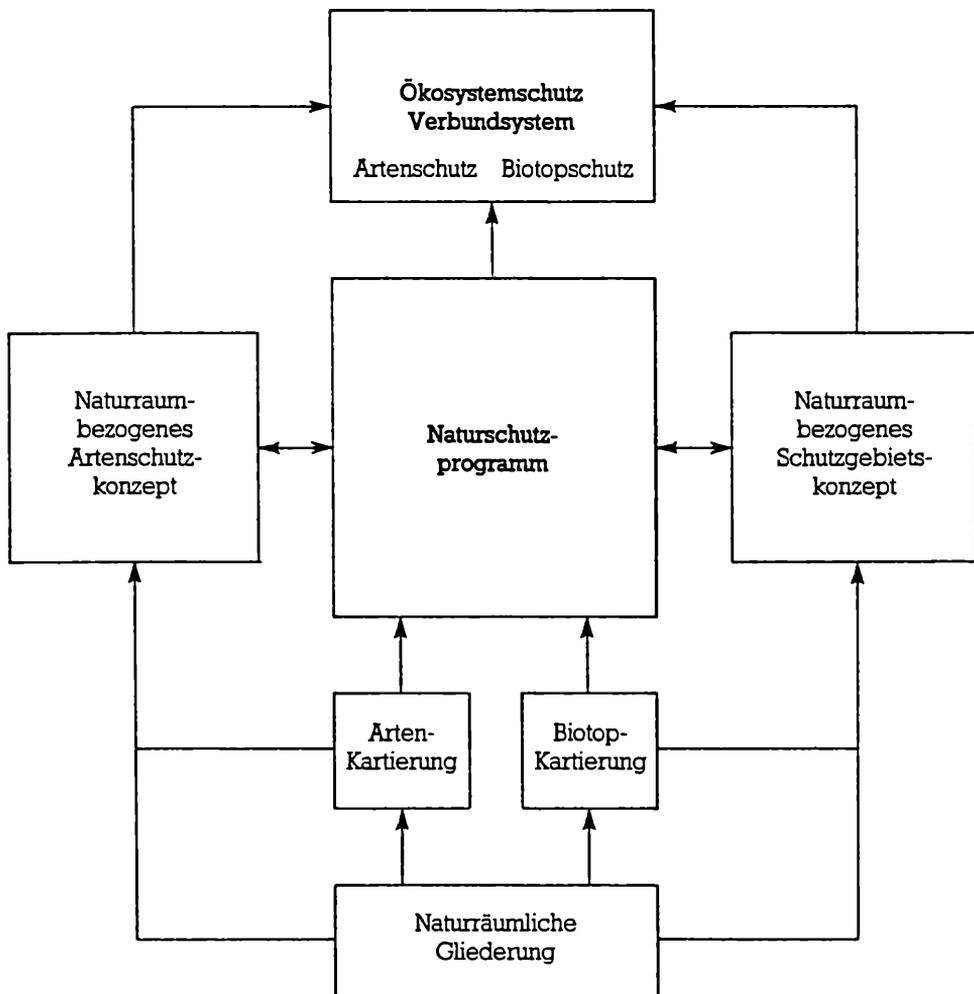


Abbildung 1

Naturraumbezogener Ansatz zur Konzeption von Biotopverbundsystemen nach dem Hessischen Naturschutzprogramm.

(aus: Hessischer Minister für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz 1985 a).

Stellung im Hessischen Naturschutzgesetz (§ 1 HENatG). Ein spezifisches Merkmal der Auenverbundsysteme ist ihr in der Regel naturraumübergreifender Charakter.

Planung und Umsetzung

Den ersten Schritt stellt die Erfassung der Biotope im Planungsraum dar.

Für Hessen liegt landesweit eine Biotopkartierung der freien Landschaft (außerhalb des Waldes) und eine Waldbiotopkartierung vor. Die Daten der Freilandbiotopkartierung sind naturraumbezogen aufgearbeitet. Bei beiden Kartierungen handelt es sich nicht um flächendeckende, sondern um selektive Kartierungen, bei denen nur eine Auswahl von Biotopen, nämlich die vermeintlich schutzwürdigen, erfaßt wurden. Diese Datengrundlage hat sich, nicht zuletzt weil einige Biotoptypen, z. B. die Feucht- und Naßwiesen nur unzureichend erfaßt wurden, für die Konzeption eines Biotopverbundsystems als nicht ausreichend erwiesen. Deshalb muß diese Datengrundlage durch Ergänzungskartierungen, durch Berücksichtigung von Spezialkartierungen (z. B. Amphibienkartierung) sowie durch Informationen von Privatpersonen und von Naturschutzverbänden, denen ja in Hessen ein besonderer Stellenwert beigemessen wird, verdichtet werden. In verschiedenen Fällen, z. B. bei den Auenverbundsystemen, kann auf eine erneute problemorientierte Kartierung nicht verzichtet werden.

Aus den Rohdaten läßt sich nicht unmittelbar ein Biotopverbundsystem konzipieren. Vor allem bei naturraumbezogener Betrachtung ist es wegen des komplexen Beziehungsgefüges zwischen den einzelnen Elementen und dem Anspruch auf eine praktische Umsetzung unmöglich, ein in sich geschlossenes, umfassendes Biotopverbundsystem zu erstellen.

Im Rahmen des Pilotprojektes »Burgwald« (Der Hessische Minister für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz 1985 b) südlich von Frankenberg an der Eder, das mit am weitesten fortgeschritten ist, hat man einen pragmatischen Weg eingeschlagen.

In dem Gutachten heißt es:

»Es ist daher notwendig, einzelne Verbundsysteme aufzubauen. Projiziert man dann die Einzelsysteme eines Gebietes übereinander, so erhält man das Gesamtsystem.«

Man geht dabei davon aus, daß die Einzelsysteme mit den anderen durch die Planung nicht erfaßten Elemente der Landschaft verzahnt sind.

Dieses Vorgehen erfordert zunächst eine Auswahl der Biotoptypen bzw. von Biotoptypengruppen und eine aus dem Datenmaterial abgeleitete Darstellung der typenspezifischen Verbundsysteme. Im Pilotprojekt »Burgwald« wurden solche Teilsysteme für Fließgewässer, Röhrichte, Feucht- und Naßwiesen, Teiche und Tümpel, Waldränder, Alt- und Holzinseln, Wälder, Hecken und Feldgehölze, Magerrasen, Heideflächen, Brach- und Ödland sowie anmoorige Waldtäler erstellt.

Im Gegensatz zu dieser Vielzahl von Typen werden bei den Auenverbundsystemen weit weniger Biotoptypen, die außerdem noch in einer sehr engen landschaftsökologischen Beziehung zueinander stehen, berücksichtigt.

In einem weiteren Schritt werden die vorhandenen Teilverbundsysteme an Hand der theoretischen Anforderungen, die an sie zu stellen sind, bewertet. So lassen sich neben den Bereichen, in denen die vorhandenen Strukturen mit den Anforderungen übereinstimmen, Defizitbereiche herausarbeiten, in denen etwa durch Neuschaffung, Regenera-

tion oder Pflege von Biotopen Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt werden müssen. Die vorhandenen intakten Strukturen müssen gesichert und geschützt werden.

Schutz

Als Möglichkeiten für den Schutz stehen zunächst die klassischen Möglichkeiten der Schutzgebietsausweisung und des Objektschutzes nach dem Naturschutzgesetz zur Verfügung. In einem Verbundsystem müssen die Intensität des Schutzes und der Verbotskatalog den speziellen Zielsetzungen angepaßt werden.

Häufig stehen die für Verbundsysteme vorgesehenen Teile von Natur und Landschaft bereits unter Schutz. Die in den zumeist älteren Schutzverordnungen getroffenen Regelungen entsprechen jedoch nicht den Anforderungen an die Sicherung eines Biotopverbundsystems. Deshalb wurde z. B. im Burgwald ein Schutzsystem entwickelt, durch das die unterschiedlichen Bereiche entsprechend ihrer Schutzwürdigkeit und den Anforderungen, die sich aus dem Verbundsystem ergeben, über die verschiedenen Schutzkategorien gezielt geschützt werden. Das Schutzgebietssystem besteht aus dem bereits existierenden Landschaftsschutzgebiet mit seinen vergleichsweise weichen Schutzvorschriften, in das inselartig andere Schutzgebiete zum Teil mit Naturschutzgebietscharakter (Naturschutzgebiete, Naturdenkmale und geschützte Landschaftsbestandteile) eingestreut sind (Abb. 2). Auch zur Sicherung des Auenverbundes Kinzig mußte beispielsweise die großräumig geltende Landschaftsschutzverordnung in der Kinzigau an die speziellen Schutzanforderungen angepaßt werden. Bisher blieb die land- und forstwirtschaftliche Nutzung von Grundstücken von der Verordnung unberührt. Lediglich das Beschädigen oder Beseitigen von Teichen, Tümpeln, Sumpfwiesen, Mooren und Findlingen ist verboten.

Neben der Vermeidung von Eingriffen in das Fließgewässer selbst ist die Erhaltung und Sicherung der Grünlandnutzung ein zentraler Punkt des Auenschutzes. Die neue im Rahmen der einstweiligen Sicherstellung des Auenverbundes Kinzig erlassene Verordnung verbietet deshalb sowohl das Beschädigen oder Beseitigen von Feuchtgebieten, Mooren, Teichen, Tümpeln, Findlingen, Rohr- und Schilfbeständen sowie das Verändern der Gewässerufer als auch den Umbruch von Grün- und Brachland. Durch diese lokale Anpassung der Schutzbestimmungen an die Erfordernisse des Auenschutzes, ergibt sich auch im Bereich des Kinzigtales eine Verschachtelung zweier Landschaftsschutzgebiete.

Verschiedentlich wurde die Frage gestellt, ob es überhaupt möglich ist, innerhalb eines bestehenden Landschaftsschutzgebietes ein zweites Landschaftsschutzgebiet auszuweisen. Natürlich geht das nicht. Deshalb ist für den Bereich der eingestreuten Landschaftsschutzgebiete die alte Landschaftsschutzverordnung aufgehoben. Gleiches gilt auch für eingestreute Naturschutzgebiete. In den Fällen, in denen es nötig erscheint, den Schutz in den eingestreuten Gebieten durch verschiedene Schutzkategorien, nämlich Landschaftsschutz und Naturschutz weiter zu differenzieren, muß selbstverständlich die räumliche Gültigkeit der jeweiligen Schutzbestimmungen in der Verordnung klar definiert werden.

Zuständig für die Ausweisung der Naturschutz- und Landschaftsschutzgebiete ist in Hessen die Obere Naturschutzbehörde, zuständig für die Ausweisung der geschützten Landschaftsbestandteile und der Naturdenkmale sind die bei den

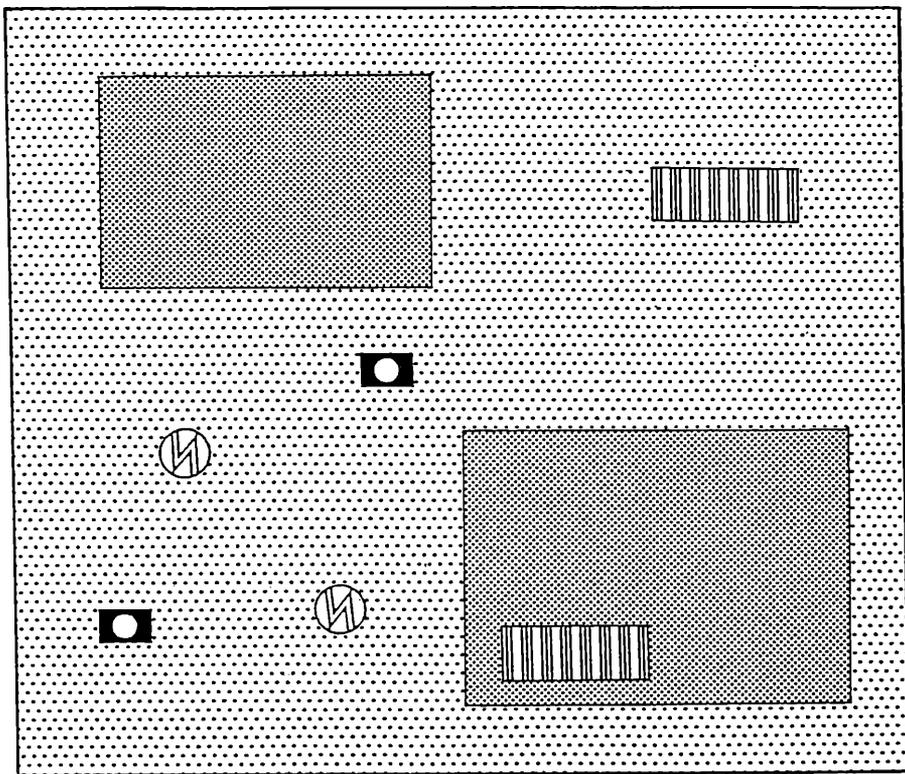


Abbildung 2

Modell eines Schutzgebietssystems zur Sicherung von Biotopverbundsystemen.

Kreisen angesiedelten unteren Naturschutzbehörden.

Neben den Instrumentarien des klassischen Naturschutzes, nämlich die Ausweisung von Schutzgebieten, treten in zunehmendem Maße andere Möglichkeiten, die nicht an langfristige formale Verfahren gebunden sind und mit deren Hilfe gezielt Schutzmaßnahmen realisiert werden können. Die Möglichkeiten sind vielfältig. Im Rahmen des Pilotprojektes »Burgwald« hat beispielsweise die Hessische Landesforstverwaltung in einer Selbstbindung großflächig eine staatlich garantierte Vorrangfläche für Naturschutz ausgewiesen, in der durch Erlaß strenge Vorgaben für die Bewirtschaftung verschiedener Waldbereiche im Burgwald gegeben werden und längerfristig in Teilen des Gebietes der Wald naturgemäß bewirtschaftet werden soll. Eine weitere Selbstbindung der Forstwirtschaft ist die Ausweisung und Pflege von Schutzwaldgebieten ohne Rechtswirkung. Zu diesen Gebieten zählen unter anderen die Altholzinseln. Die Ausweisung von Schutzwaldgebieten ohne Rechtswirkung ist nicht auf den Burgwald beschränkt. Sie wird beispielsweise auch für das Naturschutzprojekt Vogelsberg vorgeschlagen. Diese Selbstbindungen der Forstwirtschaft sind

unter Naturschützern nicht unumstritten. Dies nicht zuletzt, weil eine Einflußnahme der Naturschutzverwaltung kaum gegeben ist und weil große Teile der durch die Selbstbindung gesteckten Ziele von einigen Kritikern als selbstverständliche Wirtschaftsgrundsätze für die staatliche Forstverwaltung gefordert werden, deren allgemeine Einführung längst überfällig ist.

Unabhängig von diesen Bedenken bedeutet eine Sicherung der Naturschutzbelange auch außerhalb von Schutzgebieten also auch die Selbstbindung einen großen Schritt vorwärts, weil nur hierdurch ein integriertes Gesamtkonzept mit Flächenwirkung ermöglicht werden kann.

Gerade der Sicherung von Biotopflächen außerhalb der Schutzgebiete, vor allem in der Agrarlandschaft, wird in Zukunft eine größere Bedeutung bei der Konzeption von Biotopverbundsystemen zukommen. Ankauf, Pacht und Pflege wertvoller Flächen sind geeignete Instrumentarien. In Hessen hat sich vor allem der Verein Naturlandstiftung Hessen e. V. die Erhaltung und Pflege solcher Trittsteine in der Agrarlandschaft zur Aufgabe gemacht. In dieser Stiftung sind unter anderem die verschiedenen 29er-Verbände und das Land Hessen zusammengeschlossen.

Kosten

In welcher Form auch immer Schutz, Pflege und Gestaltung in den Biotopverbundsystemen durchgeführt werden, es entstehen nicht unerhebliche Kosten. Im Burgwald wurden Gesamtkosten in Höhe von rund 1,4 Mio DM veranschlagt. Diese Summe erscheint zunächst hoch, im Vergleich zu anderen gesellschaftlichen Ausgaben ist sie jedoch gering. Wir werden uns an solche Kosten gewöhnen müssen, wenn wir Natur und Landschaft auf Dauer als unsere Lebensgrundlage erhalten wollen.

Literatur

Der Hessische Minister für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (1985 a):

Natur in Hessen. — Naturschutzprogramm

— (1985 b):

Umweltschutz in Hessen — Biotopverbundsystem Burgwald

Anschrift des Autors:

Dr. Emil Rückert
Hessische Landesanstalt für Umwelt
Unter den Eichen 7
6200 Wiesbaden

Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern

Wulf Riess

Gliederung

1. Vorbemerkung/Danksagung
2. Was ist das Ziel des Biotopverbunds?
3. Welche Kenntnisse liegen vor?
4. Worauf gründen sinnvolle Konzepte zum Biotopverbund?
5. Kriterien zur Größe, Zahl und Lage der Biotope
 - 5.1 Kriterien zur Ermittlung einer ausreichenden Biotopgröße (Minimumareal)
 - 5.2 Kriterien zur Berücksichtigung der Zahl und Lage der Biotope
 - 5.3 Kriterien zur möglichen räumlichen Entfernung von Biotopen
6. Beispiele für Minimumareale und die tolerierbare Entfernung zwischen solchen Biotopen
7. Faustregel
8. Für den Verbund geeignete Biotope
9. Kritische Schlußbemerkung
10. Fachliche Einzelhinweise für bestimmte Arten/ Artengruppen zu Biotopgröße und Schlüsselstrukturen
11. Literaturverzeichnis

1. Vorbemerkung/Danksagung

Im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms Bayern (ABSP) wird der Versuch unternommen, vorliegende Kenntnisse über die Verbreitung und Lebensansprüche der heimischen Pflanzen- und Tierarten zusammenzuführen, zu bewerten und für den Naturschutz vorrangige Ziele zu entwickeln.

Das ABSP wird auf Naturraumbasis landkreisbezogen erarbeitet und wird die Grundlage für zielgerichtete Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes darstellen.

Nachfolgend werden theoretische Konzepte erläutert, die im Rahmen des ABSP zur Bewertung von Biotopen und zur Bestimmung vorrangiger Naturschutzmaßnahmen, z. B. einer ausreichenden Biotopgröße und des erforderlichen Biotopverbunds herangezogen werden. Die Konzepte werden ständig fortentwickelt. Der Autor dankt den an der Literaturschauwertung und Manuskriptdurchsicht beteiligten Kollegen, insbesondere Herrn HEUSINGER, Herrn Dr. PLACHTER und Herrn REICH, München.

Zur Aktualisierung und Ergänzung der Daten sind konstruktive Kritik und ergänzende Hinweise erwünscht.

2. Was ist das Ziel des Biotopverbunds?

Konzepte zum Biotopverbund werden vom angestrebten Ziel beeinflusst.

Im ABSP heißt das Ziel: »Erhaltung und Förderung der heimischen Artenvielfalt«. Unter weitestmöglichem Rückgriff auf die potentiell natürliche Vegetation und unter Hinnahme kleinerer oder größerer »ökologischer Wüsten« (z. B. durch Bodenversiegelung) ist darunter das Bemühen um die Erhaltung bzw. in ausgeräumten, genutzten Gebieten, die Wiederherstellung der naturräumlich typischen, heute heimischen Artenvielfalt zu verstehen. Dies ist außerdem dynamisch, nicht vor-

Ort statisch zu interpretieren. Es bedeutet die Erhaltung und Pflege bestehender naturnaher Rest-Lebensräume, die Schaffung einer ausreichenden Flächengröße von sog. »Kernbiotopen« zur gezielten Fortentwicklung der jeweils biotoptypischen Lebensgemeinschaften und — soweit überhaupt möglich — die Neuschaffung vor allem kleinflächigerer Lebensräume, um gemeinsam mit anderen Rest-Lebensräumen die Kernbiotope miteinander zu verbinden.

Dies muß auch bedeuten, die Akzeptanz der ablaufenden, seit Jahrhunderten sich wandelnden Entwicklung, d. h. wohl auch die Hinnahme einer örtlichen Artenverarmung (nicht Biotopflächen-Verarmung!), nicht wegen zu geringer Flächengröße, mangelnder Verbundwirkung oder Einwirkung schädigender Stoffe, sondern wegen sich ändernder Landnutzung. Diese Landnutzung muß künftig stärker als bisher auf ökologische Verträglichkeit abgestellt sein, d. h. sie muß so betrieben werden, daß die heimischen Arten dort wichtige Lebensfunktionen (z. B. Nahrungsaufnahme, Wanderbewegungen) erfüllen können.

3. Welche Kenntnisse liegen vor?

Die Fachwissenschaft hat eine Fülle unter sich nicht gleichwertiger Kriterien beschrieben, die mittel- oder unmittelbar die Biotopgröße und den Biotopverbund beeinflussen. Hingewiesen sei nur darauf, daß

— zunächst vergängliche und konstante Biotope zu unterscheiden sind (Sandgrube — Wald)

— insbesondere die Tierarten ganzjährig im gleichen Biotop bleiben oder im Tages-, Jahres- oder Lebensablauf mehrerer Biotope nutzen

— natürlicherweise große oder geringe Populationschwankungen auftreten können (Grille — Auerhuhn)

— die Besiedlungsstrategien artabhängig sind (aus suboptimalen Restbiotopen, entlang von Linien, durch die Luft)

— die Bestimmung der kritischen Populationsgröße und die Vermeidung von Inzuchtprozessen ungelöste Rätsel bergen

— Reaktionen auf Störungen (z. B. Freizeitaktivitäten) nicht nur bei der Vogelwelt, sondern bei Kleintieren (z. B. Heuschrecken) und Pflanzen von Bedeutung sind

und daß ca. 50% der Rote-Liste-Arten auf verschiedene Formen der Landnutzung angewiesen sind.

Über Möglichkeiten der Biotopneuschaffung liegen zudem kaum Kenntnisse vor.

Wir wissen, daß von den 2500 höheren Pflanzen und den ca. 40.000 mehrzelligen Tierarten in der Bundesrepublik jede Art anders eingemischt ist, d. h. verschieden auf abiotische, biotische und — bei Tieren — trophische Gegebenheiten reagiert. Für die einzelne Art — im Feld — sind diese Faktoren nur in Ausnahmefällen ausreichend untersucht.

Die Erforschung der aut-, dem- oder gar synökologischen Ansprüche kann zweifellos im Einzelfall hilfreiche Fakten liefern, sie kann — zwangsläufig — nie allein die zur Begründung des Biotopverbunds nötigen Fakten liefern.

Auch Bemühungen der Wissenschaft, über Systemanalyse, Stoffkreisläufe, Energiebilanzen, sta-

tistische Untersuchungen jeweils ausgewählter Gruppen, das Verständnis der Lebensabläufe zu vertiefen, haben in Teilbereichen wertvolle Ergebnisse gebracht. Sie haben auch die jeweiligen Grenzen der Erkenntnis- oder Verallgemeinerungsmöglichkeiten aufgezeigt und führen nicht allein zum Ziel.

4. Worauf gründen sinnvolle Konzepte zum Biotopverbund?

Richtiges Handeln zum Biotopverbund muß auf mehreren Erkenntniswegen basieren:

— Auf allen erreichbaren wissenschaftlichen Befunden über Arten, Gruppen, Gemeinschaften; einzubeziehen sind also autökologische, synökologische und systematisch-analytisch gewonnene Erkenntnisse und

— auf einer großzügig bemessenen Zugabe, als Eingeständnis, daß nie alle zu berücksichtigenden Parameter ausreichend erforscht werden können und als Ergebnis unserer sektoralen Kenntnis über örtliche Beziehungsgefüge und seine Abläufe in der Natur selbst.

Einzubeziehen sind also die Erfahrung anscheinender oder scheinbarer Zwecklosigkeit mancher Naturerscheinungen oder Artspezifika und die Erfahrung scheinbar grundlos, nicht sofort wissenschaftlich voraussehbarer Vielfalt von Reaktionsbreiten und Ansprüchen von Organismen.

Beispiel:

Eine Art kann heute losgelöst vom heimischen Lebensraum unter Beachtung aller wissenschaftlichen Erkenntnisse über ihre Lebensansprüche am Leben erhalten werden (z. B. im Zoo). Aber was bedeutet das für die Individuen dieser Art? Es sind mit hohem Energieaufwand am Leben gehaltene, ihrer natürlichen Ausdrucksbedürfnisse (geschweige Ausdrucksmöglichkeiten) weitgehend beraubte Geschöpfe, weil das Lebensumfeld nur selten in der ursprünglichen, natürlichen Ausprägung bereitgestellt werden kann. Diese Art-Existenz wollen wir alle, auch der Bürger, der täglich acht Stunden oder länger Straßenbau oder Flurbereinigung vertritt, in der freien Landschaft nicht. Hier müssen wir den Organismen über das wissenschaftlich nachprüfbare Maß hinaus eine Zugabe an Lebensraum, an Entfaltungsmöglichkeit einräumen. Aber wir müssen Zahlen nennen.

Sinnvolle Konzepte zum Biotopverbund gründen daher in der Praxis

— auf dem vorhandenen Biotop-Restbestand (der Kernbiotop ist oder werden kann oder der Verbundbaustein sein kann)

— auf fachlichen Kriterien, die auf den o. g. Erkenntniswegen basieren und die Hinweise geben, auf welche Weise bestehende Biotope zu optimieren sind bzw. mit welcher Flächengröße und welchem Abstand zueinander neue Lebensräume zu schaffen sind.

5. Kriterien zur Größe, Zahl und Lage der Biotope

5.1 Kriterien zur Ermittlung einer ausreichenden Biotopgröße (Minimumareal)

Zur Ermittlung einer ausreichenden Biotopgröße ist zunächst die Vorüberlegung anzustellen, welche Arten bzw. Artengemeinschaften gefördert werden sollen und ob der Biotop als Gesamtlebensraum oder als Teillebensraum (z. B. als Nahrungsraum) von diesen Arten genutzt werden kann. Letzteres dürfte wegen der Kleinheit der Biotope in der offenen Landschaft den Regelfall darstellen.

Da die Ansprüche ganzer Lebensgemeinschaften vor Ort im Normalfall nicht ausreichend genau

untersucht werden können, müssen für eine praktische Vorgehensweise zumindest folgende drei Kriterien berücksichtigt werden. Da im Regelfall die Ansprüche der heimischen Pflanzenarten sich nicht als bestimmende Kenngröße auswirken, bauen sie auf den Ansprüchen bestimmter Tierpopulationen des jeweiligen Biotops auf und werden so gefaßt, daß nach aller Voraussicht die Bedürfnisse der damit verbundenen Tiergemeinschaften erfüllt werden.

1. Welche der zu fördernden Arten (ggf. auch innerhalb zu fördernder Artengemeinschaften) hat den auf das einzelne Individuum bezogenen *größten Raumannspruch*?

Beispiel: Soll der Trockenrasen als Schutzgebiet für die Feldgrille dienen, dann ist ein Minimum von drei Hektar erforderlich; oder soll er als Schutzgebiet für bestimmte Schmetterlingsarten dienen, von denen z. B. auf zwei Hektar Fläche bereits mehrere hundert Individuen leben können?

2. Wie groß ist die *Mindestzahl der Individuen der nach 1. ermittelten Art oder Arten*, die eine langfristige überlebensfähige Fortpflanzungsgemeinschaft (Population) bilden? Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die Zahl im Einzelfall abhängig ist von der mittleren Lebensdauer, der Fortpflanzungskapazität und der Sterberate der Arten.

3. Wie ist der Biotop (auch wenn er als Teillebensraum dient) beschaffen?

Sind alle bedeutsamen Requisiten oder *Schlüsselstrukturen* (z. B. bestimmte Nahrungspflanzen für Schmetterlinge, Steinhäufen für Reptilien, dornige Sträucher für Singvogelarten) enthalten, um die Entwicklung und Fortpflanzung der biototypischen Arten sicherzustellen?

Durch Optimierung der Lebensbedingungen im Biotop kann der Reproduktionserfolg der Arten erhöht und die Konstitution der Individuen verbessert werden. Auch bei wandernden Arten, die den Biotop nur zeitlich begrenzt nutzen, wird damit die Zahl der Rückkehrer erhöht.

Beispiel:

Erste Lebensgemeinschaften natürlicher Hecken siedeln sich bereits mit dem Aufkommen von Einzelbüschen an; eine typische artenreiche Lebensgemeinschaft erreicht ab etwa 50 bis 80 m Heckenlänge/pro Hektar (bei ca. 6 bis 8 m Breite) ihr funktionales Optimum, d. h. eine so beschaffene Hecke kann zumindest als Teillebensraum biototypischer Populationen dienen. Für die Ansiedlung einer Lebensgemeinschaft in einer künstlich angelegten Hecke wird ein Vielfaches dieser Länge benötigt, um die fehlende Strukturdiversität junger bzw. angeplanzter Hecken auszugleichen. Die dort dennoch geringere Artenvielfalt kann nur mittelfristig (ca. 10 bis 20 Jahre) und z. B. durch eine räumliche Anbindung an bestehende Heckengemeinschaften verbessert werden.

Aus Punkt 1 und 2 (wobei der Raumannspruch der nach Punkt 2 bestimmten Individuen sich nicht unbedingt aus einer Aufsummierung der unter Punkt 1 ermittelten Fläche des einzelnen Individuums ergibt) und unter Voraussetzung einer optimalen Erfüllung von Punkt 3 ergibt sich dann der Gesamttraumbedarf der zu fördernden Tierpopulation, also das *Minimumareal*. Dient der Biotop als Teillebensraum, so ergibt sich das Kriterium der erforderlichen Biotopgröße aus der Betrachtung und Bewertung der im Umkreis zur Verfügung stehenden weiteren Teillebensräume.

5.2 Kriterien zur Berücksichtigung der Zahl und Lage der Biotope

1. Wissenschaftliche Untersuchungen verschiedener Wirbeltier- und Wirbellosen-Gemeinschaften

ten haben ergeben, daß ein Lebensraum (der ein nach Punkt 5.1 ermitteltes Minimumareal darstellt) in der Regel nur von einem Teil (etwa 50 bis 60%) des dort theoretisch anzutreffenden Arteninventars besiedelt wird. Dies liegt u. a. am Zufall der Besiedlung und evtl. am Fehlen essentieller Schlüsselstrukturen.

Das bedeutet, daß vom jeweiligen Biotop mehrere ähnliche Bestände (ausreichend sind in der Regel fünf bis zehn, abhängig von der jeweiligen Ausprägung) im gleichen Naturraum in akzeptabler räumlicher Entfernung vorhanden sein müssen, um die Erhaltung aller dort vorkommender Arten zu sichern.

2. Die meisten Arten eines Biotoptyps stehen in vielfältigen Wechselbeziehungen zu den Artengemeinschaften ökologisch verwandter Lebensraumtypen, die natürlicherweise oft räumlich benachbart auftreten, z. B. Lebensgemeinschaften von Trockenrasen zu denen von Hecken; von Still- und Fließgewässern zu denen am Uferstrand und in Feuchtwiesen oder in angrenzenden Weichholz- und Hartholzauen. Häufig sind sogar ihre Artbestände zu bestimmten Prozentanteilen gleich.

Die Effektivität von Schutzgebieten erhöht sich also erheblich durch die Einbeziehung bzw. die Anbindung an benachbarte, ökologisch verwandte Lebensgemeinschaften.

5.3 Kriterien zur möglichen räumlichen Entfernung von Biotopen

Die räumliche Entfernung von Biotopen hat dort insbesondere Bedeutung, wo Lebensräume nicht ausreichend groß sind, um fünf bis zehn Populationen (mit dem jeweils hinzugehörigen Minimumareal) der Arten oder Artengemeinschaften mit dem größten Raumanpruch nachhaltige Lebensmöglichkeiten zu gewährleisten, oder wo Lebensräume nur einen Teilbereich eines Gesamtlebensraumes einer Population der zu fördernden Arten oder Artengemeinschaften darstellen.

Beides kommt in der freien Landschaft regelmäßig vor.

Die Größe der zulässigen Entfernung der Biotope muß sich orientieren an der mittleren Ausbreitungsdistanz — diese wird u. a. wesentlich beeinflusst durch das Ausbreitungsverhalten —, die den Individuen der betrachteten Populationen eigen ist, deren Lebensansprüche von der vorgegebenen Biotopgröße nicht mehr abgedeckt werden. Hierbei spielen u. a. verschiedene Faktoren bei der Auslösung des Wanderverhaltens, beim Orientierungsverhalten und die Beschaffenheit der Zwischenflächen, die zu überwinden sind, eine Rolle. In gleicher Weise ist die Beschaffenheit des neuen Lebensraumes von Bedeutung.

Maßgebend wird also die Population im natürlichen Artengefüge des Biotops sein, deren Lebensansprüche im vorgegebenen Biotop nicht erfüllt werden und die nur die vergleichsweise geringste Ausbreitungsdistanz überwinden kann. In diesem Zusammenhang ist auch zu unterscheiden zwischen vergänglichen Biotopen (z. B. Tümpeln), für die ein größerer Abstand naturtypisch ist, und konstanten Biotopen (z. B. ein naturnaher Wald).

6. Beispiele für Minimumareale und die tolerierbare Entfernung zwischen solchen Biotopen

Die hier erläuterten theoretischen Kriterien helfen in der Praxis nur bedingt weiter, weil in der Regel keine ausreichenden Kenntnisse über das Arteninventar und das Beziehungsgefüge der zur Diskus-

sion stehenden Biotope oder über die Ansprüche bestimmter Arten vorliegen werden.

Nach Auswertung der zugänglichen Literatur, insbesondere auch einer Pilotstudie des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz (Verfasser: Dip.-Ing. O. v. Drachenfels 1983) sowie nach Befragung zahlreicher Fachleute, sind dennoch bestimmte konkrete Aussagen möglich (s. Tabelle 1).

7. Faustregel

Insbesondere in kurzfristig zu entscheidenden Fällen, die keine wissenschaftliche Untersuchung vor Ort erlauben und die keine Hinweise auf einen Sonderfall enthalten, läßt sich aus den vorliegenden fachlichen Erkenntnissen die folgende Faustregel auf das Minimumareal bezogen ableiten. Wesentlich ist hierbei jedoch, daß die unter 6. angegebenen Minimumareale die Voraussetzung einer optimalen Ausstattung des Biotops mit sog. Schlüsselstrukturen beinhalten. Bei mangelhafter Ausstattung, z. B.: »nur zu 30% vorhanden«, kann die Fläche evtl. durch entsprechende Vergrößerung, im genannten Beispiel etwa um das Dreifache, noch als Minimumareal geeignet sein.

1. Biotope, die alle Voraussetzungen für das Minimumareal (der betrachteten charakteristischen Tierpopulation oder Tierpopulationen) erfüllen, sollten, um die Verbundwirkung der fünf bis zehn erforderlichen Bestände pro Naturraum zu erreichen, im Regelfall maximal 2 bis 3 km voneinander entfernt sein (Ausnahme: z. B. Wiesenbrüterbiotope!).

2. Diese Biotope müssen jedoch zwingend durch dicht aufeinander folgende punkt- oder linienförmige Verbindungsbiotope in Kontakt bleiben (oder gebracht werden).

Bei diesen »Trittsteinen« oder »Netzfäden«, deren Größe variabel sein kann (Untergrenze 0,2 ha), dürfen Abstände von 200 bis 400 m keinesfalls überschritten werden. Hierbei gilt die Regel, daß der räumliche Abstand umso geringer sein muß, je kleiner diese Verbindungsbiotope sind.

3. Auch Teilebensräume eines Biotoptyps (z. B. mehrere Heckenstreifen, Stillgewässer oder Trockenrasen) können zusammengefaßt als Biotop nach Punkt 1. betrachtet werden, wenn sie — in der offenen, genutzten Landschaft — untereinander nicht mehr als ca. 100 m voneinander entfernt sind.

8. Für den Verbund geeignete Biotope

Um die notwendige Verbundwirkung zu erreichen, sind folgende Biotope besonders geeignet:

Für Stillgewässer:

Gräben, sehr feuchte Wiesen, Überschwemmungsflächen, Auwald.

Für Fließgewässer:

Stillgewässer, Gräben, Überschwemmungsflächen, Auwald.

Für Feuchtgrünland:

Stillgewässer, Fließgewässer, Gräben mit intaktem Ufersaum; für bestimmte Arten (Schmetterlinge, Heuschrecken) evtl. auch sonstige extensiv genutzte Flächen (»Blumenwiesen«), Wiesenrandstreifen.

Für Trockenstandorte:

Brachflächen, Ackerraine, Wiesenrandstreifen, Wegeböschungen, abgeschobene Flächen — Rohböden, Uferböschungen, Sandäcker, Lesesteinreihen, Trockensteinmauern, Ruderalfluren.

Tabelle 1

Minimumareale und tolerierbare Entfernungen zwischen bestimmten Biotoptypen

Biotoptyp	charakteristische Art/ Artengruppe	Minimumareal; Größe/Abstand
Stillgewässer		
Weiher/Teiche	Amphibien (damit abgedeckt: Libellen, Wasserkäfer, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Mollusken, sonstige Wirbellose, Kleinfische)	pro Amphibienart: Minimumpopulation: 100 Individuen; Minimum Wasserfläche: 100 m ² ; da in der Regel mehrere Amphibienarten pro Biotop vorkommen, sind Gruppen von Weihern/Teichen vorteilhaft (Abstand höchstens wenige hundert Meter); Maximalabstand dieser Gruppen 2 bis 3 km.
Ephemere Gewässer	Amphibien (insbesondere Gelbbauchunke, Kreuzkröte/Wechselkröte; damit abgedeckt: Libellen, Wasserwanzen, Wasserkäfer, bestimmte Krebse)	praktisch jede Flächengröße kann genutzt werden; insgesamt pro Amphibienart und Biotop mindestens 100 m ² Wasserfläche (s. a. Weiher/Teiche); Maximalabstand 2 bis 3 km.
Fließgewässer		
	Eisvogel, Wasseramsel, Gebirgsstelze, Fische — Ausnahme: wandernde Arten (damit abgedeckt: Feuersalamander, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Steinfliegen, Libellen, Wasserkäfer, Planarien, Mollusken, Krebse; Uferfauna: Laufkäfer, Spinnen, Hautflügler, Heuschrecken)	Minimum: 5 bis 10 km ununterbrochene Fließgewässerstrecke; beidseitig 5 bis 10 m (bei Flüssen: größer als 10 m) breite Uferstreifen; kürzere Teilstrecken können genutzt werden; Maximalabstand von Teilstrecken am gleichen Fließgewässer 5 km; Maximalabstand von Minimumarealen am gleichen oder an benachbarten Fließgewässern: 5 km.
	Fischotter (damit abgedeckt alle anderen unter Fließgewässer genannten Arten)	Minimumareal für eine Population (5 erwachsene Männchen, 5 erwachsene Weibchen mit je 3 Jungtieren) 50 bis 75 km Uferlänge; kürzere Teilstrecken können genutzt werden; Maximalabstand von Teilstrecken (größer 2 km): 1 km; Maximalabstand der Minimumareale 30 bis 50 km.
Feuchtgebiete		
Feuchtgrünland/ Niedermoor	Brachvogel (damit abgedeckt: Uferschnepfe, Bekassine, Wiesenkleinvogel sowie alle anderen hier genannten Arten/Gruppen; Ausnahme: Weißstorch)	1 Brutpaar benötigt zumindest 25 ha Grünland; 1 Population sollte mindestens 10 Brutpaare umfassen (Kontakt zu kleineren Nebenzentren ist zwingend notwendig); Minimumareal 250 ha; Teilflächen können bis 2 km auseinander liegen; Abstand der Minimumareale bis 10 km.
	Weißstorch (damit abgedeckt: Kleinsäuger, Wiesenkleinvogel, Amphibienlebensraum, Wirbellose)	1 Brutpaar benötigt mindestens 200 ha Wiesenfläche; mindestens die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche in 1 km Umkreis um den Horst sollte Grünland sein. Minimumpopulation: 30 Horstpaare; die Horstabstände sollten 10 km nicht überschreiten.
	Schmetterlinge (in der Regel gute Kolonisatoren; damit abgedeckt: alle Kleinsäuger (?), alle Wirbellosen; Ausnahme: mittlere Kolonisatoren, z. B. Heuschrecken)	Minimumareal: 1 ha; Teilflächen im Abstand von wenigen 100 m können genutzt werden; Abstand der Minimumareale: 2 bis 3 km.
	Heuschrecken (mittlere Kolonisatoren; damit abgedeckt: alle Kleinsäuger (?), alle Wirbellosen)	Minimumareal: 1 ha; Teilflächen im Abstand von 100 m können genutzt werden; Abstand der Minimumareale: 1 bis 2 km.

Biotoptyp	charakteristische Art/ Artengruppe	Minimumareal; Größe/Abstand
	Bekassine (damit abgedeckt: alle Kleinsäuger, alle Wirbellosen)	1 Population sollte mindestens 10 Brutpaare umfassen; 1 Brutpaar benötigt ca. 1 ha Fläche; Minimumareal: 10 ha; Teilflächen können bis zu 2 km auseinanderliegen; Abstand der Minimumareale: 10 km.
	Birkhuhn (damit abgedeckt: Klein- und Mittelsäuger, Wiesenkleinvogel, Reptilien, Amphibien-Landlebensraum und Wirbellose)	im Flach- und Hügelland: Minimumpopulation: 50 Brutpaare; Minimumareal: 2500 ha; Abstand der Minimumareale: 10 bis 20 km.
Trockengebiete		
Trockenrasen/ Sand-/Felsfluren	Zahlreiche Schmetterlingsarten (Ausnahme: Segelfalter, s. u.), Feldgrille, Hummel (abgedeckt: Bienen, Falten-, Weg- und Grabwespen, Heuschrecken, Zauneidechse, Waldeidechse, Mauereidechse)	Minimumareal: 3 ha; Teilflächen im Abstand weniger 100 m können genutzt werden (aber Verbindungslinien!); Maximalabstand der Minimumareale 1 bis 3 km.
	Schlingnatter (abgedeckt: alle hier genannten Arten/Gruppen)	1 Paar benötigt 4 ha zusammenhängende Fläche; Minimumpopulation: ?; Maximalabstand der Minimumareale: 1 bis 3 km.
Kies- und Sandgruben trocken	Uferschwalbe, Zauneidechse (abgedeckt: Heuschrecken, Bienen, Falten-, Weg-, Grabwespen, Laufkäfer)	Minimumareal: 1 ha; Teilflächen im Abstand weniger 100 m können genutzt werden (aber Verbindungslinien!); Maximalabstand: 1 bis 3 km.
Hecken, Feldgehölze und Wälder		
Hecke	Vögel (abgedeckt: Kleinsäuger, Reptilien, Insekten, Schnecken)	Das Minimumareal im jeweils betrachteten Raum sollte der im Minimum auftretenden Heckenvogelart wenigstens 10 Brutpaare ermöglichen; durchschnittliche Größe des Minimumareals: 10 km Heckenlänge (Breite mit Saum: 5 bis 10 m); Teilflächen (ab 100 m Heckenlänge) können genutzt werden (kleiner 100 m; Einheiten ab 1000 m Gesamtlänge: Abstand kleiner 500 m), Abstand der Minimumareale: 5 bis 10 km.
Feldgehölze	Kleinvogel (abgedeckt: Kleinsäuger, Reptilien, Insekten, Schnecken)	Minimumareal (gem. Vorgabe bei Lebensraumtyp »Hecke«) 5 bis 10 ha; Teilflächen können genutzt werden (sinnvoll: ab 500 bis 1500 m ² ; Abstand untereinander kleiner 500 m); Abstand der Minimumareale 5 bis 10 km.
Waldbiotope	Auerhuhn (abgedeckt: Haselhuhn — aber z. T. andere Biotopansprüche; Mittel- und Kleinsäuger; nicht Fischotter; die meisten Vogelarten; Amphibien-Landlebensraum; Wirbellose)	Minimum einer lebensfähigen Population = 50 Individuen; Minimumareal: 5000 ha; in Hochlagen der Mittelgebirge und Alpen ca. 10.000 ha; Abstand der Minimumareale ca. 10 bis 15 km.
	Reptilien (insbesondere Kreuzotter; abgedeckt: Mittel- und Kleinsäuger; die meisten Vogelarten; Amphibien; Wirbellose)	Minimumareal: 1000 bis 2000 ha; Abstand der Minimumareale bei Waldstruktur: bis 5 km; bei offener Fläche: 1 bis 3 km.
	Mittelgroße Vogelarten (abgedeckt: Mittel- und Kleinsäuger, Kleinvogel, Amphibien, Wirbellose)	Minimumareal ab 1000 ha; Abstand 5 bis 10 km; Teilflächen in Waldgebieten können genutzt werden (ab 100 ha, Abstand zueinander kleiner 1 km).

Für Hecken:

Intakte Gewässerränder (von Fließgewässern, Stillgewässern, Gräben), Lesesteinwälle, Wegeböschungen, Ackerraine, Ackerrandstreifen, Alleen, Einzelbäume, Waldränder.

Für Waldbiotope:

Hecken, Gebüsche, Gehölze, Alleen, Obstbaumwiesen, Altgrasstreifen.

9. Kritische Schlußbemerkung

Den vorgenannten Angaben kann vor allem entgegengehalten werden, daß nur für vergleichsweise wenige heimische Arten ausreichende Informationen zum »Raumanspruch«, zur »Mindestzahl von Individuen, die eine langfristig überlebensfähige Fortpflanzungsgemeinschaft bilden«, zu den »erforderlichen Schlüsselstrukturen« vorliegen.

Außerdem kann mit Recht kritisiert werden, daß ein Großteil der Arten einer Lebensgemeinschaft eines Biotops verschiedenartige, im einzelnen nicht quantifizierbare Beziehungen zum Umland notwendig unterhält, so daß die Angabe eines Minimumareals unlösbare Probleme aufwirft.

Schließlich ist zuzugeben, daß die Frage der möglichen Entfernung von Biotopen entscheidend auch von der Beschaffenheit bzw. Nutzung des Zwischenraumes (z. B. Wiesen- oder Ackernutzung) abhängt, so daß eine vorgegebene Zahl zu relativieren ist.

Auf diese und ähnliche Argumente ist zu erwidern:

Es wird einleitend bereits darauf verwiesen, daß das Problem wissenschaftlich nicht (allein) faßbar ist. Es ist also zu prüfen, ob die in der freien Landschaft ständig durchgeführten Maßnahmen (Eingriffs-, Ausgleichs-, Ersatz-, Pflege-, Gestaltungs- und Neuschaffungsmaßnahmen) mehr oder minder ohne fachlich konkrete Hinweise ablaufen sollen (diese sind mit erheblichem Aufwand im Einzelfall zwar möglich, im durchschnittlichen Fall jedoch mangels Personal und Geld bekanntlich nicht) oder ob für die Natur ein größerer Gewinn durch bestimmte, wenn auch fachlich nicht im Detail begründbare Vorgaben zu erreichen ist.

In solche, hier genannten Vorgaben sind alle erreichbaren fachlichen Daten sowie die Erfahrungen und Befunde aus der Biotopverteilung in ökologisch noch vielfältigen Gebietsteilen einzubeziehen. Aus letzteren können insbesondere Folgerungen zur Abschätzung der unter Ziff. 4. genannten »Zugabe« gezogen werden.

Zudem wird in den Konzepten darauf abgestellt, daß auch die intensiv genutzte Kulturlandschaft ökologisch verträglich, d. h. so zu bewirtschaften ist, daß die heimischen Arten dort wichtige Lebensfunktionen (z. B. Nahrungsaufnahme, Wanderbewegungen) erfüllen können. Dies ist örtlich z. T. weiträumig zweifellos nicht der Fall. Die Konzepte kalkulieren diesen Tatbestand insoweit ein, als hier von einer stetigen, mittelfristigen Verbesserung der Situation ausgegangen wird. Auch die gesamte Naturschutzstrategie muß sich bekanntlich an langen Zeiträumen orientieren. Aus der Rückschau erscheint es berechtigt, gewisse Erwartungen an die Zukunft zu knüpfen.

Wenn also durch die genannten Fachhinweise sicher nicht der Anspruch jeder Art befriedigt werden kann, besteht doch begründete Aussicht, daß künftig auf diese Weise die o. g. Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege sinnvoller, d. h. mit einem erheblich größeren Wirkungsgrad zugunsten der Bedürfnisse der heimischen

Arten durchgeführt werden, als ohne diese fachliche Hilfestellung.

10. Fachliche Einzelhinweise für bestimmte Arten/Artengruppen zu Biotopgröße und Schlüsselstrukturen

Schnecken:

Wanderungen im Jahresablauf in der Regel nur wenige Meter; Weinbergsschnecken um 100 m; passive Verfrachtung z. B. durch Wasser oder Vögel hat Bedeutung; Quellschnecken können sich z. T. über das Grundwasser ausbreiten; Minimumareal von Landschnecken in Mitteleuropa 1000 m² (?).

Spinnen:

Ein Teil der Arten passive Verbreitung durch Luftströmungen; Minimumareal bodenjagender Spinnen in Eichen-Hainbuchenwäldern 10 bis 20 ha (abhängig von Ausstattung des Biotops).

Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen:

Für Fließgewässer gilt: Die Ausbreitung stromabwärts ist gewährleistet (soweit ökologisch intakte Fließgewässer); die Weibchen vieler Arten fliegen zur Eiablage stromauf- oder -abwärts (bestimmte Köcherfliegenarten bis 5 km) quer zur Fließrichtung bei einzelnen Köcherfliegenarten 500 m bis 1 km; bei schnellfließenden Gewässern Ausbreitung der Arten fast nur entlang der Bäche und Flüsse. Von Arten der Stillgewässer können in der Regel wohl Entfernungen von 3 bis 5 km überwunden werden.

Libellen:

Die vorliegenden Nachweise zeigen, daß wohl von jeder Art zumindest Entfernungen von 2 bis 3 km überwunden werden (Kleinlibellen wohl nur entlang von Gräben etc.).

Heuschrecken/Grillen:

Wesentliche Faktoren für die Biotopbindung sind Mikroklima (Luftfeuchte!) und Raumstruktur; in der Regel kleinräumige Ortsveränderungen (abhängig von Wetter und Jahreszeit); Wechsel von offenen und vegetationsarmen Flächen mit dichten bewachsenen Bereichen notwendig; in Sandgruben benötigt die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda coerulea*) und die Sandschrecke (*Sphingonotus coeruleus*) vorwiegend trockene vegetationsarme Sand- oder Kiesflächen (Vegetationsbedeckung durchschnittlich unter 20%); die Blauflügelige Ödlandschrecke tritt erst auf, wenn ein Gebiet mehrere entsprechende Flächen über 40 m² aufweist; für die sehr viel seltenere Sandschrecke müssen solche Flächen über 200 m² groß sein. Heuschreckenpopulationen kleinflächiger Lebensräume von wenigen 100 m² sind sehr gefährdet; in dem Restvorkommen (ca. 3 ha) eines Trockenraseengebiets konnte bei der Feldgrille (*Gryllus campestris*) während eines warmen Sommers ein Populationsprung von ca. 600 auf ca. 75.000 Individuen festgestellt werden. Das Minimumareal für eine Population muß daher mit ca. 3 ha angesetzt werden.

Wanzen:

je nach Art passive Windverdriftung oder aktive Wanderflüge; überwinterte Imagines führen oft Wanderflüge zu Winterquartieren durch (z. B. Ritterwanze *Lygaeus aequalis*: bis 4 km).

Zikaden:

viele Arten sehr beweglich; Wanderungen vor allem bei Feld- und Wiesenarten, weniger bei Baumbewohnern; Zwergzikaden werden vom

Wind über weite Distanzen verdriftet (viele km); Minimumareal von Schaumzikaden (*Philaenus spumarius*) ca. 1 ha.

Käfer:

hinsichtlich Ausbreitungsfähigkeit lassen sich 3 Gruppen unterscheiden:

- flugfähige (langflügelig) Käfer
- nicht flugfähige (meist reduzierte Hinterflügel; dominantes Merkmal) Käfer
- sog. »dimorphe« Arten (es treten sowohl langflügelige Individuen als auch solche mit reduzierten Hinterflügel auf)

Die Dominanz des Merkmals Kurzflügeligkeit hat zur Folge, daß Populationen dimorpher Arten in kleinen, isolierten Lebensräumen allmählich ihre Flugfähigkeit verlieren (das Merkmal Langflügeligkeit verschwindet allmählich). »Fliegen bedeutet daher für Laufkäfer in verinselten Biotopen: die Selektion läuft gegen flugfähige Individuen.

Angaben zu verschiedenen Arten:

– Uferarten: kleine flugfähige Arten (z. B. *Bembidion*-Arten, *Elaphrus riparius*) können möglicherweise mit dem Wind aus 25 bis 30 km Entfernung herantransportiert werden.

– *Carabus problematicus* ist mit 21 bis 28 km Länge eine besonders große Art und ein guter Läufer; von dieser flugunfähigen Art lichter Wälder wurden dennoch innerhalb von sieben Jahren nur zwei Individuen in 825 m Entfernung vom Wald innerhalb einer Heidefläche gefunden; die Chance, z. B. ein größeres Heidegebiet zu durchqueren, scheint also gering; die Ausbreitungsfähigkeit kleinerer flugunfähiger Arten wird noch geringer sein.

– *Pterostichus strenuus* (5 bis 7 mm): Die Art lebt in feuchten Laubwäldern; Individuen legen kaum Entfernungen von mehr als 100 m zurück (Extremfund 200 m).

– *Calathus melanocephalus* (6 bis 9 mm): dimorphe Art; Individuen legen im Jahr durchschnittlich 50 bis 150 m zurück;

– *Calathus erratus* (8 bis 11 mm): Ausbreitung bis 200 m in einem Jahr;

– *Pterostichus cupreus* (9 bis 13 mm): maximal zurückgelegte Entfernung auf Feldern pro Monat: bis 250 m;

– *Carabus cancellatus, granulatus, auratus* (17 bis 32 mm): in zehn Tagen bis zu 120 m; nach 50 Tagen bis zu 230 m.

– Große Waldcarabiden können Auwiesen bis über 70 m Breite überqueren.

Fazit: Flugfähige Laufkäfer können durchaus viele Kilometer überwinden, während kleine flugunfähige Arten in der Regel nicht mehr als 200 m und große flugunfähige Arten auch nicht viel größere Distanzen (kaum mehr als 1 km) im Laufe ihres Lebens bewältigen.

Eine Waldinsel von 0,5 ha kann die Funktion eines Trittsteins nicht für alle Arten unbedingt erfüllen, da in einer Untersuchung deutliche Unterschiede zur Artenzusammensetzung größerer Waldstücke gefunden wurden.

Bei aquatischen Formen (Bewohner stehender und fließender Gewässer) ist die Migrationsfähigkeit meist so groß, daß neu entstandene Lebensräume schnell besiedelt werden.

Bei Bodenbewohnern, die ihren gesamten Lebenszyklus im Boden verbringen, ist die Migrationsfähigkeit minimal und die Verbreitung daher oft auf kleine Standorte beschränkt.

– Rüsselkäfer (*Curculionidae*): Zwei Verhaltenstypen: Rüsselkäfer die im Sommer auf Feldern oder Wiesen leben und an Waldändern o. ä. Stellen überwintern; Rückwanderung ist zugleich Ausbreitungsphase; bei Arten, die ganzjährig im selben Lebensraum bleiben, verläßt ein Teil der Po-

pulation den Lebensraum, um andere Biotope des gleichen Typs zu besiedeln.

– Marienkäfer (*Coccinellidae*): zahlreiche Arten führen saisonale Wanderungen zu Überwinterungsgebieten durch; Massenwanderungen treten vor allem bei blattlausfressenden Marienkäfern auf, z. B. beim Zweipunkt und Siebenpunkt.

– Gartenlaubkäfer: die Larven leben im Boden von Gras- oder Kleewurzeln; Nahrungshabitat der Weibchen: Gehölze; Migrationsflug kann mehrere km betragen.

– Bewohner lebender oder toter Holzteile sowie der Holzpilze: stärksten gefährdete Käfergruppe; hierzu zählen u. a. viele Bockkäfer; Bestandsgrößen von 50 bis 100 alten Bäumen sind als untere Grenze für einen wirksamen Schutz von Populationen dieser Arten anzusehen. Beispiel: Großer Eichenbock (*Cerambyx cerdo*): die Eiablage erfolgt bevorzugt in alten, einzelstehenden, leicht anbrüchigen Eichen, deren Stämme besonnt und nicht durch herabhängende Zweige oder Unterholz beschattet sind; sehr ortstreu; beim Männchen Flugstrecken bis 4.250 m, bei Weibchen bis 800 m.

– Bewohner tierischer Kadaver: der Totengräber *Necrophorus germanicus* legt in 24 Stunden Entfernungen bis zu mehr als 4 km zurück.

Schlupfwespen (Terebrantes):

Zwei Formen der Ausbreitung: Verbreitung der parasitischen Jugendstadien mit dem Wirt und Windverdriftung bzw. aktiver Befallsflug der Adulten; Windverdriftung: verschiedene Arten von Schlupfwespen im eigentlichen Sinn (*Ichneumonoidea*), Erzwespen (*Chalcidoidea*), Gallwespen (*Cynipoidea*), Zehrwespen (*Proctotrupoidea*).

Ameisen:

Ausbreitung vorwiegend während der Paarungsflüge der geflügelten Geschlechtstiere; das Jagdgebiet mittelgroßer Nester der roten Waldameise *Formica polyctena* umfaßt ca. 500 bis 5.000 m²; die Siedlungsdichte liegt in der Regel bei etwa fünf Nestern pro ha (1 bis 8 pro ha); mehrere Nester können zu einem Volk gehören.

Bienen, Falten-, Weg- und Grabwespen:

Niststätten können in zehn verschiedene Typen gegliedert werden, wobei einige Arten mehreren Typen zugeordnet werden können (in Klammern der Anteil an den Arten der BRD):

1. Lockere Sande von Dünen, Sandgruben, Sandwegen u. ä. (ca. 23%)
2. Lehmige Böden von Trockenrasen, Böschungen, Wegen u. a. (meist an vegetationsarmen Stellen (ca. 55%))
3. Steilwände an Ufern, Lößterrassen und -hohlwegen, Lehmgruben, Lehmfachwerk u. ä. (ca. 27%)
4. Höhlungen und Spalten in Felsen und Mauern (ca. 8%)
5. Freigebaute Nester an Steinen und Pflanzenteilen (ca. 6%)
6. Erdoberfläche in der Bodenvegetation, teilweise auch in Vogelnestern auf Bäumen (fast ausschließlich soziale Arten) (ca. 2%)
7. Leere Schneckenhäuser (vorwiegend in Trockenrasen, sonnigen Böschungen u. ä.; [ca. 2%])
8. Hohle oder markhaltige Stengel und Zweige (Schilf, Brombeere u. ä.), teilweise Pflanzengallen anderer Insekten an Schilf, Eiche oder Kiefer (ca. 18%)
9. Holz: Nester meist in Fraßgängen von Käfer- oder Holzwespenlarven, teilweise auch eigenständig in morsches Holz oder Borke genagt (ca. 20%)

10. Baumhöhlen, Nistkästen, Dachböden u. ä. (nur soziale Arten); (ca. 1,5%)

Einige Arten benötigen besondere Requisiten zum Nestbau, z. B. Lehm, Harz, Pflanzenwolle, Blattstücke, Holzfasern.

Larvennahrung der Wespen:

- Soziale Faltenwespen: vor allem Fliegen;
- Solitäre Faltenwespen: kleine Schmetterlings- oder Käferlarven;
- Wegwespen: Spinnen;
- Grabwespen: Insekten oder Spinnen; häufig Fliegen, Blattläuse und Zikaden.

Die Imagines ernähren sich vorwiegend von Blütennektar; Doldenblütern kommt besondere Bedeutung zu.

Etwa 15% der nichtparasitischen Bienenarten sind auf bestimmte Pflanzen spezialisiert; sie sammeln fast ausschließlich an den Pflanzen einer Art, Gattung oder Familie.

Nahrungsquellen und Niststätten können unter Umständen in verschiedenen Biotopen liegen: Zahlreiche Arten benötigen als Bodennister xerotherme Habitate; da diese aber häufig vegetationsarm sind (z. B. Lößwände), müssen z. T. feuchtere Lebensräume mit reichhaltiger Vegetation und Phytophagenfauna zur Nahrungssuche aufgesucht werden; so nisten die Schenkelbienen (*Macropis*) in trockenen Rasen oder Böschungen, beim Sammeln der Larvennahrung sind sie jedoch auf Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) spezialisiert, der in Gräben, moorigen Wiesen oder Bruchwäldern wächst. Auch der Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), die Futterpflanze der Langhornbiene *Tetralonia salicariae*, wächst an solchen nassen Standorten, während die wärmeliebende Biene in Trockenrasen oder Lößwänden nistet.

Auch viele Grabwespenarten suchen zur Beutejagd oft wesentlich feuchtere Biotope auf als zur Nestanlage.

Daraus läßt sich ableiten: Zur Erhaltung von Brutpopulationen in Trockenbiotopen sollten für viele dieser Arten zusätzlich umliegende Feuchtbiootope geschützt werden.

Holznister benötigen auf kleinem Raum sowohl Altholz als auch geeignete Nahrungshabitate; an alten Zaunpfählen, die an eine Feldhecke (Nahrungshabitat) grenzen, wurden Nester von 17 Wespen- und Bienenarten festgestellt. Die Grabwespe *Crossocerus walkeri* benötigt als spezialisierter Eintagsfliegenjäger und Holznister morsches Altholz in der Nähe sauberer Gewässer.

Aktionsradius: Weibchen der Mauerbiene *Osmia rufa* sammeln bis 300 m Entfernung vom Nest; die Blattschneiderbiene *Megachile pacifica* besucht vorwiegend Blüten im Umkreis von etwa 100 m um das Nest;

Rückfindeversuche mit Weibchen solitärer Faltenwespen ergaben, daß diese aus 500 m Entfernung ohne Schwierigkeiten zum Nest zurückfanden, nicht aber aus einer Entfernung von über 1 km; der Aktionsradius von kleinen Bienen, Grab- und Wegwespen ist sicher wesentlich geringer als 1 km;

Rückfindeversuche mit sozialen Faltenwespen: aus 2.300 m nur noch 1,5% der ausgesetzten Exemplare; einzelne *Paravespula*-Individuen: bis zu 5 km; ähnliche Ergebnisse konnten auch bei Hummeln erzielt werden;

Fazit: Solitäre Arten legen normalerweise nur Entfernungen bis ca. 1 km zurück; größere Distanzen werden vermutlich nur in seltenen Fällen bewältigt; besonders gering ist die Beweglichkeit der Wegwespen; soziale Arten (*Vespiden* und *Bombus*-Arten) sind sehr mobil und können sich über viele km ausbreiten.

Minimumareale: Je günstiger die Nistmöglichkeiten und je größer das Nahrungsangebot, desto weniger Raum wird eine Population in der Regel benötigen (kein Territorialverhalten); ein Erdhummelvolk benötigt lt. Literatur die Blüten einer 20 ha großen Wiese; jedoch ist nicht die Größe der Wiese, sondern die Zahl geeigneter Blüten im Jahresablauf entscheidend.

Lebensräume einer Population von Wespen oder Bienen müssen neben der Niststätte Nahrungshabitate umfassen, die bei solitären Arten weniger als 500 m von den Nestern entfernt liegen, bei sozialen Arten bis 5 km entfernt sein können. Die spezifischen Nahrungsansprüche einzelner Arten (Larven und Imagines) müssen beachtet werden. Bei einigen Arten müssen außerdem in der Nähe der Niststätte bestimmte Nestbaumaterialien vorhanden sein; mehrere Bestände eines Niststätten-typs müssen in max. 1 km Entfernung voneinander angeordnet sein.

Fliegen und Mücken:

Regelfall: Ausbreitungsfähigkeit über viele km; aber z. B. Ackerdistelgallfliege (*Urophora cardui*) (Larven in den Blütenköpfen von *Cirsium arvense*): Pro Generation Ausbreitungsradius von max. 100 m;

Schmetterlinge:

Allerweltsarten: Durchweg sehr bewegliche Arten mit großer Ausbreitungspotenz; typische Wanderfalter, die tausende von Kilometern zurücklegen können; regelmäßig Ergänzung der mitteleuropäischen Bestände aus Südeuropa; Raupenfutterpflanzen und Blütenpflanzen (für Imagines) können bis zu mehreren km auseinanderliegen; z. B. Großer und Kleiner Kohlweißling (Raupenfutterpflanzen = Kreuzblütler), Kleiner Fuchs, Tagpfauenauge, Admiral und Distelfalter (Raupenfutterpflanze: fast ausschließlich Brennesseln).

Arten mit großer ökologischer Anpassungsbreite: z. B. Kleiner Perlmutterfalter (*Argynnis lathonia*) und Gemeiner Heufalter (*Colias hyale*), beide Arten neigen zu regelmäßigen oder gelegentlichen ausgedehnten Wanderungen;

höchste Ansprüche an die Flächengröße aber: Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), Streubrüter (verteilt Eier über größere Flächen) und starker Flieger; bisher keine Angabe zur Größe von Populationslebensräumen;

Dukatenfalter (*Heodes virgaurea*): wenig mobile Art; in 3,4 ha großem Gebiet wurden 256 Männchen gezählt;

Falter von Trockenstandorten: Apollo (*Parnassius apollo*); Raupenfutterpflanze = Weißer Mauerpfeffer (*Sedum album*); wegen möglicher hoher Mortalitätsraten der ersten Entwicklungsstadien ist es notwendig, daß wenigstens 400 bis 600 Eier je 1.500 m² und Faltersaison gelegt werden (1 Weibchen legt durchschnittlich 150 Eier); die durchschnittliche Zahl von Imagines beträgt für solch einen Geländeausschnitt dann 20 bis 30 Individuen, wovon jedoch nur vier bis sechs Weibchen sind; für eine Population mit 100 Weibchen wäre eine Fläche von ca. 3 ha erforderlich; Streubrüter;

Segelfalter (*Iphiclides podalirius*): Streubrüter; Raupenfutterpflanze: einzeln oder in Gruppen stehende Schlehenbüsche (aber Extrembereiche, z. B. »Krüppelschlehen«); Imagines brauchen gutes Nektarangebot von Anfang Mai bis Ende Juni (Schlehe, Obstbäume, Disteln, Salbei u.a.); da der Lebensraum dieser Art mehrere gefährdete Falterarten mit verwandten aber flächenmäßig geringeren Biotopansprüchen umfaßt, kann der Segelfalter als Indikatorart betrachtet werden; eine Population in einem 62,5 ha großen Gebiet außerhalb

dessen in 22 Jahren kein Exemplar angetroffen wurde, umfaßte 1953 70 Männchen der 1. und 35 der 2. Generation sowie eine unbestimmte Zahl Weibchen; vermutlich liegt daher Populationsminimalareal des Segelfalters bei ca. 50 bis 60 ha; zur Kommunikation (Partnerfindung etc.) sind spezifische Verhaltensweisen, z. B. »Hill-topping« entwickelt.

Großer Waldportier (*Hipparchia fagi*): lichte trockene Wälder mit ausgedehnten Grasinseln bzw. baum- und buschreiche Trockengrasfluren; Raupenfutterpflanzen sind Honiggras (*Holcus*) und Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*).

Bläuling: Einige Arten sind zwingend auf Ameisen als Larvenwirte angewiesen; sowohl auf Trocken-, Feucht- und Bergwiesenstandorten; bei dem Schwarzgefleckten Bläuling (*Maculinea arion*) kann die notwendige Ameisenart (*Myrmica sabuleti*) einen entscheidenden Überlebensfaktor darstellen, da die Kolonien dieser Art selbst gefährdet sind; da selten mehr als 1 bis 2 der bruträubernden Bläulingsraupen in einer Ameisenkolonie überwintern können, sind zahlreiche starke Kolonien dieser Art auf engem Raum in unmittelbarer Nachbarschaft der Raupenfutterpflanze (*Thymus serpyllum*) vonnöten. Kolonien des Schwarzgefleckten Bläulings können über ca. 400 m Individuenaustausch betreiben.

Von dem Silbergrünen Bläuling (*Lysandra coridon*) wurden auf 1,3 ha max. 24 Individuen gefunden (= vermutlich Minimumareal); auf 2,2 ha: bis zu 1.500 Individuen; wesentlich: ausreichendes Requisitenangebot;

Die Arten von Feuchtwiesen, Flach- und Hochmooren sind durchweg wenig bewegliche Arten.

Hingegen gehören zu den Schwärmern (*Sphingidae*) und Eulenaltern (*Noctuidae*) zahlreiche Wanderfalter (z. B. Wolfsmilchschwärmer, Labkrautschwärmer, Hausmutter, Kohleule, Schwarzes C); die Larven vieler Baumbewohner breiten sich — ähnlich wie Spinnen — an Seidenfäden mit dem Wind aus;

Eine wenig bewegliche Art ist hingegen die Spanische Flagge (*Callimorpha dominula*); dieser Bärenspinner macht nur kurze Flüge; bei zwei Populationen in Waldstücken, die durch ca. 800 m breites offenes Kulturland getrennt waren, konnte kein Individuenaustausch festgestellt werden.

Fische:

Barbe (*Barbus barbus*): eine Barbenpopulation benötigt einen ca. 10 bis 15 km langen Flußabschnitt; außerdem sollte die Einmündung eines Nebenflusses mit einer ca. 3 bis 5 km langen naturnahen Strecke zur Verfügung stehen; Habitatlemente sind:

- Futterplätze: steiniges oder schottriges Flußbett;
- Laichplätze: Stellen, wo sich schottrige und kiesige Bereiche abwechseln;
- Winterruheplätze: tiefere Kolke.

Groppe (*Cottus gobio*): Im Lebensraum müssen Bereiche unterschiedlicher Korngröße mosaikartig verzahnt sein, um Revierbildung und Ausweichmöglichkeiten für Jungfische sowie für bedrängte oder schwächere Tiere zu bieten; Laichhöhlen im lockeren Sediment unter größeren Steinen (\emptyset über 20 cm); Jungtiere in Zonen mit feinerem Geröll (\emptyset von 2 bis 5 cm, Strömung 0,2 bis 0,5 m/sec); die adulten Tiere in Bereichen größeren Gerölls (\emptyset um 15 cm; Strömung um 1 m/sec); Sohlenabstürze ab 30 cm werden von Groppen nicht überwunden; ausgebaute und begradigte Strecken stellen für schlechte Schwimmer (z. B. Groppe oder Schmerle) unüberwindbare Biotopschranken dar;

Bachforelle (*Salmo trutta fario*): Biotopstrukturelemente: untergliedertes Gewässer mit Unterständen

wie großen Steinen, Pflanzenbeständen, unterspülten Ufern und Astwerk unerläßlich;

Lurche:

Gemeinsam nötig: bestimmte besondere Bedingungen, z. B. Regenperioden, Leitstrukturen (Bachläufe, Gräben); Besiedlungsstrategie entspricht mehr dem Zufallsprinzip;

1. Feuersalamander (*Salamandra salamandra*):
— Laichhabitat: fast alle Gewässertypen, häufig im Rhitral der Bäche; keine Brutplatzbindung.
— Sommerhabitat: vorwiegend Laubwald.
— Aktionsdistanz: Laichwanderungen bis 960 m nachgewiesen.
2. Teichmolch (*Triturus vulgaris*):
— Laichhabitat: alle Stillgewässertypen, in höheren Lagen nur in sonnigen Gewässern; \pm enge Laichplatzbindung.
— Sommerhabitat: u. a. Wälder (euryök), bevorzugt an wärmeren Stellen.
— Aktionsradius: ca. 400 m Laichgewässer (Demotopgröße ca. 50 ha).
3. Bergmolch (*Triturus alpestris*):
— Laichhabitat: alle Stillgewässertypen, auch langsamfließende Gewässer; im Tiefland meist in beschatteten Gewässern; \pm enge Laichplatzbindung.
— Sommerbiotop: euryök; in tieferen Lagen eng an Waldungen gebunden.
— Aktionsradius: ca. 400 m (Demotopgröße ca. 50 ha).
4. Kammolch (*Triturus cristatus*):
— Laich- und Sommerhabitat: alle Typen stehender und träge fließender, vegetationsreicher Gewässer, die nicht total beschattet sind, bevorzugt größere und tiefere Gewässer; zieht sich im Spätsommer in gewässernahe Schlupfwinkel zurück; \pm enge Laichplatzbindung; Jungtiere breiten sich über Land aus.
5. Fadenmolch (*Triturus hervecicus*):
— Laichhabitat: Alle Stillgewässer, auch in langsam fließenden Gewässern; im Flachland meist in beschatteten Gewässern; \pm enge Laichplatzbindung.
— Sommerhabitat: bevorzugt mesophile Laubwälder.
— Aktionsradius: ca. 400 m (Demotopgröße ca. 50 ha).
6. Grasfrosch (*Rana temporaria*):
— Laichhabitat: fast alle Typen stehender und langsam fließender Gewässer; sehr enge Laichplatzbindung.
— Sommerhabitat: eurytop, bevorzugt Wald.
— Aktionsradius: ca. 800 m, vorwiegend 100—300 m; einzelne Tiere noch weiter (bis 1.250 m) (Demotopgröße ca. 200 ha).
7. Springfrosch (*Rana dalmatina*):
— Laichhabitat: fast alle Typen stehender und sehr träge fließender Gewässer; sehr enge Laichplatzbindung.
— Sommerhabitat: unter anderem Waldränder, Lichtungen u. ä.
— Aktionsradius: ca. 1.100 m, vorwiegend 100—700 m, vereinzelt bis 1.660 m (Demotopgröße ca. 380 ha).
8. Moorfrosch (*Rana arvalis*):
— Laichhabitat: nahezu alle Typen stehender, gelegentlich auch träge fließender Gewässer, i. d. R. innerhalb größerer Feuchtgebiete.

— Sommerhabitat: Feuchtwiesen, Flach- und Zwischenmoore, Bruch- und Auwälder.

— Aktionsradius: Sommerquartiere meist in enger Nachbarschaft der Laichplätze.

9. Wasserfrosch (*Rana esculenta*):

— Laich- und Sommerhabitat: meist größere Stillgewässer mit Schwimmblattpflanzen und sonnigen Ufern; sehr enge Bindung an den Laichplatz; Jungtiere streifen z. T. auf breiter Front über Land.

10. Seefrosch (*Rana ridibunda*):

— Laich- und Sommerhabitat: vor allem Altwässer und pflanzenreiche Partien trögströmender Flüsse mit sonnigen Ufern; gelegentlich auch größere Stillgewässer (z. B. Baggerseen), meist in Flußnähe; Ausbreitung evtl. nur auf dem Wasserweg.

11. Laubfrosch (*Hyla arborea*):

— Laichhabitat: kleine und große Stillgewässer mit sonnigen, von Röhricht, Hochstauden oder Gebüsch bestandenen Ufern.

— Sommerhabitat: Gehölzbestände, seltener Röhricht in Laichplatznähe.

— Aktionsradius: ca. 300 m (Demotopgröße ca. 30 ha); vereinzelt Emigrationen einzelner Individuen über mehrere Kilometer.

12. Erdkröte (*Bufo bufo*):

— Laichhabitat: stabile, ältere Stillgewässer; sehr enge Laichplatzbindung.

— Sommerhabitat: v. a. Wald und seine engste Umgebung.

— Aktionsradius: ca. 2.200 m (v. a. 500–1.500 m), einzelne Individuen noch weiter (bis 3.000 m) (Demotopgröße ca. 1.500 ha).

13. Kreuzkröte (*Bufo calamita*):

— Laichhabitat: kleine, sonnige Stillgewässer ephemeren Charakters (Tümpel), v. a. in Bodenabbaugeländen; Laichplatzvagabund (Pionierart).

— Sommerhabitat: Sonnenexponiertes Gelände mit spärlicher Vegetation; bevorzugt an lockeren oder unterschlupfreichen Halden und Grubenwänden.

— Aktionsradius: ca. 200 m; in kleinflächigen Abbaugeländen häufig mit dem Grubenareal identisch; sehr vagil: Wanderung über größere Strecken möglich.

14. Wechselkröte (*Bufo viridis*):

— Laichhabitat: Alle Typen besonnener, stehender Gewässer, auch Kleingewässer; lockere Laichplatzbindung.

— Sommerhabitat: bevorzugt warmes, trockenes Gelände mit teilweise fehlender oder wenigstens niedriger Vegetation.

— Vegetationsradius: meist in der Nähe der Laichgewässer, gelegentlich auch sehr weit davon entfernt; sehr vagil: bei der Nahrungssuche können in einer Nacht Strecken bis zu 1 km zurückgelegt werden; Wanderung über größere Strecken möglich.

15. Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*):

— Laichhabitat: nahezu alle Typen stehender und träge fließender Gewässer des sandigen Offenlandes in tieferen Lagen.

— Sommerhabitat: Gebiete mit lockersandigen Böden v. a. Dünengebiete, Sandfelder, Sandgruben u. ä.

— Aktionsradius: bis 400 m (Demotopgröße ca. 50 ha).

16. Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*):

— Laichhabitat: i. d. Regel kleine, sonnige und

meist vegetationsarme Gewässer, die nicht durchfrieren sollten (Larven überwintern i. a. im Wasser); Pionierart, z. T. Beharrungstendenz auf einen Laichplatz.

— Sommerhabitat: sonnige Stellen in Laichplatznähe (Steinbrüche, Trockenmauern, Hohlwege, Sandgruben u. ä.); weitgehend stationäre Lebensweise; zwischen Sommerquartier und Laichgewässer dürfen keine geschlossenen Gehölzbestände stehen.

— Aktionsradius: i. d. Regel unter 20 m (in Ausnahmefällen bis 100 m) (Demotopgröße ca. 0,1 ha); der Aktionsraum kann bleibend und über größere Strecken verlagert werden.

17. Gelbbauchunke (*Bombina variegata*):

— Laich- und Sommerhabitat: Sonnige Kleingewässer, v. a. in Waldnähe, mit ruderalisierter oder schütter bewachsener Umgebung (vorwiegend collin bis submontan); nur unter Populationsdruck und in isolierter Lage auch in gekammerten Uferzonen größerer Gewässer oder in trägfießenden Bächen; keine Laichplatzbindung; vor allem semiadulte Unken führen weite Wanderungen zur Besiedlung neuer Lebensräume durch.

Im Sommerquartier besiedeln die Individuen der meisten Arten weitgehend kleine Aktionsräume die sich um ein oder mehrere Verstecke erstrecken; in der Regel Radius von weniger als 30 m (Erdkröte ca. 50 m; max. 100 m).

Um ausreichende Dichte zu erhalten, muß Jugendmortalität gesenkt werden, d. h. Fortpflanzungsbereiche schützen!

Laichplatzvagabunden wie Wechselkröte, Kreuzkröte und Gelbbauchunke, aber auch junge Wasserfrösche (junge Kammolche?, Seefrösche?) können durchaus Entfernungen von mehreren km überwinden; dagegen Faden- oder Bergmolch: laufschwach; dennoch: Entfernungen in der Größenordnung von 2 bis 3 km sind tragbar.

Kriechtiere:

Zu *Blindschleiche* und *Ringelnatter* liegen anscheinend bisher keine Angaben zu Aktionsraumgröße und Beweglichkeit vor;

Schlingnatter: Mindestgröße des Lebensraumes eines Paares beträgt 4 ha; Strukturelemente: südexponiert: Nebeneinander von niedriger Vegetation und nacktem, steinigem oder sandigem Boden sowie Versteckmöglichkeiten in Form von Steinplatten, Brombeerbüschen o. ä.; sehr ortstreu;

Kreuzotter: Strukturelemente: großflächige Lebensräume, deren zentraler Punkt Sonnenplätze sind (trockene, windstille Stellen auf Grasbülten, Wurzeln, Steinen); entweder Hochmoore und Sümpfe mit Frosch- und Waldeidechsenbesatz oder trockene Heiden, Magerrasen und Waldränder mit gutem Zauneidechsenvorkommen; junge Kreuzottern fressen ausschließlich kleine Eidechsen und Frösche, während Alttiere Mäuse bevorzugen; viele für erwachsene Schlangen durchaus geeignete Lebensräume bieten den Jungtieren nicht genug Nahrung; um eine hohe Schlangenpopulation zu erhalten, müssen möglichst viele Jungtiere überleben.

Aktionsbereich einer Kreuzotterpopulation wohl mehrere km²; dabei besonders bedeutsam: gemeinsame Überwinterungsplätze, Paarungs-, Fortpflanzungsbereiche.

Siedlungsdichten: Teichgebiet von 10 ha (davon 3 ha Wasserfläche): 14 adulte Kreuzottern; Teichgebiet von 3 ha: fünf Kreuzottern; Heidemoor von 11 ha: 21 Kreuzottern; in allen drei genannten Fällen ergeben sich pro Individuum etwa 0,5ha Landfläche, wobei es sich allerdings um Gebiete mit gutem Nahrungsangebot handelte; bei weniger

günstigen Bedingungen sind die Siedlungsdichten sicher geringer;

Waldeidechse: Eine kleine Population konnte in einem Waldwegabschnitt von 60 m Länge und 4 m Breite über viele Jahre hinweg bestätigt werden (dies scheint jedenfalls die Untergrenze).

Zauneidechse: Sie benötigt selbst in strukturell optimal ausgeprägten Biotopen Mindestflächen von 1 ha; zeigt Territorialverhalten.

Mauereidechse: In Neapel (!) wurden Territorien-größen pro Paar von durchschnittlich 25 m² ermittelt; Kleinpopulationen (164 Tiere) auf 1,2 ha beobachtet; nur junge, meist männliche Tiere zeigen Ausbreitungsverhalten (Distanz einzelner Aktionen kleiner 100 m).

Smaragdeidechse: Strukturmerkmale: unterschulfrreiche, grasige oder krautige Saumbereiche um Büsche oder an Waldrändern; sehr ortstreu; die heimischen Populationsgrößen sind z. T. so stark reduziert, daß allein durch zufallsbedingten Genverlust mit dem Aussterben der Population gerechnet werden muß.

Vögel:

Wasseramsel: Lebensraumstrukturmerkmale: raschfließende, klare Bäche, deren Grund Geröll, Kies und Sand aufweisen muß und die viele Steinbrocken enthalten, die den Wasserspiegel überragen; an das Ufer sollte lichter Wald oder lockerer Gehölzbewuchs angrenzen; Nistplätze sind Fels- bzw. Mauernischen, Uferhöhlungen und ähnliche Strukturen, die in der Regel unmittelbar am Wasser liegen. Der als Revier dienende Bachabschnitt ist im Durchschnitt 600 bis 700 m lang; die Siedlungsdichte liegt in der Regel nicht über 1 Paar pro km, meist darunter; eine Population von 10 Brutpaaren benötigt wenigstens 10 km geeignete Bachläufe.

Auerhuhn: Biotopstruktur: optimal sind nicht oder extensiv bewirtschaftete, naturnahe, vielstufige Nadel- und Mischwälder, die durch Lichtungen und Windwurflöcher aufgelockert sind und abwechslungsreiches Bodenrelief aufweisen (Mulden, Felspartien, verheidete Stellen).

Sommereinstände: dichte Krautschicht mit Ericaceen, z. B. Heidelbeere; Beerensträuchern, z. B. Rubus, Sambucus, Sorbus, schattige Farngruppen und Naturverjüngung von Bäumen (Nahrung: Blätter, Knospen, Beeren).

Wintereinstände: windgeschützte, lückige bis lichte, reine oder gemischte Nadelholzbestände (Nahrung: fast ausschließlich Koniferennadeln, bevorzugt Kiefer).

Schlaf- und Balzbäume: alte Kiefern, Buchen oder andere Baumarten mit weit ausladenden, tragfähigen waagrecht Ästen.

Bodenbalzplätze: offene Stellen in Althölzern, Lichtungen usw.

Neststand: ruhige Stellen am Boden, meist mit Sichtschutz nach oben.

Ameisenvorkommen: wichtige Nahrung der Jungvögel; Tränken: Quellen, Bäche oder wenigstens ausdauernde Pfützen; Stellen für Staub- und Sandbäder, z. B. Rindenmull vermodernder Baumstümpfe, Schwemmsand oder aufgekrazter Rohhumus in Wildlagern; Aufschlüsse zur Aufnahme von Magensteinchen, z. B. Wurzelteiler, Schotterwege; wegen der Ortstreu des Auerwildes müssen diese Strukturteile möglichst nahe beieinander liegen; die Analyse von 4 Wohngebieten (je 1 Henne und 1 Hahn, ca. 50 ha) eines günstigen Kiefern-Eichenbiotops ergab: jeweils mindestens 30 Sandbadeplätze, 5 Tränken, 5 Steinchenaufnahmeplätze und 3 Ameisenhögel.

Die Beweglichkeit ist verglichen mit den meisten anderen Vögeln relativ gering; Weibchen (vor al-

lem Jungvögel im ersten Winterhalbjahr) streichen im Umkreis von ca. 30 km umher.

Haselhuhn: Ähnlich wie beim Auerhuhn bestehen komplexe Ansprüche an den Lebensraum, der auf relativ engem Raum verschiedenartige Requisiten bieten muß (Birkenknospen als Winternahrung, Lichtungen zur Kükenaufzucht, Balz auf Strünken oder Windwürfen; Vogelbeeren als Herbst- oder Winternahrung, Brutplatz unter Wurzelteilern oder tiefastigen Bäumen, Buchstangenhölzer als Wintereinstand; Huderpfannen an trockenen Waldrändern; Fichtenstangenhölzer als Einstand und Zuflucht); ausgeprägtes Territorialverhalten; meist einzeln oder paarweise lebend; Flächenanspruch eines Paares durchschnittlich 40 ha (10 bis 80).

Siedlungsdichte für günstige Dickungskomplexe des Bayerischen Waldes: 4 Paare pro km².

Ausbreitungsbewegungen: allenfalls durch Jungvögel im Herbst, größte nachgewiesene Entfernung 10 km.

Eisvogel: Biotopstrukturmerkmale: Langsam fließendes oder stehendes, klares Wasser mit reichem Angebot an kleinen Fischen; senkrechte oder überhängende Abbruchkanten, die mehr als 50 cm hoch sind (Nisthabitat), der Eingang der Neströhre liegt in der Regel 1 bis 4 m über dem mittleren Wasserspiegel und mehr als 50 cm unterhalb der Unterkante; die Nistplätze liegen meist unmittelbar am Wasser (Uferabbrüche), können aber auch mehrere 100 m (bis 2 km) vom Wasser entfernt sein (z. B. in Hohlwegen oder Sandgruben); Sitzwarten (bevorzugt weniger als 2 m über dem Wasser). Wegen Territorialverhalten meist sehr geringe Individuen- bzw. Nestdichte; Nestabstände an optimal besiedelten Altwässern zwischen 200 und 2900 m.

Schwarzspecht: Biotopstrukturteile: Zur Anlage von Schlaf- und Nisthöhlen Altholzbestände mit mindestens 4 bis 10 m astfreien und in dieser Höhe noch mehr als 35 cm dicken, glattrindigen Stämmen (Buche, Kiefer, Fichte, Tanne).

Nahrungshabitat: durch Blößen oder Wiesen aufgelockerte, ausgedehnte Nadel- oder Mischwälder; Aktionsradius bei der Nahrungssuche beträgt in der Regel bis 2 km. 1 Brutpaar beansprucht in der Regel 300 bis 400 ha Waldfläche, die in mehrere Parzellen gegliedert sein kann; nur im Tannen-Buchenwald reichen für 1 Brutpaar Flächen unter 100 ha aus.

Haubentaucher: In der Regel nur in Stillgewässern ab 10 ha Größe aufwärts, deren Ufer wenigstens stellenweise Röhrichtgürtel aufweisen.

Rebhuhn: Lebensraum pro Paar: 10 bis 30 ha; Minimumpopulation 10 Brutpaare, bevorzugt reich gegliederte Feldfluren, wobei insbesondere Altgrasstreifen eine entscheidende Bedeutung besitzen. Die Breite dieser Streifen sollte 3 m nicht unterschreiten, da sie dann sehr gerne als Nistplätze angenommen werden. 8 km²/km² = maximale Deckungsstreifen/Hainstrukturen; Jahreslebensraum ca. 20 ha.

Wasserralle: Nistet in Sumpf- und Wasserpflanzenbeständen von mehr als 200 m² Fläche, in Schilfstreifen von mehr als 4 m Breite; Reviergröße eines Brutpaares durchschnittlich ca. 300 m²; in kleinen Gewässern z. T. hohe Siedlungsdichten, z. B. 3 bis 4 Paare in 2 ha großer Schilffläche.

Bekassine: In optimalen Gebieten bis zu einigen Brutpaaren pro ha.

Großer Brachvogel: Reviergrößen zwischen 7 und 70 ha; Nestabstände nur ausnahmsweise unter 100 m; Ackeranteil bis etwa 50%, kann unter gewissen Umständen (Ausstattung der Wiesenflächen) noch toleriert werden. Ein Populationszen-

Unsere heimischen Fledermausarten in der Übersicht

	Einstufung in Rote Liste*	Winterquartiere				Sommerquartiere/Wochenstuben				Jagdlootope							
		Felshöhlen und Stollen	Mauerspalten	Spalten an Gebäuden	Baumhöhlen und Baumspalten	Felshöhlen und Stollen	Dachböden	Großvolumige Dachböden	Dachböden immer stark genischt	Spalten an Gebäuden	Baumhöhlen und Baumspalten ³⁾	Strukturreiche Landschaften	Lichte Baumbestände	Gewässer	Gärten, siedlungs- nahe Baumbestände	Grünflächen, Parks, auch in Großstädten	Wälder
1 Große Hufeisennase <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> ¹⁾	1	x						x			x	x					
2 Kleine Hufeisennase <i>Rhinolophus hipposideros</i> ²⁾	1	x						x			x	x					
3 Kleine Bartfledermaus <i>Myotis mystacinus</i>	2	x					x		x		x		x				x
4 Große Bartfledermaus <i>Myotis brandii</i>	2	x					x			x	x						
5 Wimperfledermaus <i>Myotis emarginatus</i>	1	x					x		x		x						
6 Fransenfledermaus <i>Myotis nattereri</i>	2	x					x			x	x						x
7 Bechstein-Fledermaus <i>Myotis bechsteini</i>	3	x								x	x						x
8 Mausohr <i>Myotis myotis</i>	2	x						x			x						x
9 Wasserfledermaus <i>Myotis daubentonii</i>	3	x							x		x		x				
10 Teichfledermaus <i>Myotis dasycneme</i>	II	x					x				x		x				
11 Zweifelhäutchen <i>Vespertilio discolor</i>	2		x						x		x						
12 Nordfledermaus <i>Eptesicus nilssonii</i>	2	x							x		x						
13 Breitflügeliedermaus <i>Eptesicus serotinus</i>	2			x					x		x						x
14 Abendsegler <i>Myctalus noctula</i>	3			x					x ⁴⁾		x						x
15 Kleiner Abendsegler <i>Myctalus leisleri</i>	2			x					x		x						x
16 Zwergfledermaus <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	3			x					x		x						x
17 Raufußfledermaus <i>Pipistrellus nathusii</i>	2				x				x		x						
18 Alpenfledermaus <i>Pipistrellus savii</i>	2	x							x		x						
19 Mopsfledermaus <i>Barbastella barbastellus</i>	1	x							x		x						
20 Braunes Langohr <i>Plecotus auritus</i>	2	x							x		x						
21 Graues Langohr <i>Plecotus austriacus</i>	2	x							x		x						
22 Langflügeliedermaus <i>Miniopterus schreibersi</i>	1	x							x		x						

- ^{1) 2)} Wärmeliebend, trockenwarm und höhlerreiche Landschaftstüme bevorzugend, Sommer- und Winterquartier immer eng benachbart.
³⁾ Baumhöhlen und Baumspalten bewohnende Arten nehmen im Sommer ersatzweise auch Fledermauskästen und Nistkästen an.
⁴⁾ Nur an hohen und sehr hohen Gebäuden (z. B. Mehrfamilienhäuser, Schulhäuser, Hochhäuser, Fabrikgebäude).
- * Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland
 I - Vom Aussterben bedroht
 II - Stark gefährdet
 III - Gefährdet
 I - Vermehrungsgäste (vermehrten sich vereinzelt in der BRD)
 II - Gefährdete Wandertiere, Gäste

Tabelle 2

aus: RICHARZ, K. (1986): Wir tun was für unsere Fledermäuse. — Franz Schneider Verlag, München, 64 S.

trum (ab 10 Brutpaare) ist zwingend auf Kontakt zu kleineren Nebenzentren angewiesen.

Steinkauz: Optimalbiotope sind kopfbaumreiche Wiesen- und Weidenflächen sowie Streuobstwiesen mit reichlichem Angebot an Nisthöhlen und Jagdwarten (Zaunpfähle, Hecken) sowie ganzjährig kurzrasiger Vegetation. Jagdgebiet 1 Paar: ca. 50 ha.

Nachtigall: In den Brutrevieren finden Balz, Paarung, Brut und ein Großteil der Nahrungssuche statt; Größe durchschnittlich 0,7 ha.

Blaukehlchen: Reviergröße pro Brutpaar durchschnittlich 0,2 ha.

Uferschwabe: Minimale Steilwandgröße: Länge 6,50 m, Höhe 1,20 m; bei großem Angebot werden nach Nordost bis Südwest exponierte Wände ausgewählt, östlich exponierte Wände werden leicht bevorzugt.

Säugetiere:

Fischotter: Sie benötigen saubere, fischreiche, naturnahe Gewässer; eine Population von 25 Individuen (5 adulte Männchen, 5 Weibchen mit je 3 Jungtieren) braucht in Schweden eine Wasserfläche von 1700 bis 2500 ha oder 50 bis 75 km Uferlänge; für die Erhaltung der Art sind wenigstens 200 bis 300 Individuen erforderlich, die demnach als Minimalraum 14.000 bis 20.000 ha Wasserfläche oder 400 bis 600 km Uferlänge benötigen; Otter unternehmen weite Wanderungen, vor allem bei Nahrungsmangel; 20 bis 30 km oder mehr sind keine Seltenheit.

Mauswiesel: Größe der Aktionsräume stark von Nahrungsangebot (Mäuse) abhängig; variiert von Individuum zu Individuum und in Abhängigkeit von den Jahreszeiten; in einem alten Laubwald waren die Aktionsräume der Männchen 7 bis 15 ha, die der Weibchen 1 bis 4 ha groß; ein Teil der Population streift ohne festes Revier umher.

Hermelin: Lebensraumfläche eines Weibchen 8 bis 12 ha.

Steinmarder: Lebensraumfläche eines Weibchens 100 bis 300 ha.

Baumwilder: Lebensraumfläche eines Weibchen 100 bis 800 ha.

Fledermäuse:

Zu den Quartier- bzw. Biotopansprüchen vgl. *Tabelle 2*. Fledermäuse jagen strukturgebunden (Gewässer, Gebüsch, Baumbestände, Wald; einige Arten zeigen deutliche Präferenzen, z. B. Hufeisennasen zu lichten Baumbeständen, Wasserfledermäuse zu Gewässern oder Bechstein-Fledermäuse zu Wäldern).

Allgemein gilt, daß Fledermäuse als Jagdbiotope strukturreiche Landschaften bevorzugen, was wohl im Zusammenhang mit dem Nahrungsangebot zu sehen ist. Auch Mausohren: im Jagdflug werden bevorzugt vertikale Strukturen abgeflogen. Über große Freiflächen (Wiesen, Moore) konnten die Mausohren bisher nie jagend beobachtet werden.

Aktionsradius: Mausohren und Abendsegler decken mehrere Kilometer weite Jagdbiotope ab. Bartfledermäuse maximal bis 700 m vom Tagesquartier und Wasserfledermäuse bis 800 m.

Hufeisennasen und Langohren dürften aufgrund ihrer geringen Wanderneigung und ihres Jagdverhaltens (Hufeisennasen jagen von Warten aus, Langohren sind spezialisierte Rütteljäger und suchen spezielle Fraßplätze auf) ihre Nahrungsbiotope bevorzugt in Quartiernähe haben.

Zur Wanderneigung: (Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartieren)

3 Typen:

Kurzstreckenwanderer: Ø kleiner 20 km

Gr., Br. Langohr, Wimperfledermaus, Gr., Kl. Hufeisennase

Mittelstreckenwanderer: Ø größer 20 km

Zwerg-, Teich-, Wasser-, Breitflügelfledermaus, Mausohr

Langstreckenwanderer: Ø größer 250 km

(Fernstreckenwanderer) Abendsegler, Langflügelfledermaus, Kl. Abendsegler, Rauhhauffledermaus, Alpenfledermaus, Nordfledermaus.

Zu Populationsgrößen: Große Wochenstubenkolonien bei Mausohren (früher mit mehr als 1000 Individuen, heute bereits 50 bis 100 über dem Ø; stabile Populationen aber erst bei mehreren 100 Individuen); wichtig bei Populationsbiologie der Mausohren: alle Klein- und Kleinstvorkommen in Nachbarschaft der Wochenstubenkolonie (Männchen-Quartiere!).

Bei Hufeisennasen derzeit nur noch 1 Wochenstubenkolonie bei der Kl. Hufeisennase bekannt (ca. 12 Tiere); Langohren maximale Koloniegrößen von ca. 25 Individuen, meist sehr viel kleinere Kolonien. Abendsegler und Zwergfledermäuse, auch Kl. Bartfledermäuse: große Schwankungsbreite bei Quartieren und Koloniegrößen, wahrscheinlich häufiger Individuenaustausch, Populationen über ganze Landschaftsräume verteilt.

11. Literaturverzeichnis (ausgewählte Angaben)

BLAB, J. (1978):

Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen — Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm. — Schr. R. Landschaftspf. Naturschutz, 18: 141 S.

— (1980):

Reptilienschutz: Grundlagen-Probleme-Lösungsansätze. — Salamandra, 16: 89–113.

BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982):

Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Naturschutz aktuell, 6: 135 S., Greven.

DRACHENFELS, O. v. (1983):

Tierökologische Kriterien für die Sicherung und Entwicklung von vernetzten Biotopsystemen, Pilotstudie i. A. des LfU Rheinland-Pfalz, 126 S.

GEISER, R. (1980):

Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der einheimischen Käferfauna. — Schr. R. Naturschutz und Landschaftspf., 12: 71–80.

GLANDT, D. (1981):

Amphibienschutz aus der Sicht der Ökologie. — Natur und Landschaft, 56: 304–311.

HEUSINGER, G. (1980):

Zur Entwicklung des Heuschreckenbestandes im Raum Erlangen und um das Walberla. — Schr. R. Naturschutz und Landschaftspflege, 12: 53–62.

HEIDEMANN, B. (1981):

Zur Frage der Flächengrößen von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. — Jb. Natursch. Landschaftspf., 31: 21–51.

MADER, H.-J. (1979):

Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetieren der Waldbiozönose. — Schr. R. Landschaftspf. Naturschutz, 19: 130 S.

— (1980):

Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. — Natur und Landschaft, 55: 91–96.

— (1981):

Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen als Trittstein oder Refugium. — Natur und Landschaft, 56: 235–242.

MERKEL, E. (1980):
Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei »Ödland«-Schrecken der Roten Liste (*Oedipoda coerulea* und *Sphingonotus coeruleus*). — Schr. R. Naturschutz und Landschaftspflege, 12: 63–69.

MÜHLENBERG, M., FISCHER, O., KÜHN, J., LEHNA, A., LEIPOLD, D., SCHUSTER, A., WERRES, W. (1985):
Habitatveränderungen; Jahresschlußbericht der ökologischen Außenstation Steigerwald der Universität Würzburg, 83 S. unveröffentlicht.

PLACHTER, H. (1983):
Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen, Schriftenreihe LfU 56: 109 S.

— (1985):
Schutz der Fauna durch Flächensicherung. — Stand, Möglichkeiten und Grenzen, Schriftenreihe Dtsch. Rat für Landespl. 46, 618–630.

REMMERT, H. (1979):
Grillen — oder wie groß müssen Naturschutzgebiete sein. — Nationalpark, 1: 6–9.

RACHARZ, K. (1986):
Wir tun was für unsere Fledermäuse. F. Schneider Verlag, München, 64 S.

SCHERZINGER, W. (1977):
Das Haselhuhn. In: Lindner, A. (Hrsg.): Die Waldhühner: 108–132. — Hamburg-Berlin.

SCHREINER, J. (1980):
Vogelbiotop Wiese. Bestandsaufnahme indikatorisch bedeutsamer Arten in Ostbayern. — Schr. R. Naturschutz und Landschaftspflege, 12: 171–185.

SCHRÖDER, W., DIETZEN, W., GLÄNZER, U. (1981):
Das Birkhuhn in Bayern; Schriftenreihe LfU 13, 79 S.

SCHRÖDER, W., ZEIMENTZ, K., FELDNER, R. (1982):
Das Auerhuhn in Bayern; Schriftenreihe LfU 49, 103 S.

ZWÖLFER, H. (1980):
Artenschutz für unscheinbare Tierarten? — Schr. R. Naturschutz und Landschaftspflege, 12: 81–88.

ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G., STECHMANN, D. (1984):
Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. — ANL, Beih. 3, 150 S.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Wulf Riess
Bayer. Staatsministerium für
Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

Internationaler Biotopverbund für wandernde Tierarten

Eugeniusz Nowak

1. Einleitung

Bisher gibt es auf globaler Ebene noch keinen effektiv funktionierenden Biotopverbund für wandernde Tierarten, es gibt aber die ersten Ansätze und Absichten zur Schaffung eines solchen Systems. Während der Stockholmer Konferenz der Vereinten Nationen über die Umwelt des Menschen im Jahre 1972 wurde die vordringliche Notwendigkeit des globalen Schutzes wandernder Tierarten – auch auf dem Wege des Biotopschutzes – erkannt und in der Empfehlung Nr. 32 des Aktionsplanes wie folgt beschrieben:

»Es wird empfohlen, daß die Regierungen ihre Aufmerksamkeit der Notwendigkeit widmen, internationale Abkommen und Verträge zum Schutze der internationale Gewässer bewohnenden oder von einem Land zum anderen wandernden Arten zu schließen... Es sollte eine auf breiter Grundlage basierende Konvention ins Auge gefaßt werden, die den Rahmen für die Vereinbarung von Kriterien für Vorschritten über wildlebende Tiere und für eine Begrenzung der übermäßigen Ausbreitung der Ressourcen durch die Signatarstaaten bilden würde...«

Die Initiative zur Vorbereitung, Entwicklung und zum Abschluß einer solchen Konvention hat nach der Stockholmer UNO-Konferenz die Bundesregierung ergriffen: Während einer Regierungskonferenz in Bonn im Juni 1979 wurde ein verbindlicher Text des »Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten« (Kurzbezeichnung: Bonner Konvention) erarbeitet; im Jahre 1983 ist das Übereinkommen völkerrechtlich in Kraft getreten. Es umfaßt den weltweiten Rahmen zum Schutze aller wandernden Tierarten unter Anwendung diverser Mittel und Methoden, auch mittels des Biotopschutzes. Im Oktober 1986 fand (abermals in Bonn-Bad Godesberg) die Erste Vertragsstaatenkonferenz der Bonner Konvention statt. Diese Konvention bzw. die durch sie hervorgerufenen Schutzaktivitäten darf man jedoch nicht mit einem internationalen Biotopverbund für wandernde Arten verwechseln (vgl. hierzu u. a. BMELF 1979, NOWAK 1979, 1982, 1985 und 1986 sowie UNEP 1985).

Als eine Art theoretische Einleitung zur Erstellung eines Biotopverbundsystems für wandernde Arten kann die im Auftrag des UNEP's erstellte »Weltstrategie für die Erhaltung der Natur« angesehen werden (siehe IUCN et al. 1980). Dort heißt es u. a.:

S. 60–61: »...im Falle von wandernden Arten sollte ein Netz von Schutzgebieten errichtet werden mit dem Ziel, alle Lebensstätten der betreffenden Art zu schützen...«

S. 63: Hier wird eine Koordination der nationalen Initiativen für Schutzgebiete mit internationalen Programmen empfohlen.

S. 153: »Bereits bestehende regionale und bilaterale Abkommen über wandernde Tierarten haben gezeigt, daß internationale Übereinkommen das einzig wirksame Mittel zum Schutz von Tieren sind, die nationale Grenzen überqueren. Das Übereinkommen über Wandernde Tierarten, das eine starke Auswirkung haben könnte, ist daher sehr wichtig. Die Regierungen sollten dem Über-

einkommen unverzüglich beitreten und nationale und internationale Organisationen ihnen bei der Verwirklichung helfen.«

S. 207: Zu den vorrangigen Erfordernissen gehört u. a. die »Errichtung eines umfassenden Netzes von Schutzgebieten, die die Lebensstätten bedrohter, einzigartiger und anderer wichtiger Arten, einzigartiger Ökosysteme und typischer Beispiele von Ökosystemarten sicherstellen.«

Diese in sehr allgemeiner Form abgefaßte Globalstrategie soll künftig in Form von weiteren, speziellen Sachanalysen fortgeschrieben werden; ein Band, der sich ausschließlich mit der Problematik der wandernden Arten befaßt, gehört gewiß in das Programm, ist jedoch bisher nicht erschienen.

Nichtsdestoweniger gibt es bereits Ansätze zu einem weltweiten Biotopverbund für wandernde Tierarten: Es sind alle diese existierenden Schutzgebiete, die durch diverse juristische Akte, zumeist durch nationale Schutzverordnungen sowie durch zwischenstaatliche (bilaterale) und internationale Übereinkommen in allen Teilen der Welt für wandernde Tiere ausgewiesen wurden.

Es gibt kein genaues Verzeichnis dieser Schutzgebiete; daß es aber bereits sehr viele davon gibt, besagt die Tatsache, daß es bis heute etwa 70 sektorale (nur für ausgewählte Tierarten oder geografische Regionen) juristische Akte des internationalen Rechts gibt, die sich mit dem Schutz der wandernden Tierarten befassen (ein ausgezeichnetes Verzeichnis und Kommentierung dieser Akte enthält eine Publikation der IUCN, 1985). Darunter befinden sich auch einige, die bereits mehr als ein halbes Jahrhundert alt sind und sich in der Praxis gut bewährt haben; ich denke hier vor allem an das bilaterale Abkommen zwischen USA und Kanada (damals noch Großbritannien, da englische Kolonie) von 1916, das im Jahre 1936 auf Mexiko ausgedehnt wurde (vgl. IUCN 1985, S. 117–123). Das auf der Grundlage dieses Abkommens in Nordamerika geschaffene Biotopverbundsystem (»Duck Unlimited« etc.) hat sich als wichtigster Faktor zur Erhaltung der nearktischen Populationen wandernder Wasservogelarten bewährt (siehe u. a. LINDUSKA 1972 und 1972a). Die vorhandenen Ansätze eines internationalen Biotopverbundes für wandernde Tierarten »wachsen« also »von unten«, und zwar aus einer größeren Anzahl von nationalen und regionalen Teilinitiativen hervor.

In meinen Ausführungen will ich schwerpunktmäßig die Problematik der westlichen Paläarktis berücksichtigen, deshalb muß gleich zu Beginn gesagt werden, daß wir in dieser Region keine so guten Erfahrungen gemacht haben wie die Nordamerikaner. Das resultiert u. a. aus der Tatsache, daß Europa und Afrika national stark zersplittert sind: Der Nordteil Amerikas (einschl. Mexiko, etwas weniger als 30 Mio. km² groß) zerfällt in nur 3 Staaten, dagegen zählen Europa und Afrika (Gesamtfläche etwa 40 Mio. km²) über 70 Staaten!

Bevor ich eine Beschreibung des derzeitigen Standes eines internationalen Biotopverbundes für wandernde Tierarten vornehme (Abschnitt 6), müssen zuerst noch einige allgemeine Aspekte dargestellt werden.

2. Problemstellung

Anhand von drei Beispielen soll die Notwendigkeit des Biotopschutzes für wandernde Tiere belegt werden.

Weißstorch. In der Bundesrepublik lebten 1958 noch 2500 Paare, heute – nur 500 Paare. Die im Lande wirkenden Gefährdungsfaktoren sind: Mangel an Horstgelegenheiten (moderne Dorfarchitektur) und Schrumpfung der Nahrungsbiotope (Feuchtwiesen, Flurtümpel). Die »deutschen« Störche wandern nach Afrika und legen jeweils eine Strecke von bis zu 10.000 km zurück, wobei ein Teil der Vögel über den Bosphorus und den Nahen Osten (»Oststörche«), der andere Teil über Gibraltar und Westafrika (»Weststörche«) fliegt. Die wichtigsten Gefährdungsfaktoren der Zugstrecken und des Überwinterungsgebietes sind: Massiver Einsatz von Pestiziden, Bejagung und schrumpfende Fläche der Rast- und Überwinterungsbiotope. Der Rückgang des Brutbestandes in Westeuropa erfolgte in einem sehr raschen Tempo, im Gegensatz zu der osteuropäischen Population (z. B. in Polen fast stabiler Bestand seit 50 Jahren!). Vieles weist darauf hin, daß der Hauptgefährdungsfaktor der Weststörche in der Verschlechterung der Lebensraumbedingungen für die Vogelart in Westafrika liegt. **Schlußfolgerung:** Die Art kann in Westeuropa trotz aller hier getroffenen Schutzmaßnahmen nicht erhalten bleiben, wenn ein entsprechendes Netz von Schutzzonen im Westen Afrikas nicht geschaffen wird.

Meeresschildkröten. Ein großer Teil der Weltpopulation dieser Tiergruppe (etwa 7 Arten) unternimmt jedes Jahr weite Wanderungen zwischen den Brut- und Verweilgebieten, deren Entfernung oft 2000 km überschreitet und die durch den offenen Ozean getrennt sind; Vernichtung bzw. touristische Nutzung ökologisch spezifischer Brutstrände führt deshalb automatisch zur Ausrottung ganzer Teilpopulationen samt ihrer Wandersysteme. Eine solche ökologische Degradation der letzten Brutstrände der Unechten Karettschildkröte, der Suppenschildkröte oder der Lederschildkröte in Italien, Griechenland und der Türkei wird die Bestände dieser Arten im Mittelmeer zum Erlöschen bringen. Ihr Schutz kann nur durch Ausweisung von Schutzgebieten erreicht werden.

Mönchsrobbe. Verschiedene Faktoren (u. a. direkte Verfolgung) haben diese im Mittelmeer, im Schwarzmeer und an den Kanaren lebende Art in die Gefahr des totalen Aussterbens gebracht; die vorgenommenen Schutzmaßnahmen werden aber keinen Erfolg ergeben, wenn nicht größere marine Schutzzonen schnellstmöglich ausgewiesen werden.

Ein Beispiel aus Amerika belegt, wie erfolgreich der Schutz einheimischer Brutbestände durchgeführt werden kann, wenn gezielt Schutzgebiete im Ausland eingerichtet werden: Der Gesamtbestand des Schreckkränichs (*Grus americanus*), der lediglich noch im Waldbison-Nationalpark im Norden Albertas (Kanada) brütet, betrug Ende der 50er Jahre nur 24 freilebende Vögel. Diverse Hilfsprogramme wurden aufgegriffen (Aufklärung der Bevölkerung auf der Zugroute, Bebrütung der aus Zootuchten stammenden Eier durch den verwandten Sandhügelkränich, *Grus canadensis*, u. a. m.). Das eindeutige Anwachsen der Population erfolgte jedoch erst, als die zwei Überwinterungsfeuchtgebiete in Texas am Golf von Mexiko identifiziert und entsprechend strengen Schutzmaßnahmen unterworfen wurden. Heute beträgt der wild-

lebende Bestand fast 100 Vögel und zeigt eine steigende Tendenz.

☆

Ein Biotopverbundsystem für wandernde Tierarten ist *nicht* als eine weltweite Summe von nationalen, vernetzten Biotopverbundsystemen in der Landschaft (wie das in diesem Symposium diskutierte Modell für Deutschland) zu verstehen. Vielmehr ist es nur ein Teilbereich aller nationalen und internationalen Biotopschutzsysteme, der lediglich einen sehr spezifischen Schutzzweck zu erfüllen hat. Daraus resultieren die folgenden Eigenschaften dieses Netzes:

- Es handelt sich zumeist um große Gebiete, in denen sich wandernde Arten konzentriert aufhalten.
- Die Gebiete brauchen in der Regel nicht miteinander physisch verbunden zu sein, da sie für »Tiere mit besonders ausgeprägter Wanderfähigkeit« bestimmt sind (Wandermedium bildet der Luftraum bzw. passierbare terrestrische, limnische oder marine Zwischenräume).
- Eine physische Vernetzung ist aber im Falle von Schutzgebieten für einige limnische Wandertiere (z. B. anadrome und katadrome Fische) unabdingbar.
- Die Verteilung der Schutzgebiete muß nach dem Prinzip von Trittsteinen, die auf den Wanderwegen der diversen Tiergruppen liegen, konzipiert werden (es handelt sich also um eine Art »Weit-Distanz-Verbundsystem«).

Ein solches Verbundsystem großflächiger Biotopteile für wandernde Tiere wird jedoch umso besser seinen Schutzzweck erfüllen, je stärker es mit einer Vielzahl naturnaher, kleinflächiger Landschaftsstrukturen (Ökozellen) vernetzt ist. Hieraus ergibt sich die sachliche Verbindung meines Vortrages mit dem eigentlichen Thema dieses Symposiums.

Eine andere Besonderheit des Biotopverbundsystems für wandernde Arten (im Vergleich mit nationalen Verbundsystemen) liegt darin, daß es sich in erster Linie auf Wirbeltiere bezieht. Um ein Bild über die Anzahl der in Frage kommenden Arten zu skizzieren, wird nachstehend eine Übersicht gegeben:

Übersicht der europäischen wandernden Arten

Säugetiere: Fledermäuse (etwa 20 bis 30 Arten), Wale (etwa 15 Arten), Robben (8 Arten) und einige große Paarhufer, Wiederkäuer und Raubtiere, die große Reviere bewohnen und deren Bestände konzentriert in Grenzbereichen leben (etwa 5 Arten). Insgesamt Säugetiere – bis zu 60 Arten.

Vögel: Weit über die Hälfte des europäischen Brutartenbestandes unternimmt weite Wanderungen; Vögel bilden den Hauptanteil der mittels internationalen Biotopverbundsystemen zu schützenden Arten. Es handelt sich um mehr als 300 Arten.

Reptilien: Lediglich Meeresschildkröten. In Südeuropa brüten noch lokal 3 Arten.

Amphibien: Praktisch keine.

Fische: Anadrome und katadrome Arten (etwa 20) sowie ein Teil der marinen Arten (etwa 15). Insgesamt Fische – etwa 35 Arten. Wirbellose – einige Insektenarten (z. B. Wanderflatter).

Allein in Europa geht es also um den Schutz von etwa 400 Tierarten. Für die Weltfauna der wandernden Tiere vergrößern sich die hier angegebenen Zahlen um das Vielfache, da die wichtigsten und artenreichsten Migrationssysteme im ostasiatisch-australischen und indischen, im panamerika-

nischen sowie im atlantischen und pazifischen Raum liegen.

Groß ist ebenfalls der ökologische Umfang der Lebensräume, die zum Schutze westpaläarktischer Tiere in Form eines Netzes geschützter Biotope notwendig sind. Insbesondere wichtig ist die Ausweisung großer Schutzgebiete in dicht besiedelten und intensiv genutzten Zonen Europas, teilweise auch in Afrika, vorwiegend in tropischen Bereichen, wo die Degradation der ökologischen Strukturen gegenwärtig am schnellsten verläuft. Auch vordringlich ist die Erstellung von Ruhezonen bzw. Insektizid-Freizonen.

Im einzelnen sollen **Schutzgebiete** eines internationalen Netzes für wandernde Arten in Europa und Afrika in **folgenden ökologischen Bereichen** ausgewiesen werden:

Marine Biotope. Schutzzonen sind u. a. in Buchten, um Inselarchipele, in Flachgewässern, um Vermehrungs- und Rastplätze auszuweisen; die Aufgabe ist schwer durchführbar, da die allgemeine Meeresverschmutzung solche Schutzbestrebungen zunichte machen kann. Die besten Erfahrungen im marinen Biotopschutz hat wohl Australien; im Mittelmeer wurden aber ebenfalls Schutzzonen ausgewiesen. Besondere Aufmerksamkeit verdient der marine Biotopschutz in kleinen Meeren (Ostsee, Schwarzes Meer, Kaspisches Meer, Teilbereiche der Nordsee usw.).

Küsten und Flußmündungen. Hier treten konzentriert wandernde Arten auf (Vermehrungsplätze, Rast-Räume, Überwinterungsorte). Bisher gab es viele Mißerfolge, da sowohl die Verschmutzung, touristische Nutzung als auch wirtschaftliche Ansprüche mancherlei gut begründete Schutzvorschläge zum Scheitern brachten (Beispiel: Donaudelta). Etwa 10% dieser Biotope sollten aus der Nutzung ausgeklammert werden, der größte Teil davon unter Schutz gestellt werden.

Limnische Systeme. Vornehmlich geht es hier um Uferzonen von Seen und Flüssen, natürliche Inseln beider Gewässertypen, aber auch um manche künstlichen Gewässer. Oligotrophe sowie relevante meso- und eutrophe Seen sollen vorrangig geschützt werden. Geschützte Abschnitte in fließenden Gewässern (wo auch gestaltende Maßnahmen vorgenommen werden können) sollen durchgehende Wanderungen limnischer Tiere ermöglichen.

Terrestrische Gebiete. Die notwendige Vielfalt dieser Schutzgebiete ist aus der Sicht des Schutzes wandernder Arten am wenigsten erforscht; es steht außer Zweifel, daß dieser ökologische Bereich – insbesondere für den Schutz ziehender Vogelbestände – von großer Bedeutung ist. Große Defizite sind in folgenden Biotopbereichen erkennbar:

- Feuchtgebiete einschl. Feuchtwiesen;
- Altwälder, Feuchtwälder;
- Gebüschformationen mit reichem und differenziertem Nahrungsangebot (Insekten, Früchte, Beeren) insbesondere im Mittelmeerraum, wo der Vogelzug langsamer als im Norden verläuft (längere Rastaufenthalte) und wo früher Macchia-Formationen dominierten;
- Bergpässe;
- Naturnahe Vegetation der Meeresinseln;
- Wüstenoasen;
- Spezialhabitate wie z. B. natürliche Höhlen (Verweilorte von Fledermäusen) u. a. m.

Bevor auf die Problematik des aktuellen Standes des weltweiten Flächenschutzes für wandernde Tierarten eingegangen wird, muß noch über dreierlei Grundlagen berichtet werden, die zur Errich-

tung eines internationalen Biotopverbundsystems unabdingbar sind:

- Wissenschaftliche Grundlagen,
- internationales Instrumentarium und
- politischer Wille der internationalen und nationalen Gremien und Institutionen.

3. Wissenschaftliche Grundlagen

Die Erforschung der Wanderungen der Tiere nimmt seit der Jahrhundertwende einen breiten Raum ein. Insbesondere konzentriert sie sich auf drei Bereiche:

- 1) Wanderungen der wirtschaftlich genutzten Arten zwecks Steigerung der Ausbeutung,
- 2) Vogelzugwanderungen und
- 3) Erforschung des Navigationsvermögens bei Tieren (Vögel, Fledermäuse, Wale).

Die Anstrengungen der letzten Jahre, die vorhandenen Forschungsergebnisse zur Erstellung eines Schutzkonzeptes für einige wandernde Arten zu nutzen (z. B. Weißstorch, Wasservogel, Fledermäuse), haben u. a. zu den nachfolgenden Erkenntnissen geführt:

● Die Wanderstrecken zahlreicher Populationen (wichtigste Voraussetzung zur Erstellung eines internationalen Biotopverbundsystems) sind bisher lediglich bei einem Teil der wandernden Tierarten ermittelt worden. Dabei ist eine Fülle von Einzeldaten vorhanden (zumeist Markierungsergebnisse), jedoch nur wenige Gesamtauswertungen liegen vor. Als positives, wegweisendes Beispiel für solche monographischen Auswertungen kann der »Atlas der Wiederfunde beringter Vögel – der Zug europäischer Singvögel« von ZINK (1973, 1975, 1981, 1985) gelten; er umfaßt 95 Singvogelarten, was fast 30% der in Absatz 2 angegebenen wandernden Vogelarten Europas ausmacht.

● Am besten bekannt sind Reproduktionsräume und Ziel(wanderungs)gebiete der wandernden Arten (bei Vögeln: Brut- und Überwinterungsgebiete). Der genaue Verlauf der »Zugstraßen« läßt aber sogar bei den gut erforschten Arten noch viel zu wünschen übrig.

● Der genaue Zeitablauf der Wanderungen (Tempo, minimale und maximale Länge der Teilstrecken, Dauer der Rastaufenthalte, Ausweichstrecken etc.) sind zumeist nicht bekannt.

● Am schlechtesten ist es aber um die Erforschung der Ökologie des Zuges der einzelnen Arten bestellt: Fast gar nichts oder nur wenig wissen wir darüber.

● Nur bei wenigen Arten und in sehr wenigen Gebieten wurde versucht, langfristig die quantitative Dynamik der Tierwanderungen zu erfassen, um Populationstrends zu ermitteln.

Diese Wissensdefizite sind auf zwei Ursachen zurückzuführen:

- 1) die allgemeine Vernachlässigung der faunistischen Forschung in den letzten Jahrzehnten und
- 2) die »hobbyistischen Ausartungen« der Vogelzugforschung (Freude am Beringen, Vernachlässigung der zu erreichenden Ziele).

Im Rahmen der biologischen Wissenschaften sollen künftig diese Fragen unbedingt stärker beachtet und gefördert werden, wobei bei der Lösung dieser Themen klare, naturschützerische Ziele und internationale Kooperation viel stärker als bisher erforderlich sind. Die gesamte Migrationsforschung der Tiere muß auch stärker als bisher auf ökologischen Grundlagen fußen. Insbesondere müssen die ökologischen Überlebensbedingungen einzelner Arten erforscht werden.

Schlußfolgerung: Wir verfügen über nur unzureichende Erkenntnisse zur Planung eines internatio-

nalen Biotopverbundes für wandernde Tierarten. Der Stand der Erkenntnisse ist in der westlichen Paläarktis und in der Nearktis (einschl. des Nordatlantiks) besser als in den restlichen Teilen der Welt, wo im Bereich der Migrationsforschung z. T. erst mit Elementararbeit begonnen werden muß.

4. Internationales Instrumentarium

Bereits in den 50er und 60er Jahren wurden Stimmen laut, ein internationales Netz von Schutzgebieten für wandernde Tierarten zu errichten. Zwei Initiativen aus dieser Zeit sind erwähnenswert: Der Internationale Jagdrat (CIC) in Paris hat seinerseits vorgeschlagen, in Europa und Afrika eine Art »Ketten grüner Trittsteine« auf den Zugwegen der Vögel einzurichten; eine andere Initiative hieß »Project MAR« und appellierte an alle Staaten, Feuchtgebiete als Schutzzonen für Wasservögel auszuweisen.

Die Erfahrung dieser Pionierzeit hat ergeben, daß bloße Verbreitung von Appellen kein taugliches Mittel zur Erstellung eines internationalen Biotopverbundes für wandernde Tierarten sein kann. Vor allem die Erfolge aus Nordamerika haben den europäischen Naturschützern bewußt gemacht, daß erst juristisch verbindliche, internationale Vereinbarungen einen gangbaren Weg zur Bildung eines solchen Verbundes darstellen können.

Gegenwärtig umfaßt das internationale Instrumentarium (besonders berücksichtigt wird hier wieder die westliche Paläarktis) folgende potentielle Möglichkeiten:

1) Internationale Übereinkommen (Konventionen) — sie werden durch Fachkonferenzen auf Regierungsebene bzw. unter Schirmherrschaft internationaler Regierungsorganisationen ausgearbeitet und erlangen in den Mitgliedsstaaten erst dann Geltung, wenn sie (zumeist auf parlamentarischem Wege) auch den Rang eines nationalen Gesetzes erhalten haben. Konventionen haben sich als ein gutes Instrument der internationalen Naturschutzarbeit bewährt, sie haben aber auch eine Schwachstelle: Der Beitritt ist freiwillig und die Praxis zeigt, daß nur wenige Konventionen mehr als 1/3 der Staaten der Erde gewinnen konnten; dies ist aber für ein internationales Schutzsystem für wandernde Tierarten zu wenig: Um effektiv zu sein, muß ein solches System die Mehrzahl der Staaten der Erde umfassen.

2) Offizielle Aktionen bzw. Programme internationaler Regierungsorganisationen (sog. Governmental Organisations) — insbesondere Vorschläge diverser UNO-Fachorganisationen (wie UNESCO oder UNEP) werden in vielen Staaten der Welt gut befolgt. Zumeist finden solche Aktionen auch mehr Teilnehmer-Staaten, als die diversen Naturschutzkonventionen. Auch hier aber fehlt die Mitarbeit vieler Länder, die für die Bildung eines Biotopnetzes von Bedeutung sind; wahrscheinlich wäre es möglich, diese Staaten auf politischem Wege zur Mitarbeit zu bewegen (Gespräche auf Regierungsebene, kontinuierlicher Druck der UNO-Fachorganisationen u. a. m.).

3) Juristisch verbindliche Absprachen regionaler Organisationen für wirtschaftliche Integration, die souveräne Staaten vereinigen — ein Beispiel dafür liefert die Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft. Solche Richtlinien müssen zwar einstimmig beschlossen werden (was z. B. den Abschluß der Vogelschutzrichtlinie stark verzögert hat), erlangen aber juristische Wirksamkeit in allen Mitgliedsstaaten. Leider wurden juristische Möglichkeiten vergleichbarer Art durch Staaten-

gruppen anderer Regionen der Welt für die Zwecke des Naturschutzes nicht angewandt.

Es muß hier offen gesagt werden, daß dieses Instrumentarium sehr schwerfällig ist, seine Anwendung benötigt sehr umfangreiche administrative Handlungen, der Erfolg dieser Maßnahmen entspricht zumeist nicht den Erwartungen und zusätzlich ist er schwer oder gar nicht kontrollierbar. Nichtsdestoweniger ist zu unterstreichen, daß dies der *einzige* gangbare Weg zur Herbeiführung eines internationalen Biotopverbundsystems für wandernde Tierarten ist.

Eine weitere, sehr wesentliche Schwierigkeit bei der Anwendung dieses Instrumentariums bildet die Tatsache, daß die Sachinhalte eines internationalen Biotopverbundes von Biologen erarbeitet werden müssen, deren Integration in das zur Verfügung stehende Instrumentarium jedoch durch Juristen und Politiker vorgenommen wird.

Schlußfolgerung: Die praktische Durchführung eines internationalen Biotopverbundsystems ist viel schwieriger, als die des nationalen. Unter anderem deshalb stimmen alle Aussagen der drei Symposiumstage bedenklich, die über Hindernisse bei der Erstellung eines »Ökologischen Biotopverbundes mit ökosystemarer Vernetzung« berichteten.

5. Politischer Wille der zuständigen Gremien und Institutionen

Dieser Faktor ist entscheidend; sollte er in ausreichendem Maße vorhanden sein, könnte er sogar die unter 3 und 4 skizzierten Mängel und Lücken ausgleichen oder ersetzen.

Der politische Wille zur Errichtung eines internationalen Biotopverbundsystems für wandernde Tierarten ist in den etwa 170 existierenden Staaten der Welt sehr unterschiedlich ausgeprägt.

Die Situation in den westeuropäischen Staaten bzw. in den führenden »Industriestaaten« ist etwa der in der Bundesrepublik Deutschland vergleichbar — deshalb wird hier auf nähere Darstellung verzichtet.

Ich hatte mehrfach die Möglichkeit, die diesbezügliche Stimmung bei offiziellen Vertretern des Naturschutzes aus Osteuropa (»sozialistische Staaten«) zu erfragen. Die dortigen Fachleute erkennen zwar die Notwendigkeit der Bildung eines internationalen Biotopverbundes, liefern auch gute Fachbeiträge (wissenschaftliche Grundlagen), haben aber zu wenig Möglichkeiten, diese umzusetzen. Verbände sind zu schwach, um Druck auszuüben. Stark ist dagegen auch in diesem Bereich der politische Entscheidungsträger; diesem fehlt jedoch allzu oft die fachliche Kompetenz und naturschützerisches Engagement. Ansonsten sind auch die Entscheidungen des Umwelt- und Naturschutzbereiches sehr stark der »politischen Tagesstimmung« ausgesetzt. Da die Praxis bereits einige Male gezeigt hat, daß gerade die Umweltschutzthematik bei politischem »Tauwetter« zwischen West und Ost zuerst zur Sprache kommt, sollte auf beiden Seiten versucht werden, in den kurzen Perioden sich anbahnender Kooperation sofort vertragliche Vereinbarungen anzustreben.

Noch ungünstiger ist die Lage in der sogenannten »Dritten Welt«. Bisher wurden aus vielen Regionen Erfolge gemeldet, die sogar auf europäische Initiativen zurückgehen (Bildung afrikanischer Nationalparke, Aktionen des WWF u. a. m.); trotz politischer Differenzen konnten engagierte europäische Fachleute dort viel erreichen (z. B. Prof. Grzimek), da der Naturschutz »unpolitisch« und völkerverbindend ist. Die Bevölkerungsexplosion und zunehmende wirtschaftliche Schwierigkeiten werden aber in der Zukunft unumgänglich zu ei-

nem verstärkten Flächennutzungsanspruch auch in diesen Ländern führen. Deshalb muß der Akzent künftig viel stärker auf die Schulung einheimischer Naturschutzexperten gelegt werden; alle Länder der nördlichen Hemisphäre sollten hierzu ihren Beitrag leisten. Sinnvoll wäre auch der Ankauf von Schutzflächen, in denen sich europäische wandernde Tiere aufhalten (z. B. Feuchtgebiete in Afrika) mit Geldern aus der Kasse der Europäischen Gemeinschaft mit gleichzeitiger vertraglicher Sicherung des Schutzes dieser Gebiete.

Auch einige internationale Staatenbündnisse und Regierungsorganisationen könnten ihren politischen Willen zum Aufbau eines internationalen Verbundsystems für wandernde Tierarten stärker akzentuieren; nachstehend sollen einige solcher potentiellen Möglichkeiten erwähnt werden.

Die Europäische Gemeinschaft ist noch immer eine vornehmlich wirtschaftliche Staatenvereinigung; daraus erwachsen ihr Kompetenzen im Bereich des technischen Umweltschutzes, vor einiger Zeit erhielt sie auch Kompetenzen im Bereich des Vogelschutzes; sie hat aber keine Kompetenzen im Bereich des artenschutzrelevanten Biotopschutzes. Angesichts der aktuellen Situation der Agrarpolitik (notwendiger Abbau der Überschüsse) wäre es aber wünschenswert, das westeuropäische Biotopschutznetz *auch* durch Initiativen der EG-Kommission auszuweiten. Zumindest das Europäische Parlament sollte hierzu Stellung beziehen und die Möglichkeit der Kompetenzausweitung erörtern.

UNEP hat bisher einige Initiativen im Bereich des weltweiten Biotopschutzes ergriffen; diese UNO-Fachorganisation verfügt seit Februar 1985 über eine eigene Dienststelle auch in der Bundesrepublik: das Sekretariat der Bonner Konvention (Abkürzung: UNEP/CMS-Sekretariat). Das Sekretariat ist seit Oktober diesen Jahres mit einer festen Planstelle besetzt, es soll nun versucht werden, den weltweiten Einfluß des UNEP dazu zu nutzen, verstärkt Schutzgebiete auch für wandernde Tierarten auszuweisen. Der politische Wille dafür ist in UNEP vorhanden, fachliche Impulse müßten allerdings verstärkt werden. Diese Aufgabe soll künftig der Wissenschaftliche Rat der Bonner Konvention wahrnehmen.

Die Umweltministerkonferenz der Europarat-Mitgliederstaaten, die periodisch tagt und sich mit den Verpflichtungen, die aus der Berner Konvention entspringen, befaßt, hat sich bisher kaum mit der Problematik der Schutzgebiete für wandernde Tierarten beschäftigt. Der politische Wille hierzu müßte in diesem Gremium erst geweckt werden.

ECE (Economic Commission of Europe), ebenfalls eine UNO-Fachorganisation, mit Sitz in Genf, die für ganz Europa (West und Ost) zuständig ist, befaßt sich neuerdings auch mit der Problematik des Naturschutzes, einschl. des Biotopschutzes. Die bisherigen Aktivitäten haben einen sehr allgemeinen und theoretischen Charakter; es müßte erst geprüft werden, ob diese europaweite Organisation in der Lage sein kann, einen konstruktiven Beitrag zur Erweiterung des Biotopverbundsystems für wandernde Tiere zu leisten.

Zusammenfassend muß gesagt werden, daß es um den politischen Willen zum Ausbau eines weltweiten Biotopverbundes für wandernde Tierarten schlecht bestellt ist. Aufklärungsarbeit müßte hierzu geleistet werden, Druckmittel in Gang gesetzt werden, vor allem — wie ich meine — auf die EG und ECE. Erfolge in Europa könnten Signalwirkung auch anderswo haben.

6. Bisheriger Stand des Biotopschutzes für wandernde Tierarten

Die wichtigsten Ergebnisse bzw. laufenden Vorhaben (mit besonderer Berücksichtigung der westlichen Paläarktis) sollen nachstehend kurz skizziert werden. Dazu gehören die sechs nachfolgenden Sachbereiche, auf deren Grundlage ein Netz von Schutzgebieten bereits gebildet wurde, kontinuierlich erweitert wird bzw. in der Zukunft ausgebaut werden soll:

- Nationale Schutzgebietssysteme,
- Biosphären-Reservate,
- Ramsar-Konvention,
- EG-Vogelschutzrichtlinie,
- Berner Naturschutzkonvention,
- Bonner Konvention.

Aus Gründen der besseren Übersicht werden hier die zahlreichen kleineren internationalen Abkommen, die lokal oder regional ebenfalls zur Bereicherung des internationalen Netzes von Schutzgebieten für wandernde Tiere geführt haben, nicht berücksichtigt (genauere Angaben siehe IUCN 1985).

Nationale Schutzgebietssysteme

Die Mehrzahl der Staaten der Welt verfügt über ein Netz von Schutzgebieten (im Sinne des Naturschutzes). Fast alle diese Schutzsysteme gehen auf die primäre Idee des Schutzes der »Naturdenkmäler« zurück, die zu Anfang des Jahrhunderts Hugo CONWENTZ in seiner (in mehrere Sprachen übersetzten) »Denkschrift« skizziert hat. Unser Symposium befaßt sich mit der — so würde ich sagen — Weiterentwicklung des Conwentz'schen Modells der Schutzgebiete, deshalb will ich hier lediglich zwei Aspekte der nationalen Biotop-Verbundsysteme erwähnen, die im Verlauf des Symposiums kaum Beachtung gefunden haben:

— Bis in die 50er Jahre bestand die Notwendigkeit der Bildung von Schutzgebieten für wandernde Arten eigentlich nur in dicht bewohnten und stark industrialisierten Staaten der Welt.

— Seit Mitte unseres Jahrhunderts zeichnet sich zunehmend die Notwendigkeit der Erstellung eines übernationalen und globalen Gebietsschutzsystems für wandernde Arten ab, dieser Gedanke wird aber nur zögernd zur Ergänzung der nationalen Schutzgebietssysteme übernommen.

Trotz dieser Entwicklung und Mängel bilden die nationalen Netze von Schutzgebieten einen nicht unerheblichen Teil des globalen Biotopverbundes für wandernde Tierarten.

Biosphären-Reservate (ein weltweites Projekt unter der Schirmherrschaft der UNESCO)

Wohl die Unvollkommenheit bzw. die chaotische Diversität der nationalen Schutzgebietssysteme hat die Organisatoren des MAB (Man and Biosphere-)Programms dazu bewegen, ein weltweites Netz von großflächigen Naturschutzgebieten zu organisieren, die eine Art »Stichproben« aller wichtigsten Typen natürlicher Öko-Systeme der Welt darstellen. Laut Beschluß des Internationalen Koordinationsrates des MAB vom November 1971 sollen diese Gebiete vielfältige Bedeutung haben; außer Schutzzwecken (Erhaltung des Ökosystems einschließlich seiner genetischen Ressourcen) sollen sie auch der Forschung, Erziehung und Schulung dienen. MAB-Vorstandssitzungen der Jahre 1973 und 1974 haben die Kriterien für das Vorhaben, das die Bezeichnung »MAB Project 8« trägt, formuliert. Als Biosphären-Reservate können Gebiete sowohl wegen des Charakters ihrer Lebensräume als auch aufgrund der Vielfalt dort lebender Pflanzen und/oder Tiere ausgewiesen werden. Dabei soll bei der Auswahl der Ge-

biete mehr darauf geachtet werden, daß eine größere Anzahl für eine Region typischer Ökosysteme unter Schutz gestellt wird, als daß nach Gebieten mit außergewöhnlichen oder unikalen Elementen der Flora und Fauna gesucht wird. Schutzziele sind sowohl statisch (der ökologische Bestand des Gebietes) als auch dynamisch (alle biologischen Prozesse, also auch z. B. Erhaltung der Wanderungen der Tiere) definiert. Ein ordnendes System und gleichzeitig eine Leitlinie zur weiteren Ausweisung von Biosphären-Reservaten bildet die Einteilung der Erde in 193 biogeographische Provinzen (nach UDVARDY).

Das Netz der Biosphären-Reservate (BR) nähert sich gegenwärtig der Zahl von 300 unter Schutz gestellter Gebiete; das Projekt hat praktisch erst Mitte der 70er Jahre begonnen und wird in vielen Staaten der Welt sehr positiv beurteilt. Der Zuwachs der neu ausgewiesenen Biosphären-Reservate ist befriedigend – siehe Tabelle:

Jahr	Anzahl der BR	Länder der Welt
1977	118	27
1978	144	35
1980	177	46
1982	209	55

Die Größe der einzelnen Gebiete ist sehr unterschiedlich, sie variiert von etwa 1000 ha bis 100.000 ha (ausnahmsweise sogar mehr).

Das Netz der Biosphären-Reservate wird in das GEMS-Programm der UNEP integriert (GEMS = Global Environmental Monitoring System). Dies schafft eine günstige Möglichkeit zur Überwachung der Migrationsintensität diverser Populationen wandernder Tierarten.

Wichtige Publikationen: BATTISSE (1982), MALDAGUE (1984), UDVARDY (1975), UNESCO (1973, 1974).

Ramsar Konvention (Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel von internationaler Bedeutung)

Dieses Übereinkommen bildet den Versuch, ein in den 60er Jahren seitens Biologen (vornehmlich Ornithologen und Hydrobiologen) skizziertes »Projekt MAR« in praktische Naturschutzarbeit umzusetzen. Nach dem Scheitern einer internationalen Konferenz in Leningrad im Jahre 1968 (wegen Besetzung der Tschechoslowakei) wurde die Konvention – leider mit zahlreichen inhaltlichen Abstrichen – 1971 in Ramsar, Iran, verabschiedet. Die Reduzierung einiger Inhalte und Verpflichtungen durch die Regierungskonferenz im Iran hat viele Naturschützer dazu bewogen, das Ramsar-Übereinkommen als eine »schwache Konvention« abzuqualifizieren. Diese von der Sache her berechtigte Kritik will allerdings oft die Tatsache nicht zur Kenntnis nehmen, daß wir bisher über kein internationales (juristisches) Instrumentarium bzw. Präzedenzfälle verfügen, das wesentlich bessere Ergebnisse zulassen würde.

So sollte die sachlich berechtigte Kritik eher für die Schaffung neuer Maßstäbe im internationalen Naturschutz Verwendung finden, als das bescheidene, aber doch positive Ergebnis, das mit Mühe erreicht werden konnte, abzuklassifizieren.

Die zwei wichtigsten Verpflichtungen, die im Text der Ramsar-Konvention bindend für ihre Mitgliedsstaaten festgeschrieben sind, lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

● Die bedeutendsten Feuchtgebiete des Landes, die von internationaler Bedeutung (vornehmlich für die Erhaltung wandernder Wat- und Wasser-

vögel) sind, sollen unter Schutz gestellt werden; als Minimum muß ein solches Gebiet ausgewiesen werden.

● Eine Politik der »weisen Nutzung« der Feuchtgebiete des Landes soll angestrebt und durchgesetzt werden.

Das International Waterfowl Research Bureau in Slimbridge, England (früher in der Camargue, Frankreich) sowie die IUCN-Zentrale in Gland, Schweiz, spielten die wichtigste Rolle bei der Entwicklung und gegenwärtig bei der Fortführung dieser Konvention. Während einer Konferenz 1982 in Paris (Sitz der UNESCO) wurde die Ramsar-Konvention um einige kleine, jedoch wichtige Änderungen bereichert (sog. Pariser Protokoll).

Der jetzige Stand der Ramsar-Konvention läßt sich folgendermaßen zusammenfassen:

● 39 Staaten der Welt sind Mitglieder der Konvention, sie haben 335 Feuchtgebiete internationaler Bedeutung von insgesamt fast 20 Mio. ha Fläche unter Schutz gestellt (s. Tabelle).

● Gewisse Fortschritte sind auch in der Einstellung der nationalen Behörden zur Behandlung von Feuchtgebieten zu vermerken (»weise Nutzung«, also u. a. Vermeidung großer Trockenlegungen). Ausdruck dieser neuen Einstellung bildet u. a. die Tatsache, daß bisher kein Mitgliedsstaat ein für den Schutz angemeldetes »Ramsar-Gebiet« von dieser Liste zurückgezogen hat; ebenso ist das Verbot der Anwendung von toxischen Bleischrotpatronen in den »Ramsar-Gebieten« Dänemarks bemerkenswert.

● Erfreulich ist, daß die meisten Staaten Europas der Konvention beigetreten sind (es fehlen lediglich noch: Albanien, Zypern, Tschechoslowakei, Frankreich, Luxemburg, Malta, Türkei und Rumänien).

● Positiv zu vermerken ist auch die Tatsache, daß mehrere sehr große Flächenstaaten der Ramsar-Konvention angehören (UdSSR, Australien, Kanada, Iran, Indien; die USA wollen demnächst beitreten).

Das mittels der Ramsar-Konvention gebildete Netz von Schutzgebieten für Wat- und Wasservögel bildet heute den wichtigsten Bestandteil des internationalen Biotopverbundsystems für wandernde Tierarten.

Wichtige Publikationen: CARP (1972, 1980), ERZ (1971), HAARMANN (1984), ISAKOW (1970), SPAGNESI (1982), SZIJJ (1978).

EG-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie des Rates über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten)

Die Kommission der Europäischen Gemeinschaft hat sich Mitte der 70er Jahre zur Ausarbeitung dieser Richtlinie entschlossen, und zwar unter dem Druck der Proteste gegen den Massenfang von Vögeln in Italien und Südfrankreich. Die Hauptinhalte der Richtlinie zielen auf die qualitative und quantitative Begrenzung der Vogeljagd (es geht also um den restriktiven Artenschutz). Sie enthält jedoch auch wichtige Beschlüsse bezüglich des Biotopschutzes für wandernde Vogelarten. Die Richtlinie wurde vom Rat der Europäischen Gemeinschaft am 2. April 1979 einstimmig beschlossen und gilt heute verbindlich für alle 12 EG-Mitgliedsstaaten (d. h. für Belgien, Dänemark, Bundesrepublik Deutschland, Griechenland, Frankreich, Irland, Italien, Luxemburg, Niederlande, Portugal, Spanien und das Vereinigte Königreich). Die juristische Wirkung ist zwar nicht direkt, die Inhalte müssen jedoch in die nationale Gesetzgebung übernommen werden.

Tabelle

Mitgliedsstaaten der Ramsar-Konvention (mit Angaben der Landesfläche sowie Anzahl und Fläche der zum Schutz ausgewiesenen Feuchtgebiete)

	Land	Fläche des Landes (km ²)	Anzahl der Feuchtgebiete	Fläche der Feuchtgebiete (ha)	Anteil der Landesfläche (in %)
1	Australien	7.686.420	26	1.275.890	0,17
2	Finnland	338.107	11	101.343	0,30
3	Norwegen	323.895	14	17.545	0,05
4	Schweden	449.964	20	271.075	0,60
5	Südafrika	1.123.226	2	9.968	0,008
6	Iran	1.648.000	18	1.297.550	0,79
7	Griechenland	131.944	11	78.600	0,60
8	Bulgarien	110.912	4	2.097	0,02
9	Großbritannien	244.046	28	89.117	0,37
10	Schweiz	41.293	2	1.816	0,04
11	BR Deutschland	248.678	20	314.315	1,26
12	Pakistan	803.943	9	20.990	0,03
13	Neuseeland	269.063	2	14.807	0,05
14	UdSSR	22.274.900	12	2.987.185	0,13
15	Italien	301.252	40	51.476	0,17
16	Jordanien	97.740	1	7.372	0,08
17	Jugoslawien	255.804	2	18.094	0,07
18	Senegal	196.192	3	96.000	0,49
19	Dänemark	43.075	26	593.372	13,78
20	Polen	312.683	5	7.090	0,02
21	Island	102.829	1	20.000	0,19
22	DDR	108.333	8	49.600	0,46
23	Ungarn	93.032	8	29.450	0,32
24	Niederlande	41.548	13	263.185	6,33
25	Japan	372.313	2	5.571	0,01
26	Marokko	458.730	4	10.580	0,02
27	Tunesien	164.150	1	12.600	0,08
28	Portugal	92.082	2	30.563	0,33
29	Kanada	9.976.139	17	10.380.014	1,04
30	Chile	756.626	1	4.877	0,006
31	Indien	3.287.590	2	119.400	0,04
32	Spanien	504.782	3	52.392	0,10
33	Mauretanien	1.030.700	1	1.173.000	1,14
34	Österreich	83.854	5	85.150	1,02
35	Algerien	2.381.741	2	8.400	0,003
36	Uruguay	177.508	1	200.000	1,13
37	Irland	70.283	1	110	0,001
38	Surinam	163.265	1	12.000	0,07
39	Belgien	30.519	6	0	0,00
		56.979.161	335	19.712.594	0,38

Im Bereich des Biotopschutzes für wandernde Vogelarten ist in der EG-Richtlinie folgendes verankert:

● Den im Anhang I der Richtlinie aufgeführten Arten (es sind 144, darunter ca. 120 wandernde Arten) sowie (nach Art. 4 der Richtlinie) allen anderen regelmäßig im Gebiet auftretenden Zugvogelarten sollen die Mitgliedsstaaten eine besondere Beachtung schenken.

● Außer den Maßnahmen des restriktiven Artenschutzes schreibt die EG-Richtlinie (in Art. 3 und 4) vor, daß ein Netz von Schutzgebieten für wandernde Vogelarten einzurichten ist.

● Die Methoden des Biotopschutzes sind in Art. 3 beschrieben und umfassen

- a) Einrichtung von Schutzgebieten,
- b) Pflege und ökologisch richtige Gestaltung der Lebensräume in und außerhalb von Schutzgebieten,
- c) Wiederherstellung zerstörter Lebensstätten,
- d) Neuschaffung von Lebensstätten.

Den Umfang der durchzuführenden Schutzmaßnahmen skizziert der Art. 4 in den Absätzen 1 und 2: Es sollen Schutzzonen sein, die sowohl die Brut- und Mauser- als auch Rast- und Überwinterungsgebiete umfassen und sich sowohl auf Land- wie auch Meeresgebiete des EG-Territoriums erstrecken.

● Art. 4 Abs. 3 regelt, daß Mitgliedsstaaten Initiativen zur Bildung des Netzes von Schutzgebieten zu ergreifen haben, entsprechende Informationen sind — im Hinblick auf die erforderliche Koordination — der Kommission der EG zu übermitteln.

Ein solches Netz von Schutzgebieten, ausgearbeitet aufgrund von einheitlichen Kriterien für ganz West- und Südeuropa, könnte eine große Bedeutung für den Schutz westpaläarktischer wandernder Vogelarten haben. Es bedeutet auch einen wesentlichen methodischen Fortschritt in einer Region der Welt, wo die Schutzbestrebungen stets auf unlösbare Schwierigkeiten wegen der nationalen Zersplitterung eines tieergeographisch einheitlichen Raumes (westpaläarktisch-afrikanisches Migrationssystem) gestoßen sind. Gegenwärtig wird noch an der Erstellung eines solchen Netzes gearbeitet: Die meisten EG-Regierungen haben Vorschläge in Brüssel angemeldet, die EG-Kommission konsultiert diese mit Fachleuten und mit den nationalen Behörden.

Die EG bemüht sich auch, ein Netz von Schutzgebieten in Afrika zu schaffen, insbesondere im Hinblick auf die Schutzerofordernisse der wandernden Vogelarten der EG-Staaten (zwei Studien zu diesem Thema wurden bereits ausgearbeitet: JACOB et al. 1984 sowie LEDANT et al. 1985). Die guten Kontakte der Gemeinschaft zu vielen Staaten Afrikas (Lome-Abkommen etc.) bilden die Grundlage zu der Hoffnung, daß eine solche Initiative verwirklicht werden kann.

Wichtige Publikationen: EMONDS & NOWAK (1979), ERZ (1979, 1980), JACOB et al. (1984), LEDANT (1985), NOWAK (1979 a und b, 1980).

Berner Konvention oder die Europäische Naturschutzkonvention (Übereinkommen über die Erhaltung wildwachsender Pflanzen und wildlebender Tiere sowie natürlicher Lebensstätten in Europa).

Diese Konvention geht auf eine Empfehlung der Parlamentarischen Versammlung des Europarates und der 2. Umweltminister-Konferenz der EG-Staaten aus dem Jahre 1976 zurück. Sie wurde unter Leitung des Europarates in Straßburg ausgearbeitet und am 19. September 1979 in Bern

verabschiedet. Die Konvention ist 1982 in Kraft getreten, gegenwärtig gehören ihr 14 Einzelstaaten und die Europäische Gemeinschaft an (Dänemark, Bundesrepublik Deutschland, Griechenland, Irland, Italien, Liechtenstein, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Portugal, Schweden, Schweiz, Türkei und das Vereinigte Königreich). Auch osteuropäische und afrikanische Staaten sind zur Mitgliedschaft eingeladen, haben jedoch bisher davon keinen Gebrauch gemacht. Die Konvention ist bemüht, einen hohen Schutzstandard des allgemeinen Naturschutzes in Europa durchzusetzen; sie verlangt, daß die ökologischen Interessen vermehrt in raumordnerischen Maßnahmen berücksichtigt werden und strebt eine verstärkte Zusammenarbeit der Vertragsstaaten auf dem Sektor des Naturschutzes an.

Einige Artikel dieser Konvention gehen speziell auf die Probleme des Schutzes der wandernden Tierarten mittels eines Netzes von Schutzgebieten ein. So verlangt Art. 4 Abs. 3, daß die Mitgliedsstaaten eine besondere Aufmerksamkeit solchen Gebieten schenken, die bedeutsam für den Schutz der im Anhang II und III aufgelisteten Arten sind (Anhang II enthält ein Verzeichnis gefährdeter Arten, u. a. Fledermäuse, die Mönchsrobbe, einige Delphine und Wale, eine Reihe von Vögeln und die Meeresschildkröten. Anhang III umfaßt fast alle übrigen wandernden Arten Europas). Insbesondere handelt es sich dabei um Gebiete, die auf den Wanderstrecken der Tiere liegen und Reproduktions-, Mauser-, Rast- oder Überwinterungsstätten der wandernden Arten sind. Absatz 4 des gleichen Artikels verpflichtet zusätzlich die Mitgliedsstaaten zu einer Koordination der Bemühungen um die Erhaltung von Schutzgebieten in Grenzbereichen.

Artikel 10 Abs. 1 verpflichtet die Konventionsparteien speziell zur Koordination aller Maßnahmen zum Schutze wandernder Arten (also auch zur koordinierten Erstellung des in Art. 4 vorgeschriebenen Netzes von Schutzgebieten).

Auf dieser Grundlage hat der Europarat (insbesondere der ständige Ausschuß für die Anwendung der Konvention) Schritte unternommen, um ein adäquates Netz von wichtigen Schutzgebieten für wandernde Vögel zu ermitteln; eine Arbeitsgruppe hat bereits eine Studie erstellt, die jetzt weiterentwickelt wird. Bei diesem Vorhaben arbeitet der Europarat zum Teil mit der EG-Kommission zusammen.

Wichtige Publikationen: EMONDS (1979, 1979a), PARSLow (1974), SMITT & WIJNGAARDEN (1976, 1977).

Bonner Konvention (Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten)

Das Übereinkommen befaßt sich mit der ganzen Vielfalt von Schutzmaßnahmen (auch mit dem Forschungsbedarf) zur Erhaltung der wandernden Tierarten; der Biotopschutz bildet nur einen kleinen Teil der komplexen Gesamtproblematik. Das wichtigste liegt jedoch darin, daß die Bonner Konvention lediglich ein »Rahmenübereinkommen« ist, das selbst nur die wichtigsten Probleme löst und die Mehrzahl der Aufgaben zur späteren Behandlung durch mehrere, erst zu schließende Regionalabkommen delegiert.

Der Text des Bonner Übereinkommens selbst enthält folgende Verpflichtungen im Bereich des Biotopschutzes:

Art. 2 besagt, daß Vertragsparteien die Wichtigkeit der Erhaltung der wandernden Arten anerkennen und die notwendigen Schutzmaßnahmen treffen, wobei u. a. »Schritte zur Erhaltung ihrer Lebensstätten« genannt sind.

Art. 3 befaßt sich mit den wandernden Tierarten des Anhangs I (weltweit vom Aussterben bedrohte Tiere). Die Vertragsparteien verpflichten sich, diese Arten sofort, aufgrund der Beschlüsse der Bonner Konvention, effektiv zu schützen, wobei der Biotopschutz hierbei eine wichtige Rolle zu spielen hat; der Abs. 4a beschreibt diese Aufgabe folgendermaßen: »Vertragsparteien ... bemühen sich ... jene Lebensstätten zu erhalten und, so durchführbar und zweckmäßig, wiederherzustellen, die von Bedeutung sind, um die Art vor der Gefahr des Aussterbens zu bewahren«. Der Anhang I enthält zuerst jedoch nur etwa 50 wandernde Tierarten, die vom Aussterben bedroht sind.

Die Art. 4 und 5 befassen sich mit Schutzmaßnahmen für Arten des Anhangs II (die erst mittels Regionalabkommen geschützt werden sollen) sowie mit den Inhalten dieser künftigen Abkommen. Die Regionalabkommen sollen u. a. (Art. 5 Abs. 5f und g) »die Erhaltung eines Netzes geeigneter Lebensstätten, die im Verhältnis zu den Wanderwegen verteilt sind« anstreben und »soweit dies wünschenswert erscheint« neue, günstige Lebensstätten schaffen.

Bisher sind 21 Staaten bzw. Staatengruppen der Welt Mitglieder der Bonner Konvention: Ägypten, Benin, Chile, Dänemark, Europäische Gemeinschaft, Bundesrepublik Deutschland, Indien, Irland, Israel, Italien, Kamerun, Luxemburg, Niederlande, Niger, Norwegen, Portugal, Schweden, Somalia, Spanien, Ungarn und das Vereinigte Königreich (vergl. Abb.).

Bisher wurde noch kein Regionalabkommen als direkte Folge der Bonner Konvention abgeschlos-

sen; fünf solche Abkommen befinden sich jedoch in Vorbereitung:

1. Robbenschutzabkommen zwischen der Bundesrepublik Deutschland, Dänemark und den Niederlanden.
2. Europäisches Abkommen zum Schutze von Fledermäusen.
3. Europäisch-Afrikanisches Weißstorch-Schutzabkommen.
4. Westpaläarktisches Abkommen zum Schutze der Entenvögel.
5. Abkommen zum Schutze des Großtumlars und des Schweinwals in der Nord- und Ostsee.

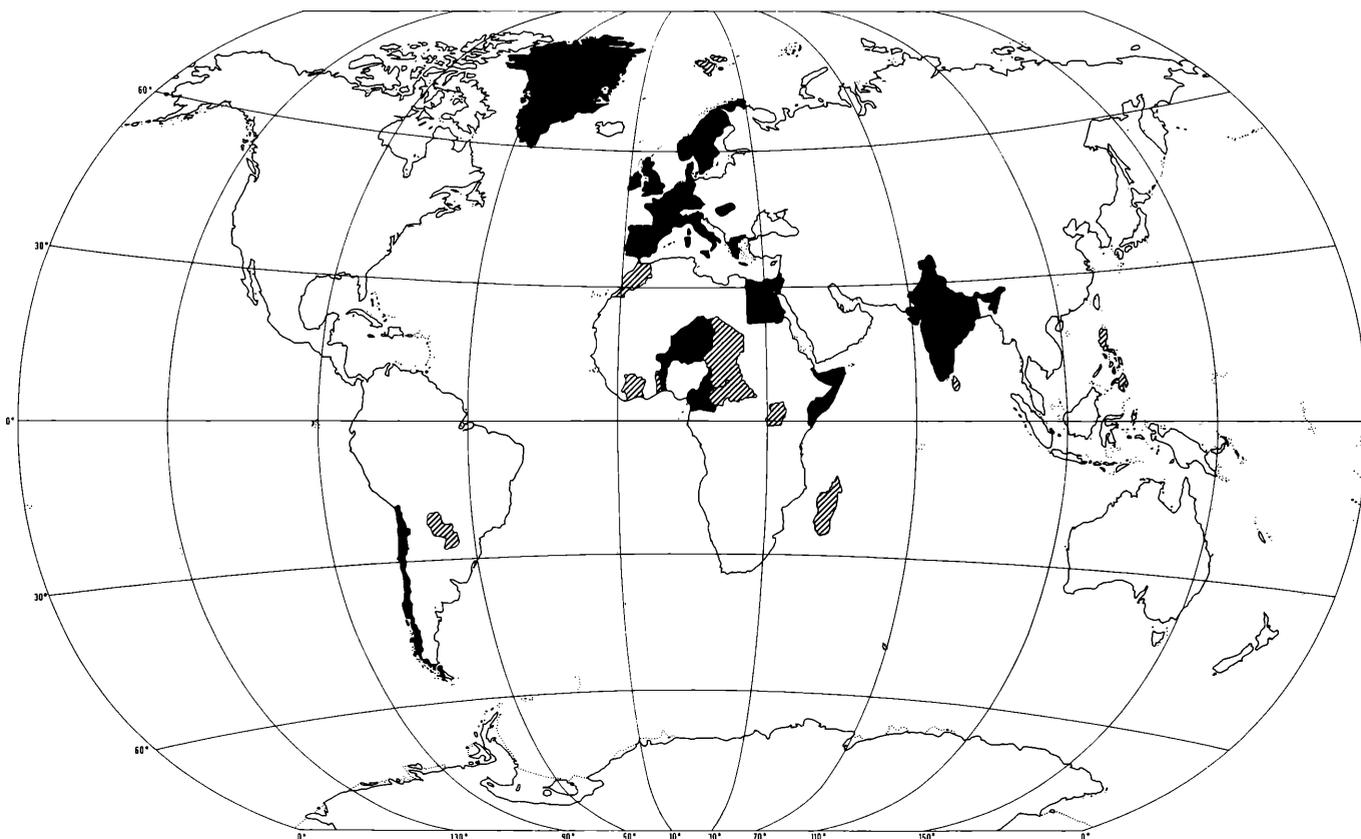
★

Zusammenfassend ist folgendes über den derzeitigen Stand eines internationalen Biotopverbundes für wandernde Tierarten zu sagen:

● Das bestehende Netz setzt sich aus geeigneten Gebieten der nationalen Schutzgebietssysteme, der Biosphären-Reservate und der Ramsar-Feuchtgebiete zusammen.

● Gegenwärtig wird an einer Erweiterung des Biotopverbundes gearbeitet, und zwar auf der Grundlage der EG-Vogelschutzrichtlinie sowie der Berner und Bonner Konvention.

● Das vorhandene System ist nicht aufgrund eines speziellen Generalplanes zum Schutze wandernder Tierarten entstanden, vielmehr handelt es sich um einen zufälligen Verbund von geeigneten Schutzgebieten und Initiativen, die spontan wachsend die erste Grundlage (Anfangsphase) für ein Biotopverbundsystem zum Schutze wandernder Tierarten ergeben haben.



Verteilung der 21 Staaten der Welt, die der Bonner Konvention angehören (schwarze Flecken). Mehrere weitere Staaten haben die Konvention signiert (schraffierte Fläche), bisher jedoch nicht ratifiziert.

7. Kritisches über den Stand des Biotopverbundes für wandernde Tierarten

Die vorstehende Übersicht gibt Anlaß zu Kritik: Das derzeit bestehende Biotopverbundsystem ist noch quantitativ stark unzureichend, qualitativ sehr lückenhaft und geographisch zu ungleichmäßig verteilt, um eine wirksame Rolle bei der Erhaltung wandernder Tierarten spielen zu können. Zahlreiche Schutzgebiete, die im Rahmen der vorher skizzierten sechs Schutz-Vorhaben (siehe S. 16) ausgewiesen bzw. zur Ausweisung vorgesehen sind, wiederholen sich in den einzelnen Gebietsverzeichnissen; dies hat zur Folge, daß das reelle Wachstum der Anzahl und der Gesamtfläche der Schutzgebiete kleiner ist, als es aus den Verzeichnissen der sechs einzelnen Programme hervorgeht. Zu den sechs oben dargestellten Gebieteschutzbereichen sollen nachfolgend die wichtigsten kritischen Gedanken zusammengefaßt werden.

Nationale Schutzgebietsysteme

Sie zeichnen sich — in Hinsicht auf die wandernden Tierarten — durch drei negative Merkmale aus:

- (1) nur ein geringer Teil der Schutzgebiete dient den wandernden Arten,
- (2) die Gebiete sind zumeist zu kleinräumig und
- (3) die vorhandenen Netze sind international nicht aufeinander abgestimmt.

Aus der internationalen Sicht ist auf einige Unterschiede der diversen nationalen Schutzgebietsnetze hinzuweisen; bereits die europäischen Staaten haben ihre Schutzgebietssysteme sehr unterschiedlich gestaltet: z. B. haben die Niederlande etwa 4% der Landesfläche unter Schutz gestellt und dabei stark die Erfordernisse der wandernden Arten beachtet; die Bundesrepublik hat dagegen nur ca. 1% der Landesfläche unter Naturschutz gestellt und dabei die Problematik der wandernden Arten schwach berücksichtigt. Die Länder der sog. Dritten Welt haben zumeist nur wenige Schutzgebiete für wandernde Tierarten ausgewiesen. (Vergl. u. a. POORE 1984).

Biosphären-Reservate

Drei Kritikpunkte:

- (1) Noch zu wenig Länder der Welt sind an dem »MAB Projekt 8« beteiligt,
- (2) in den Richtlinien zur Bildung dieser Reservate ist das Teilziel »Schutz wandernder Arten« zu schwach hervorgehoben und
- (3) es sind noch immer viel zu wenig Biosphären-Reservate ausgewiesen worden.

Ramsar-Konvention

Die meisten Mitgliedsstaaten haben zu wenig Feuchtgebiete ausgewiesen (vgl. %-Anteile der Landesflächen in der Tabelle). Bei einigen Staaten drängt sich sogar der Verdacht auf, daß der Beitritt nur aus Gründen der Staatsräson erfolgte und nicht, um effektiv den Schutz der Feuchtgebiete zu betreiben; dieser Vorwurf könnte für einige solcher Länder zutreffend sein, die nur einen sehr geringen Anteil an Feuchtgebieten unter Schutz gestellt haben bzw. die als Ramsar-Reservate nur solche Gebiete benannt haben, die bereits früher aufgrund der nationalen Gesetzgebung Schutz genossen haben.

Ansonsten ist ebenfalls zu bemängeln, daß noch zu wenig Staaten der Konvention beigetreten sind (nur 39, das Übereinkommen existiert seit 1971), insbesondere fehlen afrikanische, SO-asiatische sowie mittel- und südamerikanische Staaten (z. B.

China, Brasilien, Argentinien). Die Gesamtfläche der Mitgliedsstaaten (s. Tabelle) umfaßt nur etwa 38% der Gesamtfläche der Kontinente.

EG-Vogelschutzrichtlinie

Die inhaltlich und methodisch sehr verlockenden Vorschriften zur Bildung eines Netzes von Schutzgebieten für wandernde Vogelarten haben leider zwei Lücken:

- (1) Im Gegensatz zu den Vorschriften des restriktiven Artenschutzes (wo z. B. konkrete Artenlisten und genaue Anweisungen über Jagdbarkeit und Schutzmaßnahmen aufgezählt sind) wird der Biotopschutz nur deklaratorisch behandelt,
- (2) in der Richtlinie fehlen sowohl genauere quantitative Vorgaben für den notwendigen Biotopschutz, als auch die unerläßlichen administrativen und finanziellen Absicherungen zur Durchführung dieser Initiative.

Berner Naturschutzkonvention

Bisher sind noch keine konkreten Ergebnisse der Bemühungen um Schutzgebiete für wandernde Arten erkennbar; die entsprechenden Vorschriften der Konvention geben wenig Anlaß zur Hoffnung, daß große Flächen neuer Schutzgebiete auf der Grundlage dieser Konvention ausgewiesen werden. Die bisherigen Beratungen des Themas in Straßburg zeigen zwei Schwachstellen:

- (1) In den Vorschlagslisten werden zum großen Teil Gebiete geführt, die bereits gesetzlich geschützt sind,
- (2) man hat keine Vorstellung darüber, wie die in den Listen genannten Gebiete (die noch keinen Schutz genießen) unter Schutz gestellt werden sollen.

Bonner Konvention

Neben den beiden »Schwächen«, die bereits vorstehend genannt sind, »leidet« die Bonner Konvention zusätzlich an einer dritten: Die künftigen Initiativen zum Abschluß von Regionalabkommen dürften in eine Lawine kleinerer Verträge ausarten und eine Inflation von zahlreichen Abkommen zur Folge haben; bereits jetzt ist die Tendenz ersichtlich, daß einige Initiatoren von Regionalabkommen die Absicht haben, für diesen Zweck eine Art Kopie des Bonner Übereinkommens für kleinere geographische Räume bzw. für eine begrenzte Anzahl von Tierarten zu erstellen (eigene Finanzierung, wissenschaftlicher Rat, Sekretariat, Konferenzen u. a. m.). Aus zoologischer Sicht (vgl. Absatz 3) kann dazu bereits jetzt gesagt werden: Ein solcher Weg würde lediglich einen enormen bürokratischen Aufwand bedeuten, der

- (1) weder funktionieren kann,
- (2) noch dazu geeignet ist, eine größere Anzahl von Gebieten unter Schutz zu stellen.

Die heute 21 Mitgliedsstaaten der Bonner Konvention (leider fehlen dazwischen mehrere große Flächenstaaten) verfügen über juristische Zuständigkeit auf insgesamt nur 7% der Gesamtfläche der Kontinente; das ist noch sehr wenig.



Diese Schwäche des vorhandenen Instrumentariums resultieren aus den Kompromissen, die zu verschiedenen Zeiten bei der Ausarbeitung der einzelnen Konzepte hingenommen wurden bzw. werden mußten.

Die jetzige Situation hat sich jedoch dadurch hervor, daß der »Verbund der Schwachstellen« einen raschen Fortschritt des Biotopschutzes für

wandernde Arten unmöglich macht. Der Aufbau eines internationalen Biotopverbundes für wandernde Tiere stagniert gegenwärtig, dieser Zustand läßt sich kaum durch einen weiteren Ausbau der internationalen Vereinbarungen überwinden. Vielmehr ist es notwendig, eine neue Qualität der Bemühungen im Bereich des Biotopschutzes zu formulieren und sie in der Praxis durchzusetzen.

8. Künftige Aufgaben

Die vorstehenden Ausführungen belegen, daß es noch viel zu tun gibt, um ein wirksames Netz von Schutzgebieten für wandernde Tiere aufzubauen. Dabei muß auf die Tatsache hingewiesen werden, daß der Flächennutzungsanspruch in fast allen Staaten, insbesondere aber in der sog. Dritten Welt, rapide wächst, die Ausweisung von Schutzgebieten ist also dringlicher denn je. Die Bildung eines internationalen Biotopverbundsystems für wandernde Arten bedeutet aber noch nicht, daß die Situation dieser Tiere eine Verbesserung erfahren wird; sie muß konservierend erhalten bleiben, eine Verbesserung trotz des wachsenden Flächennutzungsanspruchs ist nur in beengtem Rahmen denkbar.

Trotz dieser Vorbehalte soll die Arbeit gewagt werden. Drei Aufgaben sollten Vorrang erhalten:

1) Die Generalkonzeption eines weltweiten Biotopschutzsystems für wandernde Tierarten soll ausgearbeitet werden, am besten im Rahmen der UNEP-Weltstrategie zur Erhaltung der Natur. Diese Konzeption muß eine geographische, ökologische und zoologische Vollständigkeit anstreben sowie praktikable Anweisungen zur Durchführung enthalten. Der Wissenschaftliche Rat der Bonner Konvention hat die Absicht, sich dieser Aufgabe anzunehmen.

2) Den Regierungen, Organisationen und Verbänden muß überzeugend vor Augen geführt werden, daß Biotopschutz prinzipiell nur mit Geldmitteln durchführbar ist, weil hier die administrativen und juristischen Mittel, die im restriktiven Artenschutz so wirksam sind, keine Chance zu einem Durchbruch haben. Große Geldsummen (es handelt sich um 10stellige Beträge) müssen zur Verfügung gestellt werden.

3) Der politische Wille zu einem echten Naturschutz mittels konzeptionell breit angelegtem sowie finanziell stark gefördertem Biotopschutz muß in den einzelnen Staaten, Staatenverbänden und Regierungsorganisationen geweckt werden.

Diese Aufgaben können auch durch die auf dieser Tagung Anwesenden sektoral angepackt werden, nachstehend einige Beispiele (vgl. auch NOWAK 1985 a):

● Nationale Schutzgebietsnetze sollen hinsichtlich der Schutzwirkung auf wandernde Tierarten überprüft und ergänzt werden.

● Nach Geldmitteln zur Ausweisung relevanter Schutzgebiete soll gesucht werden.

● Naturschützer müssen sich an der Suche nach Methoden zur Verminderung der EG-Agrarüberschüsse beteiligen (Bestände 1986 erreichten den Buchwert von 30 Milliarden DM, Lagerungskosten betragen einige Milliarden DM pro Jahr!); der beste Ausweg: Bildung von großen Schutzflächen, ökologische Extensivierung der Landwirtschaft.

● Sachhilfe für Staaten der Dritten Welt soll geleistet werden, z. B. durch Ankauf und Unterschutzstellung relevanter Flächen in Afrika (eine Art Fortsetzung der Grzimek-Erfolgsarbeit).

● Kooperation zwischen West- und Osteuropa im Bereich des Umweltschutzes soll um jeden

Preis angestrebt werden (wichtig für den Schutz wandernder Arten der westlichen Paläarktids).

● Die Migrationsforschung soll verbessert, verstärkt und durch Schulung ausländischer Biologen erweitert werden.

● Insbesondere soll im wissenschaftlichen Bereich mehr Gewicht auf die Ausarbeitung monographischer Übersichten gelegt werden (vgl. z. B. MOREAU 1972, aber auch ZINK 1973–85). Vieles davon und noch einiges mehr ist machbar. Drei Beispiele:

1) Die Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie in Bonn hat zwei chinesische Wissenschaftler für ein halbes Jahr nach Deutschland eingeladen, um sie mit der Problematik des Schutzes und der Erforschung der wandernden Vogelarten vertraut zu machen (Kosten: 14.000 DM); sie sind bereits in Peking und Harbin dabei, an dem chinesischen Beringungsprogramm sowie an der Planung des chinesischen Netzes von Naturschutzgebieten mitzuwirken (vgl. PIAO & NOWAK 1986, XU 1986).

2) Der Wissenschaftliche Rat der Bonner Konvention hat vorgeschlagen, eine ganz neue Methode für die Verbesserung der Erforschung des Vogelzuges einzusetzen — die Satellitentelemetrie; eine Gruppe deutscher Ornithologen und Raumfahrtforscher ist dabei, diesen Plan noch in diesem Jahrzehnt zu verwirklichen: in Berlin wird ein Forschungssatellit, der TUBSAT 1, gebaut, die Vorbereitungen zur Untersuchung des genauen Verlaufs der Wanderstrecke von zwölf Weißstörchen aus Westdeutschland befinden sich in der Planungsphase (Kosten von etwa 2,8 Mio. DM sind bereits zu über 80% gedeckt).

3) Auf Vorschlag eines rheinland-pfälzischen Naturschutzverbandes hat der Bundesminister für Landwirtschaft die Erweiterung und Gestaltung eines jetzt ca. 50 ha großen Naturschutzgebietes finanziert (fast 2 Mio. DM), das neben der Sicherung des lokalen Bestandes einer wandernden Art am Rande ihres Arealen — der Purpurreiher — auch als Mauerplatz und Rastplatz für wandernde Wasservögel dient.

Fazit: Es ist notwendig, daß sich mehr engagierte Naturschützer der Problematik des internationalen Artenschutzes zuwenden.

9. Abschließendes

Vor ein paar Wochen hatte ich die Gelegenheit, an der polnischen Ostseeküste einige Fangstationen der »operation Baltic*« zu besuchen. Dort wurde mir etwas gesagt, was bisher in dieser Deutlichkeit als Ergebnis dieser Aktion noch nicht veröffentlicht wurde: Seit etwa 10–15 Jahren ist ein signifikanter Rückgang des Zuges der Kleinvögel an der südlichen Ostseeküste nachweisbar. Vorige Woche erhielt ich das neueste Heft des »Journal für Ornithologie«; da wurden Fangergebnisse der Kleinvögel aus den letzten 10 Jahren von drei Stationen der Bundesrepublik veröffentlicht (»Mettnau-Reit-Illmitz-Programm« — BERTHOLD et al. 1986); das zusammenfassende Ergebnis der Arbeit lautet wie folgt:

»Bei 34 der 37 untersuchten Arten ließen sich signifikante Trends errechnen. Sie sind für 20 oder 54% dieser Arten ausschließlich oder überwiegend negativ. 14 Arten zeigten mindestens auf zwei Stationen negative Trends. Nur für insgesamt

*) Seit etwa 25 Jahren wirkende Aktion des Massenfangs von Kleinvögeln für wissenschaftliche Zwecke mittels vereinheitlichter Methoden, stets an den gleichen Fangpunkten.

10 Arten ließen sich überwiegend positive Trends errechnen. Faßt man negative Trends und Tendenzen (Vorzeichen) zusammen, so ergibt sich für 26 oder 70% der untersuchten Arten ein negatives Bild. Die mittlere jährliche Abnahme betrug auf den Stationen Mettnau, Reit und Illmitz etwa 1,6%. Die Tendenzen und Trends der einzelnen Arten stimmen auf den drei Stationen weitgehend überein. Sie lassen für ihr Zustandekommen auf weitgehend gleichförmige Ursachen bei den durch Mitteleuropa wandernden Populationen schließen. Die Fangzahlen und Literaturdaten zeigen, daß beträchtliche Teile unserer Kleinvogelwelt von Rückgangerscheinungen betroffen sind, wie wir sie von vielen Großvogelarten seit langem kennen.«

Fazit: die rapiden Lebensraumveränderungen in Europa und Afrika sind nun dabei, sich auf das bisher sehr stabile Wandersystem der Kleinvögel eindeutig negativ auszuwirken. Die Erscheinung selbst ist neu, das Tempo des Prozesses groß. Da muß zum Abschluß gesagt werden: Ob wir es fertigbringen, ein wirksames internationales Biotopverbundsystem für wandernde Tierarten zu schaffen, noch bevor die Wandersysteme auch der widerstandsfähigsten Tierarten zusammenbrechen, bleibt eine offene Frage.

10. Zitiertes Schrifttum

BATISSE, M. (1982):
The Biosphere Reserve: A Tool for Environmental Conservation and Management. — Environm. Conserv. 9: 101-111.

BERTHOLD, P., FLIEGE, G., QUERNER, U. u. WINKLER, H. (1986):
Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. — J. Orn. 127: 397-437.

BMELF (= Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (Hrsg., 1979):
Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten. — Bonn. 172 S.

CARP, E. (Hrsg.; 1972):
Proceedings. Intern. conference Conserv. Wetland and Waterfowl. Ramsar 1971. — Slimbridge (IWRB). 303 S.

— (1980):
Direktory of wetlands of international importance in the western Palaearctic. — Gland (IUCN, UNEP). 506 S.

CONWENTZ, H. (1904):
Die Gefährdung der Naturdenkmäler und Vorschläge zu ihrer Erhaltung. Denkschrift. — Berlin (Borntraeger). 207 S.

EMONDS, G. (1979):
Bemühungen zum Schutz wandernder Tierarten in bisherigen internationalen Vereinbarungen. — Natur und Landschaft. 54: 179-180.

EMONDS, G. (1979 a):
Der internationale Artenschutz und seine Bedeutung für die Bundesrepublik Deutschland. — Natur + Recht 1 (2): 52-56.

EMONDS, G. & NOWAK, E. (1979):
Zielsetzungen der EG-Richtlinie über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. — Natur u. Landschaft. 54: 77-80.

ERZ, W. (1971):
Neue Aspekte des internationalen Schutzes von Wat- und Wasservögeln und ihrer Lebensräume. — Angw. Ornithologie 3: 167-192.

— (1979):
Schutz wandernder Tierarten — zwischen nationalen Motiven, psychologischen Problemen und lokalen Hemmnissen. — Natur u. Landschaft. 54: 181-185.

— (Hrsg.; 1980):
Wandernde Tierarten. — Greven (Kilda Verlag). 113 S. Reihe »Naturschutz aktuell« Nr. 5.

HAARMANN, K. (1984):
Feuchtgebiete internationaler Bedeutung und Europareservate in der Bundesrepublik Deutschland. — Ottendorf (Niederelbe Verlag). 120 S. Serie »Jordsand Bücher« Nr. 3.

ISAKOW, J. A. (Hrsg.; 1970):
Proceedings. Intern. Regional Meeting Conserv. Wildfowe Resources. Leningrad 1968. — Moscow. 424 S.

IUCN (= International Union for conservation of Nature and natural Resources), Environmental Law Centre (1985):
Migratory Species in International Instruments. — An overview. — Bonn. 233 S.

IUCN, UNEP & WWF (1980):
Weltstrategie für die Erhaltung der Natur. — Übersicht. (Deutsche Fassung). — Bonn (BMELF). 210 S.

JACOB, J. P., DEVILLERS, P. & LEDANT J. P. (1984):
Étude préliminaire a une identification de la repartition écologique et géographique en Afrique de certains éléments de l'Avifaune de la CEE. — Bruxelles. 309 S.

LEDANT, J. P., ROUX, F., JARRY, G., GAMMEL, A., SMIT, C., BAIRLEIN, F. & WILLE, H. (1985):
Aperçu des zones de Grand intérêt pour la conservation des espèces d'oiseaux migrateurs de la Communauté en Afrique. — Bruxelles. 228 S.

LINDUSKA, J. P. (1972):
Waterfowl Management in semi-arid lands of Western United States. — Proceedings Intern. Conf. Wetl. & Waterfowl, Ramsar 1971: 125-135.

LINDUSKA, J. P. (1972 a):
Waterfowl Utilisation in the United States. — Proceedings Intern. Conf. Wetl. & Waterfowl, Ramsar 1971: 137-148.

MALDAGUE, M. (1984):
The Biosphere Reserve Concept: its Implementation and its Potential as a Tool for Integrated Development. — In: Castri, Baker, Hadley »Ecology in Practice«. Dublin & Paris (Tycooly & UNESCO) Vol. 1: 376-401.

MOREAU, R. E. (1972):
The Palaearctic-African Bird Migration System. — London, New York (AP). 384 S.

NOWAK, E. (1979):
Das Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten. — Natur und Landschaft 54: 425-429.

— (1979 a):
Verbesserungsmöglichkeiten des Schutzes von Zugvögeln durch die EG-Richtlinie über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. — Natur u. Landschaft. 54: 186-191.

— (1979 b):
Die Vögel der Länder der Europäischen Gemeinschaft. — Greven (Kilda Verlag). 194 S.

— (1980):
Fortschritte im Europäischen Vogelschutz. — Berichte DS IRS 19: 29-33.

— (1982):
Die Bonner Konvention. — Natur u. Landschaft. 57: 89-92.

— (1985):
Internationales Übereinkommen zum Schutze wandernder Tierarten. — Natur u. Landschaft. 60: 66-68 (auch Berichte DS IRV 1984, 24: 31-38).

— (1985 a):
Konferenz der Vertragsparteien des Übereinkommens zum Schutze wandernder Tierarten. — Berichte DS IRV 25: 17-26.

— (1986):
Erste Vertragsstaatenkonferenz der Bonner Konvention. — Natur u. Landschaft. 61: 23-25.

- PARSLOW, J. L. F. (1974):
Study of birds in need of special protection in Europe.
— Strasbourg (Council of Europe), 142 S.
- PIAO, REN-ZU & NOWAK, E. (1986):
Über Vogelzug und Vogelzugforschung in China. —
Vogelwarte 33: 295—308.
- POORE, M. E. D. (1984):
Planig Reserves in Densely Populated Areas: Exemples
from Europe and from the Mediterranean Region. — In:
Castri, Baker & Hadley »Ecology in Practice«, Dublin
& Paris (Tycooly & UNESCO) Vol. 1: 511—524.
- SMITT, C. J. & WIJNGAARDEN, A. v. (1976, 1977):
Threatened Mammals in Europe. — Strasbourg (Coun-
cil of Europe Nature and Env. Series No. 10). Textband
(1976) — 190 S.; Bibliographie (1977) — 44 S. (Das
Werk ist auch in französischer Sprache erschienen.)
- SPAGNESI, M. (Hrsg.; 1982):
Proceedings of the Convergence on the conservation of
wetlands of international importance especially as wa-
terfowl habitat. — Bologna (Inst. Nat. Biol. Selv.). 1187
S. Sonderband der Ztschr. »Ricerche Biol. della Selv.«
- SZIJJ, J. (Hrsg.; 1978):
Proceedings. Arbeitssitzung über die Kriterien der Be-
urteilung der Feuchtgebiete aus naturschützerischer
Sicht. — Bonn (IWRB & DS IRV). 97 S.
- UDVARDY, M.D.F. (1975):
A Classification of the Biogeographical Provinces of the
World. — IUCN Occasional Paper Nr. 18. Morges.
- UNEP (1985):
Convention on the Conservation of Migratory Species
of Wild Animals: Proceedings of the First Meeting of
the Conference of the Parties. Vol I. — Bonn, Nairobi:
160 S.
- UNESCO (1973):
Expert Panel on Project 8: Conservation of Natural
Areas and of the Genetic Material they Contain. —
MAB Report Series Nr. 12, UNESCO, Paris.
- (1974):
Task Force on: Criteria and Guidelines for the Choice
and Establishment of Biosphere Reserves. — MAB Re-
port Series No. 22. UNESCO. Paris.
- XU, YAN-GONG (1986):
Vogelkunde und Naturschutz in China. — Natur u.
Landsch. 61: 293—296.
- ZINK, G. (1973, 1975, 1981, 1985):
Der Zug europäischer Singvögel — ein Atlas der Wie-
derfunde beringter Vögel. — Möggingen (Vogelzug-Ver-
lag). Lieferungen 1, 2, 3 und 4.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Eugeniusz Nowak
Bundesforschungsanstalt für
Naturschutz und Landschaftsökologie
Konstantinstraße 110
5300 Bonn 2

Bibliographie: »Biotopverbundsysteme«

Bearbeiterin: Dipl.-Biol. Hannelore Vogel
Stand: 4. Juli 1986

223 Zitate

»Die Literatur-Recherchen erfolgten hauptsächlich in der Bibliothek der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg. Die Verfasserin und die ANL danken den Herren Prof. Dr. W. MRASS, Prof. Dr. W. ERZ und Dr. R. FLÜECK für die freundliche Unterstützung der Arbeit.«

Inhalt:

- 1. Gliederungspunkte zur Bibliographie**
Aufbau von Biotopverbundsystemen
Planungsstrategien
Umsetzungsstrategien
Artenschutzaspekte
- 2. Hauptteil der Bibliographie »Biotopverbundsysteme« 195 Zitate**
- 3. Anhang: Internationaler Aspekt von Biotopverbundsystemen. Ein Netz ornithologischer Schutzgebiete 28 Zitate**

- 1. Gliederungspunkte zur Bibliographie »Biotopverbundsysteme«** (die nachgestellten Zahlen entsprechen der alphabetischen Reihenfolge der Literaturzitate)

Aufbau von Biotopverbundsystemen – Planungsstrategien

Vorbedingungen und -arbeiten für ein Biotopverbundkonzept (Verinselung von Biotopen, Bedeutung und Bewertung von Hecken u. a. Kleinstrukturen, Kartierung, Vorplanung): (1, 2, 3, 24, 30, 33, 36, 44, 46, 55, 56, 67, 81, 90, 94, 98, 99, 102, 122, 138, 145, 146, 148, 163, 164, 165, 171)

Rechtliche Grundlagen: (25, 26, 43, 69, 111, 175)

Forderung nach Sicherstellung spezieller Biotoptypen

- Grünland (außer Feuchtwiesen): (16, 28, 66, 81, 93, 104)
- Feuchtwiesen: (25, 47, 79, 95, 149, 191, 192)
- Kleingewässer: (45, 143, 147, 149)
- Auen (inkl. -gewässer u. -wälder): (27, 37, 78, 127)
- Waldgebiete: (87, 128, 167, 168, 179, 186, 187)
- sonstige Biotoptypen: (19, 20, 125, 133, 153, 155, 188)

Schutzgebietssystem-Planung

- regional: (10, 14, 55, 82, 91, 121, 134, 135, 136, 139)
- überregional: (3, 10, 34, 40, 45, 51, 63, 70, 72, 74, 75, 96, 99, 133, 146, 151, 152, 172, 181)
- international: (12, 31, 37, 43, 182, 196–223)

Forderungen nach flächendeckendem Netz naturnaher Raumstrukturen: (4, 6, 7, 9, 11, 14, 15, 19, 26, 29, 32, 35, 41, 42, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 72, 73, 76, 84, 85, 106, 107, 108, 109, 113, 118, 119, 123, 124, 126, 131, 132, 136, 156, 157, 173, 176, 178, 185, 190)

Bedeutung von »Trittsteinen«: (102, 103, 105, 112, 129, 140, 196)

Modelle zur Funktionsweise verschiedener ökologischer Vernetzungstypen: (75, 105, 112, 144, 146, 147, 181)

Forderungen nach weiterer ökologischer Forschung: (3, 106, 107, 112, 113)

Aufbau von Biotopverbundsystemen – Umsetzungsstrategien

A. Allgemeines

Überlegungen und Vorschläge zur Realisierung von Verbundsystemen: (96, 97, 101, 105, 106, 108, 119)

Angabe von Richtwerten (Flächenanteil, -größe, Abstände) für Vernetzungselemente: (17, 18, 20, 21, 29, 38, 39, 68, 73, 74, 75, 83, 86, 88, 122, 154, 191)

Möglichkeiten der Umsetzung von Biotopverbund-Planungen: (5, 32, 34, 49, 50, 70, 73, 80, 92, 100, 101, 102, 132, 136, 148, 156, 169, 170, 173, 177)

Praktische Anleitung zur Durchführung von Maßnahmen und Erfahrungsberichte: (14, 15, 20, 68, 94, 122, 131, 137, 141, 180, 183)

Unterschutzstellung von Landschaftsbestandteilen, Erhaltung von naturnahen Raumstrukturen: (5, 22, 64, 74, 78, 89, 130, 144, 166, 177, 184, 195)

Finanzierbarkeit: (50, 65, 75)

B. Spezielle Maßnahmen und Verfahren

Neugestaltung von Kleinstrukturen: (26, 33, 88, 90, 194)

Maßnahmen an Weg- und Straßenrändern: (28, 77, 114, 161, 194)

Einbeziehung von Wasserläufen: (23, 48)

Durchführbarkeit im Rahmen von Flurbereinigerungsverfahren: (8, 13, 25, 30, 53, 67, 69, 82, 91, 98, 111, 115, 117, 122, 150, 174, 175, 185)

Vernetzung von Stadtbiotopen: (158, 159, 171)

Aufbau von Biotopverbundsystemen – Artenschutzaspekte

Beachtung komplexer Vegetationseinheiten, Vegetationskunde: (71, 120, 144, 145, 146, 162, 193)

Tierartenschutz, Erhaltung von Jahreslebensräumen: (11, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 38, 39, 42, 43, 51, 52, 54, 71, 78, 120, 124, 126, 142, 149, 154, 155, 160, 178, 182, 191)

Internationaler Wasservogelschutz, ein Netz ornithologischer Schutzgebiete: (196–223)

2. Hauptteil der Bibliographie »Biotopverbundsysteme«

1) AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg., 1982):
Hecken und Flurgehölze — Struktur, Funktion und Bewertung. — Laufener Seminarbeiträge 5/82, 138 S.

2) AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg., 1984):
Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. — Beiheft 3, Teil 1 zu den Berichten der ANL, 159 S.
Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. — Beiheft 3, Teil 2 zu den Berichten der ANL, 155 S.

3) ALTMÜLLER, R., Beller, J., LÜDERWALDT, D., MIOTK, P., POHL D. (1980):
Aufgabe und Methode eines Programms zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. — Neues Archiv f. Niedersachsen 29 (4), 389–402.

4) ARBEITSGEMEINSCHAFT DEUTSCHER BEAUFTRAGTER FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ABN) (Hrsg., 1979):
Naturschutz und Flurbereinigung. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 29, 111 S.

5) ARBEITSGEMEINSCHAFT DEUTSCHER BEAUFTRAGTER FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ABN) (Hrsg., 1981):
Flächensicherung für den Artenschutz. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 31, 134 S.

6) ASSMANN, O., HABER, W. (1980):
Artenschutz in der Kulturlandschaft — naturnahe Lebensräume und gestaltete Schutzgebiete. — Unser Wald 32, (2), 38–39.

7) AUSWERTUNGS- UND INFORMATIONSDIENST FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (AID) (Hrsg., 1986):
Artenschutz und Landwirtschaft. Bericht über die AID-Tagung vom 7.–9. Okt. 1985 in Bonn. — Bonn 2, 100 S.

8) AUWECK, F. (1983):
Berücksichtigung von Kleinstrukturen bei der Planung und Durchführung von Flurbereinigungsverfahren. — Z. f. Kulturtechn. u. Flurbereinig. 24 (2), 77–87.

9) BAUER, H. J. (1979):
Biotop-Management in Nordrhein-Westfalen. — Verhandlungen d. Gesellschaft f. Ökologie Bd. 7 (Münster 1978), 273–277.

10) BAUER, H. J. (1983):
Sollen wir die Landschaft ökologisch gestalten? — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 33, 99–116.

11) BAUER, H. J. (1986):
Artenschutz — warum? Bedeutung allgemein und speziell für die Landwirtschaft. — In: AID (Hrsg.): Artenschutz und Landwirtschaft, Bonn 2, 13–30.

12) BAUM, P. (1976):
Auf dem Wege zur Schaffung eines europäischen Netzes biogenetischer Schutzgebiete. — Naturopa 25, 11–13.

13) BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1982):
Biotopschutz in der Flurbereinigung. — München, 58 S.

14) BENJES, H. (1986):
Die Vernetzung von Lebensräumen mit Feldhecken. — Natur & Umwelt — Praxis, Bd. 1, München, 136 S.

15) BERGSTEDT, J. (1986):
Handbuch des Biotopschutzes. Leitfaden für Naturschutzgruppen, Landschaftsplaner und Behörden für die praktische Arbeit vor Ort. — 4. überarb. u. erg. Aufl., Hannover (Selbstverlag), 266 S.

16) BIELEFELD, U. (1985):
Aufbau eines vernetzten Biotopsystems »Trocken- u. Halbtrockenrasen« in Rheinland-Pfalz. — In: Ministerium f. Soziales, Gesundheit u. Umwelt Rh.-Pf. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz, 21–29.

17) BLAB, J. (1978):
Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm. — Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 18, 141 S. (Neuaufgabe sh. BLAB, J. [1986 b])

18) BLAB, J. (1980):
Grundlagen für ein Fledermaus-Hilfsprogramm. — Greven: Kilda Verlag, 44 S. (= Themen der Zeit, H. 5).

19) BLAB, J. (1984):
Ziele, Methoden und Modelle einer planungsbezogenen Aufbereitung tierökologischer Fachdaten. — Landschaft + Stadt 16 (3), 172–181.

20) BLAB, J. (1986 a):
Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. — Greven: Kilda Verlag, 2. erweit. Aufl., 256 S. (= Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 24).

21) BLAB, J. (1986 b):
Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. — Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 18, 150 S. (3. erw. u. Neubearb. Aufl.).

22) BLAB, J., KUDRNA O. (1982):
Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Ökologie und Schutz von Tagfaltern und Widderchen. — Naturschutz aktuell Nr. 6, 135 S. Greven: Kilda Verlag.

23) BLESS, R. (1985):
Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft — eine ichthyologische Fallstudie. — Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 26, 79 S.

24) BORCHERT, J. (1980):
Bibliographie über Hecken und Feldgehölze (Auswahl), ihr Beitrag zur Erhaltung von Flora und Fauna sowie ihre Bedeutung aus visuell-ästhetischer Sicht für die Landschaft. — Natur u. Landschaft 55 (10), 388–389

25) BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1976):
Das neue Flurbereinigungsgesetz. — Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 136 S. (= Schr.-R. f. Flurbereinigung, So.-Heft)

26) BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1983):
Flurbereinigung und Wild. Empfehlungen der Arbeitsgemeinschaft Flurbereinigung. Schr.-R. d. BML, Reihe B: Flurbereinigung, So. — Heft, 69 S.

- 27) BUNDESMINISTER FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ (Österreich) (Hrsg., 1985):**
Auengewässer als Ökozellen. — Grüne Reihe des BMGU, Bd. 4, Wien, 322 S.
- 28) BUNDESMINISTER FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ (Österreich) (Hrsg., 1986):**
Österreichischer Trockenrasen-Katalog. — Grüne Reihe des BMGU, Bd. 6, Wien, 380 S.
- 29) BUNDESMINISTER DES INNEREN (Hrsg., 1983):**
Abschlußbericht der Projektgruppe »Aktionsprogramm Ökologie«: Argumente und Forderungen für eine ökologisch ausgerichtete Umweltvorsorgepolitik. — Umweltbrief 29, 127 S.
- 30) COSTA, W. (1977):**
Untersuchung zur Erhaltung der Kulturlandschaft als landschaftsplanerische Grundlage für die zweckmäßige Neugestaltung des Flurbereinigungsgebietes zum § 38 FlurbG — Erfahrungen aus Bayern. — Natur u. Landschaft 52 (8/9), 223–230.
- 31) DASMANN, R. F. (1972):**
Towards a System for Classifying Natural Regions of the World and their Representation by National Parks and Reserves. — Biological Conservation 4, 247–255.
- 32) DEIXLER, W. (1985):**
Biotopvernetzung — Konzepte und Realisierung. — Natur u. Landschaft 60 (4), 131–135.
- 33) DEUTSCHER NATURSCHUTZRING (Hrsg., 1979):**
Hecken und Feldgehölze. Bedeutung — Schutz — Pflege. — Bonn 3, 16 S.
- 34) DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg., 1983 a):**
Integrierter Gebietsschutz. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 123 S.
- 35) DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg., 1983 b):**
Landespflege und Landwirtschaft. — Schr.-R. D. Dt. Rates f. Landespflege H. 42, 83 S.
- 36) DIAMOND, J. M. (1975):**
The Island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. — Biol. Conserv. 7, 129–149.
- 37) DIERSCHKE, H. (1981):**
Schutz der letzten Reste europäischer Auenwälder. — Natur u. Landschaft 56 (9), 303–304.
- 38) DRACHENFELS, O. v. (1983):**
Tierökologische Kriterien für die Sicherung und Entwicklung von vernetzten Biotopsystemen. Pilotstudie im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz. — Vervielf. Manusk., Hannover, 126 S.
- 39) DRACHENFELS, O. v. (in Vorber.):**
Auswahl von Leitarten (-gruppen), die zur Bestimmung von Biotopqualitäten und -größen sowie Vernetzungskriterien geeignet erscheinen (Arbeitstitel). — Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, Hannover.
- 40) EBERHARDT, D. (1979):**
Schutz der überwinternden Gänse am Niederrhein — nur ein regionales Problem? — Natur u. Landschaft 54 (6), 209–212.
- 41) ERZ, W. (1978):**
Probleme der Integration des Naturschutzgesetzes in Landnutzungsprogramme. — TUB 2, Zeitschr. d. Techn. Univ. Berlin 10, 11–19.
- 42) ERZ, W. (1981 a):**
Flächensicherung für den Artenschutz. Grundbegriffe und Einführung — in: ABN (Hrsg.): Flächensicherung für den Artenschutz. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspfl. 31, 7–20.
- 43) ERZ, W. (1981 b):**
Schutz wandernder Tierarten. Internationale Rechtsgrundlagen, Forschungsergebnisse, Öffentlichkeitsbewußtsein. (Mit vollständigem Text des Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden Tierarten — »Bonner Konvention« vom 23. Juni 1979.) — Naturschutz aktuell Nr. 5, 113 S. Greven: Kilda Verlag.
- 44) ERZ, W. (1983):**
Artenschutz im Wandel. Konkrete und quantifizierte Vorstellungen für veränderte Strategien. — Umschau 83 (23), 695–700.
- 45) FELDMANN, R. (1984):**
Kleingewässeraktion NRW. Positive Zwischenbilanz. — Mitt. d. LÖLF 9 (1), 22–24.
- 46) FORMAN, R. T. T., BAUDRY, J. (1984):**
Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. — Environm. Management 8 (6), 495–510.
- 47) FRESE, H. (1981):**
Programm zur Erhaltung eines Netzes großflächiger Moor-, Feuchtwiesen- und Flachwassergebiete im Reg.-Bez. Münster/Westfalen. — Natur u. Landschaft 56 (6), 204–207.
- 48) GÄBLER, H.-J. (1985):**
Wasserläufe in der Agrarlandschaft als Entwässerungssystem und ihre ökologische Funktion. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 26, 222–230.
- 49) GALONSKE, D., PRILL, B. (1985):**
Vom einzelnen Schutzgebiet zum großflächigen Biotopverbund. Pilotprojekt der Landesregierung im Kreis Höxter -3,6% der Kreisfläche zu sichern. — Mitt. d. LÖLF 10 (4), 15–18.
- 50) GANSER, K. (1983):**
Strategien zur Verminderung von Zielkonflikten zwischen Landwirtschaft, Landschaftspflege und Naturschutz. — Schr.-R. ländliche Sozialfragen H. 88, 79–89.
- 51) GEPP, J. (1979):**
Erhaltung bedrohter Tierarten durch Biotop-schutz. Die Bedeutung des Biotop-schutzes dargestellt an Beispielen des Steirischen Alpen-Ostrandes. — Jb. Ver. Z. Schutz d. Bergwelt 44, 191–222.
- 52) GEPP, J. (1981):**
Programmrahmen für einen umfassenden Lepidopteren-schutz. — Veröff. Naturschutz Land-schaftspfl. Baden-Württ., Beih. 21, 191–216.
- 53) GERMAN, R. (1979):**
Probleme bei der Zusammenarbeit von Natur-schutz und Flurbereinigung. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspfl. 29, 97–104.
- 54) GLANDT, D. (1981):**
Amphibienschutz aus der Sicht der Ökologie. Ein Beitrag zur Artenschutz-Theorie. — Natur u. Landschaft 56 (9), 304–310.

- 55) GRABSKI, U. (1985):**
Landschaft und Flurbereinigung. Kriterien für die Neuordnung des ländlichen Raumes aus Sicht der Landschaftspflege. — Schr.-R. d. BML, Reihe B: Flurbereinigung H. 76 (Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag).
- 56) GRAULICH, R. (1980):**
Feldholzinseln, Stätten des Lebens. — Frankfurt/M.: Landesjagdverband Hessen, 91 S.
- 57) GRUBINGER, H., HOISL R. (Hrsg., 1985):**
Bedeutung ökologischer Zellen in der Agrarlandschaft. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 26 (4), 193–256.
- 58) GRUPPE ÖKOLOGIE (1975):**
Ökologische Zellen. Anforderungen an eine nachhaltige Landnutzung. — Mitt. d. Landesst. f. Naturschutz und Landschaftspf. NRW N.F. 3 (3), S. 96.
- 59) HABER, W. (1972):**
Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. — Innere Kolonisation 21, 294–298.
- 60) HABER, W. (1979):**
Raumordnungskonzepte aus der Sicht der Ökosystemforschung. — Akademie für Raumforsch. u. Landesplanung, Forschungs- u. Sitzungsberichte 131, 12–24.
- 61) HABER, W. (1982):**
Agrarstruktur aus ökologischer Sicht. — In: Deutscher Naturschutzring (Hrsg.): Reform der Agrarpolitik, 32–33, Bonn 3.
- 62) HAHN-HERSE, G. (1983):**
Planierung von Rebflächen — aus landespflegerischer Sicht. — In: Landeskulturverwaltung Rheinland-Pfalz (Hrsg.): Flurbereinigung und Wasserwirtschaft Fachtagung (1982), Mainz, 116–127.
- 63) HAHN-HERSE, G. (1985):**
Aufbau eines vernetzten Biotopsystems. Überlegungen für Rheinland-Pfalz. — In: Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt Rh.-Pf. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz, 30–35, Mainz.
- 64) HAHN-HERSE, G., BÄURLE, M. (1979):**
Landschaftswandel durch Agrarstrukturwandel. Teil II: Wie kann die Dezimierung der schleswig-holsteinischen Wallhecken aufgehalten werden? — Garten und Landschaft 89 (10), 772–780.
- 65) HAMPICKE, U. (1983):**
Die voraussichtlichen Kosten einer naturschutzgerechten Landwirtschaft. — Landschaft + Stadt 15 (4), 171–183.
- 66) HARBODT, A. (1982):**
Biotopschutzprogramm »Streuobstwiesen«. — Vogel u. Umwelt 2 (3), 183–187.
- 67) HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1979):**
Empfehlungen zur agrarstrukturellen Vorplanung 2. Stufe im Hinblick auf ein optimales Zusammenwirken von agrarischer Nutzung und biologischer Vielfalt. — Wiesbaden, 119 S.
- 68) HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1981):**
Arbeitsanleitung für die Anlage von Feldgehölzen, Streuobstflächen, Gras- und Krautflächen. — Wiesbaden, 27 S.
- 69) HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1983):**
Natur und Landschaft in der Flurbereinigung. Erlasse zur Sicherung der natürlichen Umwelt in der Flurbereinigung. — Wiesbaden, 60 S.
- 70) HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ (Hrsg., 1985):**
Biotopverbundsystem Burgwald. Ergebnisbericht zum Pilotprojekt »Burgwald«. — Wiesbaden, 60 S.
- 71) HEUBLEIN, D. (1980):**
Die Frage der kleinräumigen Kongruenz von Zootoxozönosen und Vegetationszonierungen. — Mitt. d. Florist.-soziol. Arbeitsgemeinschaft. N. F. H. 22, 145–167.
- 72) HEYDEMANN, B. (1979):**
Naturschutz in Schleswig-Holstein. Bestandsaufnahmen und Forderungen für die Zukunft. — Kiel: Landesnaturschutzverband Schl.-H., 5-15 (= Grüne Mappe 1979).
- 73) HEYDEMANN, B. (1980):**
Bedeutung der Arten für Ökosysteme als Grundlage des Ökosystemschanutzes. — In: Riedel, W. (Hrsg.): Schutz von Flora und Fauna und ihrer natürlichen Lebensräume. — Schr.-R. d. Akademie Sandelmark N. F. 52/53, 9–48.
- 74) HEYDEMANN, B. (1981):**
Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschanutz. — In: ABN (Hrsg.): Flächensicherung für den Artenschutz. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 31, 21–51.
- 75) HEYDEMANN, B. (1983 a):**
Vorschlag für ein Biotopschutzzonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins — Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 95–104.
- 76) HEYDEMANN, B. (1983 b):**
Die Beurteilung von Zielkonflikten zwischen Landwirtschaft, Landschaftspflege und Naturschutz aus der Sicht der Landespflege und des Naturschanutzes. — Schr.-R. f. ländliche Sozialfragen H. 88, 51–78.
- 77) HÖPPNER, H. (1983):**
Die ökologische Bedeutung der Flora von Weg- und Grabenrändern sowie deren Funktion für den Artenschutz. (Dargestellt an Beispielen aus Süddolnburg). — Jb. f. d. Oldenburger Münsterland 1983, 166–197.
- 78) HOLLAND-LETZ, J. (1982):**
Eine Überlebensstrategie für die letzten Weißstörche im Auenverbund der Schwalm (Nordhessen). — Vogel u. Umwelt 2 (1), 33–42.
- 79) HOLLUNDER, W., JOREK, N., KIPP, M. (1977):**
Entwurf eines Schutzprogramms für großflächige westfälische Feuchtgebiete. — Natur u. Landschaft 52, 231–235.
- 80) JÜDES, U. (1986):**
Flurbereinigung für landespflegerische Zwecke. — Naturschutz i. Rheinl.-Pfalz 2 (2), 32–33.
- 81) KAULE, B. (1979):**
Die Trockenrasen des Bayerischen Voralpinen Hängel- und Moorlandes. Bearbeitung der im Rahmen der »Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern« ausgewiesenen Trockenrasen für ein Schutzgebietssystem. — Jb. Ver. z. Schutz d. Bergwelt 44, 223–264.

- 81) KAULE, B. (1979):**
Die Trockenrasen des Bayerischen Voralpinen Hügel- und Moorlandes. Bearbeitung der im Rahmen der »Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern« ausgewiesenen Trockenrasen für ein Schutzgebietssystem. — Jb. Ver. z. Schutz d. Bergwelt 44, 223–264.
- 82) KAULE, B. (1981):**
Modellvorhaben Biotopverbundsystem Hettingen. Ökologisch-vegetationskundliche Bestandsaufnahme und erster Entwurf in Abstimmung mit der Flurbereinigungsbehore zur Neuordnung der Gemarkung Hettingen. — Abschlußbericht 1. Phase, Minist. f. Ern., Landw., Umwelt u. Forsten, Bad.-Wurt. —
- 83) KAULE, G. (1981 a):**
Der Flächenanspruch des Artenschutzes. — Berichte über Landwirtschaft N.F., 197. So.-Heft: Beachtung ökologischer Grenzen bei der Landwirtschaftung, 264–271.
- 84) KAULE, G. (1981 b):**
Biotoperhaltung und Biotopentwicklung in Agrarlandschaften. — Landwirtschaftliche Forschung, So.-Heft 37, Kongreßband 1980, 30–45.
- 85) KAULE, G. (1983):**
Vernetzung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft. — Daten u. Dokumente z. Umweltschutz, So.-Reihe Umwelttagung 35, 25–41.
- 86) KAULE, G. (1985):**
Anforderungen an Größe und Verteilung ökologischer Zellen in der Agrarlandschaft. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 26 (4), 202–207.
- 87) KEIL, W. (1981 a):**
Das Altholz-Insel-Programm in Hessen. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 31, 105–109.
- 88) KEIL, W. (1981 b):**
Anmerkungen zum Feldholz-Insel-Programm in Hessen. — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 31, 110–116.
- 89) KNAUER, N. (1981):**
Möglichkeiten und Schwierigkeiten bei der Schaffung funktionsfähiger Naturschutzgebiete in der Agrarlandschaft. — Landwirtschaftliche Forschung, So.-Heft 37, Kongreßband 1980.
- 90) KOHLMOREN, G., BARGMANN J. (1983):**
Analyse der Landschaftsstruktur einer Agrarlandschaft Ostholsteins und Bedeutung nicht oder extensiv genutzter Teile für den Naturschutz sowie Möglichkeiten zur Entwicklung, Pflege und Neuanlage von Strukturelementen. — Mskr. Dipl.-Arb. Agrarwiss. Fakultät Univ. Kiel.
- 91) KÜHN, A. (1983):**
Möglichkeiten der Landschaftsgestaltung durch landschaftspflegerische Begleitplanung bei der Flurbereinigung. — Mskr. Dipl.-Arb. Agrarwiss. Fakultät Univ. Kiel.
- 92) KUNTZE, H. (1983):**
Wege zum Ausgleich zwischen ökonomischen und ökologischen Erfordernissen der Landnutzung. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 24 (3), 174–180.
- 93) LAMMERT, F.-D. (1984):**
Schutzwürdige Biotope: Kalkmagerrasen. — Naturschutz- u. Naturparke H. 112, 29–30.
- 94) LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ (Hrsg., O. J.):**
Vereinfachte Liste der für den Aufbau vernetzter Biotopsysteme in Rheinland-Pfalz bedeutsamen Biotoptypen, ihre Gefährdung und Schutzwürdigkeit. — Unveröff. Mskr.
- 95) LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NRW (Hrsg., 1983):**
Schwerpunktheft »Schutz der feuchten Wiesen«. — Mitt. d. LÖLF 8 (3), 78 S.
- 96) LUDERWALDT, D. (1979):**
Belastung und Zerstörung der Landschaft als Folge unzureichender Konzepte und Maßnahmen der Planung. — SRL-Information H. 1, 55–61.
- 97) LUDERWALDT, D. (1980):**
Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Landentwicklung. — Natur u. Landschaft 55 (7/8), 271–274
- 98) LUDERWALDT, D. (1981):**
Flächenansprüche von Tier- und Pflanzenarten. — Berichte ü. Landwirtschaft, So.-Heft 197, 271–276.
- 99) LUDERWALDT, D. (1983):**
Vorarbeiten des Landes Niedersachsen für ein Schutzgebietssystem. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 105–108.
- 100) LUDERWALDT, D., MIOTK, P. (1981):**
Wie wird die Biotopkartierung in die Praxis umgesetzt? — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 31, 52–64.
- 101) LÜTTMANN, L. (1983):**
»Vernetztes Biotopsystem Rheinland-Pfalz«. Dokumentation und Beurteilung des Entwicklungsstandes des Projektes und Überlegungen zu seiner Fortführung. — Unveröff. Studie i. A. d. Landesamtes. Umweltschutz Rh.-Pf., 57 S.
- 102) MADER, H.-J. (1980):**
Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. — Natur u. Landschaft 55 (3), 91–96.
- 103) MADER, H.-J. (1981):**
Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. — Natur u. Landschaft 56 (7/8), 235–242.
- 104) MADER, H.-J. (1982):**
Die Tierwelt von Obstwiesen und intensiv bewirtschafteten Obstplantagen im quantitativen Vergleich. — Natur u. Landschaft 57 (11), 371–376.
- 105) MADER, H.-J. (1983 a):**
Größe von Schutzgebieten unter Berücksichtigung des Isolationseffektes. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 82–85.
- 106) MADER, H.-J. (1983 b):**
Biotop- und Artenschutz in landwirtschaftlichen Intensivgebieten. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 42, 192–195.
- 107) MADER, H.-J. (1985 a):**
Welche Bedeutung hat die Vernetzung für den Artenschutz? — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 46, 631–634.
- 108) MADER, H.-J. (1985b):**
Die Verinselung der Landschaft und die Notwendigkeit von Biotopverbundsystemen. — Mitt. d. LOFL 10 (4), 6–14.

- 109) MADER, H.-J.** (in Vorber.):
Effects of increased spatial heterogeneity on the biocoenoses in rural landscapes. — In: Proceedings of the Fourth European Ecology Symposium: Ecological implications of contemporary agriculture, 8.–12. Sept. 1986, Wageningen.
- 110) MADER, H.-J., MÜLLER, K.** (1984):
Die Zusammenhänge zwischen Heckenlänge und Artenvielfalt. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 25 (5), 282–293.
- 111) MAGEL, H.** (1985):
Umweltschutz in der bayerischen Verfassung. Bedeutung und Konsequenzen für die Flurbereinigung. — Natur u. Landschaft 60 (7/8), 278–282.
- 112) MALTZ, A.** (1984):
Raumansprüche des Naturschutzes. Kritische Würdigung ausgewählter Konzepte zur wissenschaftlich-methodischen Fundierung. — Dipl.-Arb., Hannover, 226 S.
- 113) MILBRADT, J.** (1981):
Ist die Erhaltung einer traditionellen, nicht flurbereinigten Kulturlandschaft noch zeitgemäß? Überlegungen zur bisherigen Flurbereinigungspraxis im Hinblick auf Biotopvielfalt und Biotoperhalt. — Ber. d. Naturwiss. Ges. Bayreuth 17, 77–102.
- 114) MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN NW** (Hrsg., 1982):
Schützt die Straßen- und Wegränder! — 2. Aufl., Düsseldorf, 15 S.
- 115) MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BAD.-WÜRTT.** (Hrsg., 1982):
Ökologie und Flurbereinigung. Fachtagung der Flurbereinigungsverwaltung Bad.-Württ., Okt. 1981 in Ludwigsburg. — Stuttgart, 166 S.
- 116) MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BADEN-WÜRTTEMBERG** (Hrsg., 1983 a):
Landschaft als Lebensraum. Biotopvernetzung — Modellvorhaben auf den Staatsdomänen Insulthemer Hof und Kirschgartshausen. Erstellt von der Gesellschaft für Landeskultur GmbH (GfL) Zweigniederlassung München. — Stuttgart, 119 S.
- 117) MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BAD.-WÜRTT.** (Hrsg., 1983 b):
Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg. — Stuttgart, 69 S.
- 118) MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BAD.-WÜRTT.** (Hrsg., o. J.):
Biotopverbundsysteme in der Kulturlandschaft. — Faltblatt.
- 119) MINISTERIUM FÜR SOZIALES, GESUNDHEIT UND UMWELT RHEINLAND-PFALZ** (Hrsg., 1985):
Arten- und Biotopschutz — Aufbau eines vernetzten Biotopsystems. Fachtagung 1984 — Ergebnisse. — Mainz, 48 S.
- 120) MIOTK, P.** (1980):
Zur Problematik der Tierartensicherung durch Flächenschutzmaßnahmen. — Phytocoenologia 7, 183–194.
- 121) MODROW, B.** (1980):
Ökologische Vorrangbereiche, ein Planungsinstrument zur Sicherung natürlicher Ressourcen. — Natur u. Landschaft 55 (7/8), 280–284.
- 122) MÖLLER, D., RUWENSTROTH, G.** (Bearb.) (1984):
Berücksichtigung ökologischer Belange in Flurbereinigungsverfahren. Restflächen und Kleinstrukturen in der Kulturlandschaft und ihre möglichen Veränderungen durch die Flurbereinigung. — Schr.-R. d. BML, Reihe B: Flurbereinigung H. 74, 185 S.
- 123) MÜHLENBERG, M.** (1982):
Artenverlust — trotz ökologischer Planung? Eine kritische Anmerkung über Schaffung von Ersatzbiotopen. — Natur u. Landschaft 57, 295–296.
- 124) MÜHLENBERG, M., WERRES, W.** (1983):
Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. — Natur u. Landschaft 58, 43–50.
- 125) MÜLLER, H.-J., RIEDL, U.** (1982/83):
Naturschutzplanung Westerwälder Seenplatte. — Unveröff. 4. Projektarb., Inst. f. Landschaftspf. u. Naturschutz Univ. Hannover, 270 S.
- 126) NATURLANDSTIFTUNG HESSEN e. V.** (Hrsg.) (1985 a):
Zur »Vernetzung« von Lebensräumen. Biotopschutz als Voraussetzung für Schutz einzelner Arten. — Mitteilungen 3 (6), 2 S.
- 127) NATURLANDSTIFTUNG HESSEN e. V.** (Hrsg.) (1985 b):
Lebensraumvernetzung in der Praxis. Zur Realisierung eines Biotop-Verbundsystems am Beispiel der Niddaaue. — Mitteilungen 3 (7), 2 S.
- 128) NIEHUIS, M.** (1978):
Bemerkungen zum Thema Altholzinseln. — Naturschutz u. Ornith. i. Rheinl.-Pf. 1978/1, 99–106.
- 129) NOWAK, E.** (1983):
Über das Konzept der ökologischen Zellen (mit Bemerkungen zum Schutze des Wildes sowie über die Ruhezonon). — Niedersächs. Jäger 28 (17), 902.
- 130) PAEPKE, H.-J.** (1972):
Flächennaturdenkmale als Tierreservate. — Naturschutzarb. i. Berlin u. Brandenburg 8 (2), 35–41.
- 131) PEUCKER, H.** (1983):
Maßnahmen der Landschaftspflege. — 2. neubearb. Aufl., Berlin, Hamburg, P. Parey, 150 S. (= Schr.-R. die gärtnerische Berufspraxis H. 42).
- 132) PLACHTER, H.** (1985):
Schutz der Fauna durch Flächensicherung — Stand, Möglichkeiten und Grenzen. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 46, 618–630.
- 133) PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT** (1983):
Konzeption zum Aufbau eines vernetzten Biotopsystems in der Rheinniederung zwischen Lautermündung und Ludwigshafen. — Unveröff. Studie i. A. d. Landesamtes f. Umweltschutz Rheinland-Pfalz.
- 134) PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT** (1984):
Biotopsystemplanung Erdmannhausen. Studie i. A. d. Regierungspräsidenten Stuttgart. — Hannover, 64 S.
- 135) PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT** (1985):
Biotopsystem Westerwälder Seenplatte. Planungsstudie i. A. d. Landesamtes f. Umweltschutz u. Gewerbeaufsicht Rh.-Pf./Oppenheim. — Hannover, 57 S.

- 136) DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985):**
Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten, März 1985, S. 307–320. — Stuttgart, Mainz, Verl. W. Kohlhammer.
- 137) RATHFELDER, O. (1985):**
Erfahrungen über die Biotopkartierung und Biotopvernetzung in Baden-Württemberg. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 26 (4), 239–245.
- 138) REICHERT, H. (o. J.):**
Bestimmungen der für den Aufbau regionaler vernetzter Systeme von Gebieten und Objekten des Arten- und Biotopschutzes bedeutsamen Biotop im Regierungsbezirk Trier. — Unveröff. Studie i. A. d. Landesamtes f. Umweltschutz Rheinland-Pfalz.
- 139) REIDL, K. (1985):**
Möglichkeiten der Landschaftsplanung beim Aufbau von Biotopverbundsystemen. — LÖLF, Mskr., 47 S.
- 140) REMMERT, H. (1982):**
Wie groß müssen Naturschutzgebiete sein? — Seevögel, Zeitschr. Ver. Jordsand (Hamburg) 3 (4), 115–120.
- 141) RESCHKE, K. (1980):**
Lebende Hecken werden versetzt. Neue Arbeitsweisen in der Flurbereinigung. — Natur u. Landschaft 55 (9), 351–354.
- 142) RIEDL, U. (1983):**
Das Strukturtypen-Konzept — Ein Ansatz zur Erfassung von Tier-Lebensräumen. — Unveröff. Dipl.-Arb. Inst. f. Landschaftspf. u. Naturschutz Univ. Hannover, 253 S.
- 143) RINGLER, A. (1976):**
Verlustbilanzen nasser Kleinstbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland. — Natur u. Landschaft 51 (7/8), 205–209.
- 144) RINGLER, A. (1980 a):**
Arten- und Biotopschutz im Alpenvorland. — Jb. Ver. Schutz d. Bergwelt 45, 77–123.
- 145) RINGLER, A. (1980 b):**
Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen. — Ber. ANL Nr. 4, 24–59 (Laufen/Salzach).
- 146) RINGLER, A. (1981 a):**
Landschaftsgliederung, nutzungsspezifische Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für die Region Südostoberbayern. Vorarbeit zur Landschaftsrahmenplanung i. A. d. Regierung von Oberbayern u. d. Bayer. Staatsminist. f. Landesentwickl. u. Umweltfragen. — Materialien d. Bayer. Staatsminist. f. Landesentwickl. u. Umweltfragen Nr. 33, München, S. 162–178.
- 147) RINGLER, A. (1981 b):**
Feuchtgebiete Bayerns — Verluste, Bedeutung, Erhaltung. — In: ANL (Hrsg.): Naturschutz und Landwirtschaft. — Laufener Seminarbeiträge 10/81, 25–113.
- 148) RINGLER, A. (1983 a):**
Landschaftsgliederung mit neuer Perspektive: Schutzgebietsplanung in Oberbayern. — Natur u. Landschaft 58 (7/8), 288–294.
- 149) RINGLER, A. (1983b):**
Die Bedeutung von Streuwiesen und Kleingewässern für den Artenschutz im Alpenvorland. — Laufener Seminarbeiträge 7/83, 66–89.
- 150) RINNE, K. (1985):**
Zur Aufgabe der Biotopvernetzung in der Flurbereinigung. Erfahrungen, Wertungen und Ergebnisse. —
Teil I: Niedersächs. Jäger 30 (16), 828–832
Teil II: Niedersächs. Jäger 30 (17), 876–878 u. 880.
- 151) ROSENSTOCK, A. E. (1981):**
Das Landschaftsschutzgebiet als Steuerungsmittel in der Planung — zu Nutzungsbeschränkungen in Landschaftsschutzgebieten. — Arbeitsgem. Dt. Beauftr. f. Naturschutz u. Landschaftspf. (ABN) (Hrsg.), Bonn 2, 263 S.
- 152) ROSENSTOCK, A. (1983):**
Zur Stellung des Landschaftsschutzgebietes innerhalb eines Naturschutzprogrammes. — Natur u. Landschaft 58 (2), 65–68.
- 153) SCHÄFER, W. (1973):**
Altrhein-Verbund am nördlichen Oberrhein. — Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg Nr. 7, 63 S.
- 154) SCHEMEL, H.-J., ENGELMAIER, A. (1982):**
Zur Bedeutung naturnaher Kleinstrukturen für die Landwirtschaft im Rahmen der Flurbereinigung. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 23 (2), 75–86.
- 155) SCHERZINGER, W. (1982):**
Rettungsinseln für das Auerhuhn? — Naturschutz u. Naturparke Nr. 107, 35–40.
- 156) SCHMIDT, A. (1984):**
Biotopschutzprogramm NRW. Vom isolierten Schutzgebiet zum Biotopverbundsystem.
Teil I: Schutzgebietssysteme — wissenschaftliche Grundlagen, Modelle, Vorgaben. — Mitt. d. LÖLF 9 (1), 3–9.
Teil II: Instrumente, Bündelung, Prioritäten. — Mitt. d. LÖLF 9 (2), 3–8.
- 157) SCHNEIDER, Ch., SUKOPP, H. (1978):**
Zur Erhaltung von Flora und Fauna in Naturschutzgebieten. Forderungen an die Gesetze aus der Sicht der angewandten Ökologie. — TUB 2, Zeitschr. d. Techn. Univ. Berlin 10, 20–26.
- 158) SCHREINER, J. (1979):**
Städtische Grünstrukturen und ihre Bedeutung für die Tierwelt. — Berichte d. ANL Nr. 3, 51–55 (Laufen/Salzach).
- 159) SCHRÖDER, H., EICKENBERG R. J. (1985):**
Ein Netz von Freiflächen. Planung und Realisierung der »grünen 14« in Essen. — Garten u. Landschaft 95 (2), 23–42.
- 160) SCHRÖPFER, R., NYENHUIS H. (1982):**
Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS 1778). — Z. Jagdwiss. 28, 213–231.
- 161) SCHUMACHER, W. (1984):**
Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten bleiben. — Mitt. d. LÖLF 9 (1), 14–20.
- 162) SCHWABE-BRAUN, A., WILMANNS O. (1982):**
Waldrandstrukturen — Vorbilder für die Gestaltung von Hecken u. Kleinstgehölzen. — Laufener Seminarbeiträge 5/82, 50–60.
- 163) SEIFERT, A. (1941):**
Die Heckenlandschaft. — So.-druck aus Odal, Monatsschrift für Blut u. Boden, 14 S. (Goslar).

- 164** SEIFERT, A. (1944):
Die Heckenlandschaft. — Potsdam, 64 S.
- 165** SEIFERT, A. (1958):
Naturschutz und Flurbereinigung. — Blätter f. Naturschutz 38 (3/4), 30–36.
- 166** SERAPHIM, E.-Th. (1980):
Grundlagen und Erwartungen eines ökologisch begründeten Naturschutzes in der Senne. — In: Beiträge zur Ökologie der Senne. 2. Teil, 197–211 (= Ber. d. Naturwiss. Ver. f. Bielefeld u. Umgegend, So.-Heft).
- 167** STEIN, J. (1978):
Altholzinseln — ein neuartiges Biotopschutzprogramm im hessischen Wald. — Natursch. i. Nordhessen 2, 15–30.
- 168** STEIN, J. (1981):
Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald. — Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ., Beiheft 20, 91–110.
- 169** STEUERUNGSGRUPPE DER PROJEKTGRUPPE »AKTIONSPROGRAMM ÖKOLOGIE« (Hrsg., 1983):
Materialien zum Abschlußbericht der Projektgruppe »Aktionsprogramm Ökologie«. Argumente und Forderungen für eine ökologisch ausgerichtete Umweltvorsorgepolitik. — Unveröff. Mskr., Inst. f. Landwirtsch. Zoologie u. Bienenkunde. Univ. Bonn, 350 S.
- 170** STICHMANN, W. (1986):
Naturschutz mit der Landwirtschaft. Eine Stellungnahme zur Entwicklung und Zukunft der Agrarlandschaften in Mitteleuropa. — Geogr. Rundschau 38 (6), 294 ff.
- 171** SUKOPP, H. (1983):
Erfahrungen bei der Biotopkartierung in Berlin im Hinblick auf ein Schutzgebietssystem. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 69–73.
- 172** SUKOPP, H., SCHNEIDER, Ch. (1978):
Schutzgebietssysteme zur Sicherung des biotischen Potentials von Landschaften. — In: Szijj, J.: Proceedings, Arbeitssitzung über die Kriterien der Beurteilung der Feuchtgebiete aus naturschützerischer Sicht, 8.-9. Okt. 1977, S. 3 ff (= Proceedings d. Intern. Rates f. Vogelschutz).
- 173** SUKOPP, H., WEILER, S. (1985):
Vernetzte Biotopsysteme — Aufgaben, Zielsetzung, Problematik. — In: Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt Rheinland-Pfalz (Hrsg.): Arten- u. Biotopschutz, 10–20.
- 174** TAXIS, H. D. (1982 a):
Möglichkeiten der Flurbereinigung zur Erhaltung und Förderung der ökologischen Vielfalt. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 23 (4), 227–236.
- 175** TAXIS, H. D. (1982 b):
Flurbereinigung, Naturschutz und Landschaftspflege. Möglichkeiten der Flurbereinigung zur Erhaltung und Förderung der ökologischen Vielfalt. — In: Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Bad.-Württ. (Hrsg.): Ökologie und Flurbereinigung, 133–154.
- 176** TAXIS, H. D. (1985):
Umsetzung ökologischer Erkenntnisse in der Flurbereinigung. — Daten u. Dokumente z. Umweltschutz H. 38, 51–58.
- 177** THIELCKE, G. (1978):
Ein Kooperationsmodell zwischen Flurbereinigung und Naturschutz. (Modellprojekt Ehinger Ried). — Natur u. Landschaft 53 (3), 97–100.
- 178** THIESSEN, H. (1979):
Möglichkeiten eines besseren zoologischen Artenschutzes in Schleswig-Holstein. — Allg. Forst.-Z. (München) 34 (35), 932–934.
- 179** TRAUTMANN, W., WOLF, G. (1983):
Die Bedeutung der Naturwaldreservate für Schutzgebietssysteme. — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 92–94.
- 180** UNGER, H.-J. (1981):
Verpflanzen von Hecken und Feldrainen im Rahmen der Flurbereinigung. — Natur u. Landschaft 56 (9), 295–300.
- 181** VÖLKSEN, G. (1980):
Die biologische Verarmung der Kulturlandschaft und ihre Konsequenzen für die raumbezogene Planung. — Neues Archiv f. Niedersachsen 29 (1), 77–84.
- 182** VOS, W. (1983):
Räumliche Beziehungen zwischen Ökosystemen und ihre Bedeutung für die Landschaftsplanung in den Niederlanden. — Natur u. Landschaft 58 (7/8), 282–288.
- 183** WEBER, R. (1985):
Kreis Unna: Einzelne Biotope werden zu einem Netz verknüpft — Nachgefracht von U. Lederbogen. — Mitt. d. LÖLF 10 (4), 19–22.
- 184** WEGENER, U. (1982):
Die Funktion von Flächennaturdenkmälern, ihre Pflege und ihr Schutz. — Naturschutzarb. i. Berlin u. Brandenburg 18 (3), 65–71.
- 185** WEINZIERL, H. (1973):
Von der Ökonomie zur Ökologie in der Agrarpolitik. — Blätter f. Natur u. Umweltschutz 53 (2), 45–48.
- 186** WEISS, J. (1979):
Zur Biologie des Burgwaldes. Die Schutzwürdigkeit einer Waldlandschaft des Hessischen Berglandes. — Naturschutz i. Nordhessen 3, 51–81.
- 187** WEISS, J. (1984):
Ein Netz von Buchen-Altholzinseln als Beispiel eines Biotop-Verbundsystems. Untersuchungen an Schwarzspecht und Rauhußkauz im Burgwald. — Mitt. d. LÖLF 9 (2), 38–43.
- 188** WESEMÜLLER, H. (1983):
Das Wattenmeer als System — integrierter Schutz als Notwendigkeit (am Beispiel Niedersachsens). — Schr.-R. d. Dt. Rates f. Landespflege H. 41, 109–119.
- 189** WILDERMUTH, H. (1980):
Lebensraum Hecke. Dokumentation, Arbeitsblätter und Arbeitsanleitungen für die Oberstufen der Volks-, Berufs- und Mittelschulen. — Basel, Schweiz. Bund f. Naturschutz, Lehrerausgabe 23 S., Schülerausgabe 14 S.
- 190** WILDERMUTH, H. (1983):
Sicherung, Pflege und Gestaltung besonders gefährdeter Biotope (Ökosysteme). — Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspf. 33, 68–91.
- 191** WOIKE, M. (1981):
Feuchtgebiete aus ökologischer Sicht. Biotop- und Artenschutz in der Agrarlandschaft. — In: Lillotte, F.-J., J. Niggemann, W. Budach (Hrsg.): Symposium über Landespflege und Flurbereinigung, Okt. 1981, Univ. Bochum, 87–117.
- 192** WOIKE M. (1983):
Bedeutung von feuchten Wiesen und Weiden für den Artenschutz. Artenreiche Tier- und Pflanzenwelt in Gefahr. — Mitt. d. LÖLF 8 (3), 5–15.

193) WOLFF-STRAUB, R. (1984):
Saumbiotope. Charakteristik, Bedeutung, Gefährdung, Schutz. — Mitt. d. LÖLF 9 (1), 33–36.

194) ZIELONKOWSKI, W. (1979):
Eingriffe in die Landschaft und Schaffung von schutzwürdigen Biotopen. — Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 20 (6), 382–390.

195) ZUCK, W. (1981):
Zur Erhaltung der Heckenlandschaft auf der Schwäbischen Alb. — Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ. 53/54, 43–55.

3. Anhang: Internationaler Aspekt von Biotopverbund-Systemen: Ein Netz ornithologischer Schutzgebiete

196) BAUER, W., KEIL W. (1972):
Kiesgruben — Trittsteine an den Zugstraßen der Wasservögel. — Report — Mitt. d. Reinhard Schneider-Gruppe 3/72, 4 S. (Lahn-Waschkies Report Nr. 3/72).

197) BERNDT, R. (1973):
Die Europareservate in der Bundesrepublik Deutschland (Stand 1972). — Vogelwelt 94, 34–39.

198) BERNDT, R. (1979):
Welche »Feuchtgebiete internationaler Bedeutung« in der Bundesrepublik Deutschland erfüllen gleichzeitig die Kriterien für »Europa-Reservate«? — Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat f. Vogelschutz 19, 51–55.

199) BERNDT, R. (1980):
Die Richtlinie vom 2. April 1979 des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Allgemeine Erläuterungen und praktische Umsetzung bis Ende 1980. — Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat f. Vogelschutz 20, 113–120.

200) BUNDESANSTALT FÜR VEGETATIONSKUNDE, NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg., 1975):
Schutz und Gestaltung von Feuchtgebieten. — Schr.-R. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 12, 136 S.

201) ERZ, W. (1971 a):
Auswahl, Pflege und Auswertung ornithologischer Schutzgebiete. — Schr.-R. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 6, 209–219.

202) ERZ, W. (1971 b):
Neue Aspekte des internationalen Schutzes von Wat- und Wasservögeln und ihren Lebensräumen. — Angew. Ornith. 3 (4), 167–192.

203) ERZ, W. (1972):
Allgemeine Gesichtspunkte zum Schutz von Wasservögeln (Limikolen). — Charadrius 8 (4), 151–177.

204) ERZ, W. (1975 a):
Bericht von der Internationalen Konferenz zum Schutz von Feuchtgebieten und Wasservögeln 1974 in Heiligenhafen. — Ornith. Mitt. 27, 3–9.

205) ERZ, W. (1975 b):
Die internationale Konvention zum Schutz von Feuchtgebieten und Wasservögeln. — Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 12, 7–11.

206) HAARMANN, K. (1975):
Kriterien zur Bestimmung international, national und regional bedeutender Feuchtgebiete für Wat- und Wasservögel. — Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 12, 13–17.

207) HAARMANN, K. (1977):
Feuchtgebiete internationaler, nationaler und regionaler Bedeutung für Wat- und Wasservögel im nördlichen Rheinland (Vorschlagsliste). — Rheinische Landschaften H. 11, 28 S.

208) HAARMANN, K. (1984):
Feuchtgebiete internationaler Bedeutung und Europareservate in der Bundesrepublik Deutschland. 2. Zustandsbericht, Stand: Januar 1983. — Jord-sandbuch Nr. 3, Niederelbe-Verl., Ottendorf, 120 S.

209) HAARMANN, K., PRETSCHER P. (1976):
Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. Lebensstätten für Wat- und Wasservögel. — Vogelkundl. Bibliothek Bd. 4, Kilda-Verlag, Greven, 102 S. (Deutscher Text der Ramsar-Konvention, S. 97–102).

210) HÖLZINGER, J., KNÖTZSCH, G., SCHUSTER, S., WESTERMANN, K. (1972):
Wetlands (Feuchtgebiete) in Baden-Württemberg mit internationaler und nationaler Bedeutung für Wasservögel. — Anz. Ornith. Ges. Bayern 11 (1), 70–110.

211) INTERNATIONAL WILDFOWL RESEARCH BUREAU (Ed., 1972):
Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat. Final Text adopted by the International Conference on the conservation of Wetlands and Waterfowl at Ramsar, Iran, 2 Febr. 1971. — Proceedings IWRB, Slimbridge, Glos, 17–22.

212) ISAKOV, Yu. A. (1967):
MAR Project and Conservation of Waterfowl breeding in the USSR. — Proceedings, 2nd Europ. Meeting Wildfowl Cons., Noordwijk Aan Zee, the Netherlands, 9–14 May 1966, 125–136.

213) ISAKOV, Yu. A. (1972):
The Caspian Sea as a Wildfowl Breeding, Moulting and Wintering Area. — Proceedings, Intern. Conference on Conservation of Wetlands and Waterfowl, Ramsar, Iran, 30 Jan.–3 Febr. 1971, IWRB Slimbridge, Glos., 67–80.

214) IUCN / ICBP / IWRB (1964):
Project MAR. The conservation and management of temperate marshes, bogs and other wetlands. 1st Vol. — Proceedings of the MAR conference at Les Saintes-Marie-de-la-Mer, Nov. 12–16 1962, IUCN Publication New Series No 3 (Morges), 475 pp.

215) JOREK, N. (1975):
Auswahl und Optimierung von Wasservogelschutzgebieten. — Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 12, 41–48.

216) LEUZINGER, H. (1976):
Inventar der Schweizer Wasservogelgebiete von internationaler und nationaler Bedeutung. — Ornith. Beobachter 73, 147–194.

217) MATTHEWS, G. V. T., ISAKOV, Yu. A. (Eds.) (1981):
Proceedings of the symposium on the mapping of waterfowl distributions, migrations and habitats. — IWRB, 22nd annual executive board meeting, Alushta, Crimea, USSR, 16–22 Nov. 1976, Moscow, 353 pp.

218) THE NATURE CONSERVANCY — GREAT BRITAIN (1964):
The Establishment of Nature Reserves and Similar Areas in Great Britain. — IUCN Publication New Series No 3, 168–179.

- 219) SAVAGE, C. D. W. (1970):**
Proposals for a Network of Wildfowl Refuges. — Proceedings International Regional Meeting on Conservation of Wildfowl Resources, Leningrad, USSR, 25–30 Sept. 1968, 277–280. Moscow.
- 220) SCHIFFERLI, L. (1981):**
Die Bedeutung von Rastplätzen für Zugvögel. — Vögel d. Heimat 51 (6), 130–131.
- 221) SZIJJ, J. (1972):**
Some suggested criteria for determining the international importance of wetlands in the western Palaearctic. — Proceedings Intern. Conference on Conservation of Wetlands and Waterfowl, Ramsar, Iran, 30 Jan. — 3 Feb. 1971, IWRB Slimbridge, Glos., 111–124.
- 222) SZIJJ, J. (1973):**
Wasservogellebensstätten von internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. — Natur u. Landschaft 48 (10), 271–273.
- 223) SZIJJ, J., ERZ, W., PRETSCHER, P. (1974):**
Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung für Wat- und Wasservögel in der Bundesrepublik Deutschland. — Ornith. Mitt. 26 (12), 239–258.

Stand: Oktober 1988

Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1-3/1979 (vergriffen)	
Heft 4/1980	DM 23,-
Heft 5/1981	DM 23,-
Heft 6/1982	DM 34,-
Heft 7/1983	DM 27,-
Heft 8/1984	DM 39,-
Heft 9/1985	DM 25,-
Heft 10/1986	DM 48,-
Heft 11/1987	DM 38,-
Heft 12/1988	DM 39,-

Heft 4/1980

- ZIEGLER Josef H.: Geoökologie und Landschaft. Eine Zwischenbilanz. 6 S., 2 Abb.
- SEIBERT Paul: Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. 14 S.
- RINGLER Alfred: Artenschutzstrategien aus Naturschutzanalysen. 26 S., 16 Abb. und 10 Farbfotos
- HERINGER Josef K.: Wert und Bewertung landschaftlicher Eigenart. 16 S., 2 Abb. und 20 Fotos
- JODL Otto: Sanierung bei baulichen Anlagen, die das sog. Landschaftsbild stören. 5 S.
- ENGELMAIER Alois: Entwicklungstendenzen der Alm/Alpwirtschaft in Bayern im Hinblick auf Naturhaushalt und Landschaftsbild. 5 S.
- REMMERT Hermann: Feuchtgebiete – von Menschen geschaffen. 1 S.
- DROSTE Michael; NENTWIG Wolfgang; VOGEL Michael: Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung. 6 S.
- TAMM Jochen: Die Edertalsperre – schutzwürdiger Naturraum von Menschenhand. 6 S., 2 Abb. und 4 Farbfotos
- ESSER Joachim, REICHHOLF Josef: Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen. 3 S.
- BAUER Gerhard: Die Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz u. Niederbayern. 3 S., 2 Abb.
- ENDERS Gerhard: Die Siedlung als klimatisch differenzierender Lebensraum. 7 S., 7 Abb.
- MAGERL Christian: Der Saatkrähenbestand in Bayern in den Jahren 1950-1979. 8 S.
- BEZZEL Einhard: Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. 7 S., 6 Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 16 S.

Heft 5/1981

- RINGLER Alfred: Die Alpenmoore Bayerns – Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. 95 S., 26 Abb. und 14 Farbfotos
- AMMER Ulrich; SAUTER Ulrich: Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiodotopen im Voralpenraum. 38 S., 20 Abb.
- SCHNEIDER Gabriela: Pflanzensoziologische Untersuchung der Hag-Gesellschaften in der montanen Egartenlandschaft des Alpenvorlandes zwischen Isar und Inn. 18 S., 6 Abb.
- KRACH J. Ernst: Gedanken zur Neuauflage der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. 20 S., 12 Rasterkarten
- REICHHOLF Josef: Schutz den Schneeglöckchen. 7 S., 4 Abb. und 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Die Helmorchis (*Orchis militaris* L.) an den Dämmen der Innstauseen. 3 S.
- REICHEL Dietmar: Rasterkartierung von Amphibienarten in Oberfranken. 3 S., 10 Rasterkarten DIN A 3
- HERINGER Josef K.: Akustische Ökologie. 10 S.
- HOFMANN Karl: Rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Verwaltungspraxis und Rechtsprechung. 6 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 23 S.

Heft 6/1982

- DICK Alfred: Rede anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag. 2 S.
- DIETZEN Wolfgang; HASSMANN Walter: Der Wanderfalke in Bayern – Rückgangursachen, Situation und Schutzmöglichkeiten. 25 S., Abb.
- BEZZEL Einhard: Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Brutvögel in der bayerischen Kulturlandschaft. 16 S., Abb.
- REICHHOLF Josef; REICHHOLF-RIEHM, Helgard: Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. 52 S., Abb., 7 Farbfotos

FORTSETZUNG: Heft 6/1982

- ČEŘOVSKÝ Jan: Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der CSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit. 3 S.
- BRACKEL Wolfgang v.; u.a.: Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg – Beispielhafte Gestaltung von Insel- und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasserfreilegung. 16 S., Abb., 3 Farbfotos
- MÜLLER Norbert; WALDERT Reinhard: Stadt Augsburg – Biotopkartierung, Ergebnisse und erste Auswertung. 36 S., Abb., 10 Karten
- MERKEL Johannes: Die Vegetation der Naturwaldreservate in Oberfranken. 94 S., zahlr. Abb.
- REIF Albert; SCHULZE Ernst-Detlef; ZÄHNER Katharina: Der Einfluß des geologischen Untergrundes, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckenichte in Oberfranken. 23 S., Abb.
- KNOP Christoph; REIF Albert: Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayern – natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit. 25 S., 7 Farbfotos
- Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Leitsätze zum zoologischen Artenschutz. 4 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 25 S.

Heft 7/1983

- EDELHOFF Alfred: Auebiodotope an der Salzach zwischen Laufen und der Saalachmündung. 33 S., Abb., Tab., Ktn.
- BAUER Johannes: Benthosuntersuchungen an der Salzach bei Laufen (Oberbayern). 4 S.
- EHMER-KÜNKELE Ute: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen im Schönramer Filz (Oberbayern). 39 S., Abb., 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Relative Häufigkeit und Bestands-trends von Kleinraubtieren (Carnivora) in Südostbayern. 4 S.
- BEZZEL Einhard: Rastbestände des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) und des Gänesägers (*Mergus merganser*) in Südbayern. 12 S., Abb.
- BEUTLER Axel: Vorstudie Amphibienkartierung Bayern. 22 S., Abb.
- RANFTL Helmut; REICHEL Dietmar; SOTHMANN Ludwig: Rasterkartierung ausgewählter Vogelarten der Roten Liste in Oberfranken. 5 S., 7 Faltktn.
- HACKER Hermann: »Eierberge« und »Banzer Berge«, bemerkenswerte Waldgebiete im oberen Maintal: ihre Schmetterlingsfauna – ein Beitrag zum Naturschutz. 8 S.
- ULLMANN Isolde; RÖSSNER Katharina: Zur Wertung gestörter Flächen bei der Planung von Naturschutzgebieten – Beispiel Spitalwald bei Bad Königshofen im Grabfeld. 10 S., Abb., Tab., 3 Farbfotos
- RUF Manfred: Immissionsbelastungen aquatischer Ökosysteme. 10 S., Abb.
- MICHLER Günter: Untersuchungen über die Schwermetallgehalte in Sedimentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen. 9 S., Abb.
- GREBE Reinhard; ZIMMERMANN Michael: Natur in der Stadt – das Beispiel Erlangen. 14 S., Abb., 5 Farbfotos
- SPATZ Günter; WEIS G. B.: Der Futterertrag der Waldweide. 5 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 22 S.

Heft 8/1984

- GOPPEL Christoph: Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen. 18 S., 33 Abb.
- ESSER Joachim: Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Iglis (*Erinaceus europaeus*) in Bayern. 40 S., 16 Abb., 23 Tab.
- PLACHTER Harald: Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz. 16 S. mit Abb.
- HEBAUER Franz: Der hydrochemische und zoogeographische Aspekt der Eisenstörfer Kiesgrube bei Plattling. 24 S., Abb. u. 18 Farbfotos
- KIENER Johann: Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt. 26 S., 5 z. T. farb. Faltktn.
- VOGEL Michael: Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand. 36 S., 9 Tab., 28 Abb.
- BURMEISTER E.-G.: Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern) (Insecta: Odonata, Coleoptera, limnische Mollusca). 8 S. mit Abb.
- REISS Friedrich: Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseegebietes in Oberbayern. 8 S. mit Abb.
- BURMEISTER H.; BURMEISTER E.-G.: II. Die Köcherfliegen des Osterseegebietes. Beiträge zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 9 S.

FORTSETZUNG: Heft 8/1984

- BURMEISTER E.-G.: Auswertung der Beifänge aquatischer Wirbelloser (Macroinvertebrata), aquatischer Wirbeltiere (Vertebrata) und terrestrischer Wirbelloser (Macroinvertebrata). Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna Oberbayerns. 7 S.
- KARL Helmut; KADNER Dieter: Zum Gedenken an Prof. Dr. Otto Kraus. 2 S. mit 1 Foto
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 6 S.

Heft 9/1985

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Bestandsaufnahme wasserbewohnender Tiere der Oberen Alz (Chiemgau, Oberbayern) – 1982 und 1983 mit einem Beitrag (III.) zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 25 S., Abb.
- REICHHOLF Josef: Entwicklung der Köcherfliegenbestände an einem abwasserbelasteten Wiesenbach. 4 S.
- BANSE Wolfgang; BANSE Günter: Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. 4 S.
- PFADENHAUER Jörg; KINBERGER Manfred: Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz. 8 S., Abb.
- PLACHTER Harald: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Sandstandorten des unteren Brombachtals (Bayern) und ihre Bewertung aus der Sicht des Naturschutzes. 48 S., Abb., 12 Farbfotos
- HAHN Rainer: Anordnung und Verteilung der Lesesteinriegel der nördlichen Frankenalb am Beispiel der Großgemeinde Heiligenstadt in Oberfranken. 6 S., Abb.
- LEHMANN Reinhold; MICHLER Günter: Paläökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Wörthsee mit besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte. 23 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 21 S.

Heft 10/1986

- DICK Alfred; HABER Wolfgang: Geleitworte.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: 10 Jahre ANL – ein Rückblick.
- ERZ Wolfgang: Ökologie oder Naturschutz? Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung.
- HABER Wolfgang: Umweltschutz – Landwirtschaft – Boden.
- SUKOPP Herbert; SEIDEL Karola; BÖCKER Reinhard: Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz.
- PFADENHAUER Jörg; POSCHLOD Peter; BUCHWALD Rainer: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme.
- KNAUER Norbert: Halligen als Beispiel der gegenseitigen Abhängigkeit von Nutzungssystemen und Schutzsystemen in der Kulturlandschaft.
- ZIERL Hubert: Beitrag eines alpinen Nationalparks zum Schutz des Gebirges.
- OTTE Annette: Standortsansprüche, potentielle Wachstumsgebiete und Vorschläge zur Erhaltung einer naturschutzspezifischen Ackerwildkraut-Flora (Agrarlandschaft südlich von Ingolstadt).
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel: Ersatzbiotop Straßenrand – Möglichkeiten und Grenzen des Schutzes von basiphilen Trockenrasen an Straßenböschungen.
- PLACHTER Harald: Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz.
- REMMERT Hermann; VOGEL Michael: Wir pflanzen einen Apfelbaum.
- REICHHOLF Josef: Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen.
- ALBRECHT Ludwig; AMMER Ulrich; GEISSNER Wolfgang; UTSCHICK Hans: Tagfaltererschutz im Wald.
- KÖSTNER Barbara; LANGE Otto L.: Epiphytische Flechten in bayerischen Waldschadensgebieten des nördlichen Alpenraumes: Floristisch-soziologische Untersuchungen und Vitalitätsstudie durch Photosynthesemessungen.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.
- Anhang: Natur und Landschaft im Wandel. S. unter Sonderdrucken.

Heft 11/1987

- WILD Wolfgang: Natur – Wissenschaft – Technik.
- PFADENHAUER Jörg; BUCHWALD Rainer: Anlage und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe (Lkr. Freising).
- ODZUK Wolfgang: Die Pflanzengesellschaften im Quadranten 8037/1 (Glonn; bayer. Alpenvorland).
- OTTE Annette; BRAUN Wolfgang: Veränderungen in der Vegetation des Charlottenhofer Weihergebietes im Zeitraum von 1966 – 1986.
- REICHEL Dietmar: Veränderungen im Bestand des Laubfroschs (*Hyla arborea*) in Oberfranken.
- WÖRNER Sabine; ROTHENBURGER Werner: Ausbringung von Wildpflanzen als Möglichkeit der Arterhaltung?
- SCHNEIDER Eberhard; SCHULTE Ralf: Haltung und Vermehrung von Wildtierarten in Gefangenschaft unter besonderer Berücksichtigung europäischer Waldvögel – ein Beitrag zum Schutz gefährdeter Tierarten?
- STÖCKLEIN Bernd: Grünfläche an Ämtern – eine bürgerfreundliche Visitenkarte. Tierökologische Aspekte künftiger Gestaltung und Pflege.
- BAUER Johannes; SCHMITT Peter; LEHMANN Reinhold; FISCHER-SCHERL Theresia: Untersuchungen zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald; Nord-Ostbayern).
- MELZER Arnulf; SIRCH Reinhold: Die Makrophytenvegetation des Abtsees – Angaben zur Verbreitung und Ökologie.
- ZOTT Hans: Der Fremdenverkehr am Chiemsee und seine Auswirkungen auf den See, seine Ufer und seine Randbereiche.
- VOGEL Michael: Die Leistungsfähigkeit biologischer Systeme bei der Abwasserreinigung.
- SCHREINER Johann: Der Flächenanspruch im Naturschutz.
- MAUCKSCH Wolfgang: Mehr Erfolg durch bessere Zusammenarbeit von Flurbereinigung und Naturschutz.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Erfordernisse und Möglichkeiten der Fortbildung von Biologen im Berufsfeld Naturschutz.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Heft 12/1988

- SUHR Dieter: Grundrechte gegen die Natur – Haftung für Naturgüter?
- REMMERT Hermann: Naturschutzforschung und -vermittlung als Aufgabe der Universitäten.
- LIEDTKE Max: Unterricht und Naturerfahrung – Über die Bedingungen der Vermittlung von ökologischen Kenntnissen und Wertvorstellungen.
- TROMMER Gerhard: Mensch hier – Natur da? Was ist und was soll Naturschutzzerziehung?
- HAAS Anneliese: Werbestrategien des Naturschutzes.
- HILDEBRAND Florian: Das Thema »Boden« in den Medien.
- ROTT Alfred: Das Thema »Boden« in Dichtung, Mythologie und Religion.
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die Beweissicherung von Arten als Dokumentation faunistischer Erhebungen im Sinne eines Instrumentes des Naturschutzes.
- PFADENHAUER Jörg: Naturschutzstrategien und Naturschutzansprüche an die Landwirtschaft.
- PFADENHAUER Jörg; WIRTH Johanna: Alte und neue Hecken im Vergleich am Beispiel des Tertiärhügellandes im Lkr. Freising.
- REIF Albert; GÖHLE Silke: Vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen nordostbayerischer Waldmäntel.
- SCHALL Burkhard: Die Vegetation der Waldwege und ihre Korrelation zu den Waldgesellschaften in verschiedenen Landschaften Süddeutschlands mit einigen Vorschlägen zur Anlage und Pflege von Waldwegen.
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel; FLECKENSTEIN Martina; MENGLING Ingrid: Die straßenbegleitende Vegetation des mainfränkischen Wärmegebietes.
- KORN Horst; PITZKE Christine: Stellen Straßen eine Ausbreitungsbarriere für Kleinsäuger dar?
- RANFTL Helmut: Auswirkungen des Luftsportes auf die Vogelwelt und die sich daraus ergebenden Forderungen.
- FUCHS Karl; KRIGLSTEIN Gert: Gefährdete Amphibienarten in Nordostbayern.
- TRAUTNER Jürgen; BRUNS Dietrich: Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen.
- HEBAUER Franz: Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer.
- DORNBUSCH Max: Bestandsentwicklung und aktueller Status des Elbeibibers.
- WITTMANN Helmut; TÜRK Roman: Immissionsbedingte Flechtzonen im Bundesland Salzburg und ihre Beziehung zum Problemkreis »Waldsterben«.
- DEIXLER Wolfgang: Die gemeindliche Landschaftsplanung und die landschaftspflegerische Begleitplanung als Fachplanungen für Naturschutz und Landschaftspflege.
- KUFELD Walter: Geographisch-planungsrelevante Untersuchungen am Aubachsystem (südlich von Regensburg) als Grundlage eines Bachsanierungskonzeptes.

FORTSETZUNG: Heft 12/1988

- KRAUS Werner: Rechtsvorschriften und Verfahrensbeteiligung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Wasserwirtschaft.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Gedenken an Professor Dr. Hermann Merxmüller.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Beihfte zu den Berichten

Beihfte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereiches.

Beihfte 1

HERINGER, J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Fotos. DM 17,-

- Überblick über den Landschaftsraum Berchtesgadener Land.
- Überblick über die landschaftlich bedeutsamen Teilbereiche Berchtesgadener Geschichte.
- Beurteilungs- und Wertungsmaßstab für landschaftliche Eigenart.
- Eigenartsträger – Wertung, Sicherung und Pflege.
- Fremdenverkehr – Verderben oder Chance für die landschaftliche Eigenart.

Beihfte 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Elsendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos. DM 23,-

- Krauss, Heinrich: Zusammenfassende Aussagen zum Gesamtvorhaben.
Einzelbeiträge der Gutachter:
- Kimmerl, Hans: Vergleichende Untersuchungen von Gehölzstrukturen.
- Mader, Hans-Joachim: Tierökologische Untersuchungen.
- Heigl, Franz und Schlemmer, Richard: Ornithologische Untersuchungen.
- Scholl, Günter: Untersuchungen zum Vorkommen der Amphibien mit Vorschlägen für Erhaltungs- und Ausgleichsmaßnahmen.
- Stubbemann, Hans Nikolaus: Arachnologische Untersuchungen.
Bestandsaufnahmen auf Beobachtungsflächen anlässlich von Trassenbegehungen am 7. und 8.8.1979:
- Zielonkowski, Wolfgang: Vegetationskundliche Bestandsaufnahmen.
- Zoologische Beobachtungen.

Beihfte 3

SCHULZE, E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.
= Beihfte 3, T. 1 zu den Berichten der ANL. DM 37,-

Gegenstand und Umfang des Forschungsauftrags: Sträucher in der natürlichen und anthropogen beeinflussten Vegetation Mitteleuropas. Kohlenstoffhaushalt, Wachstum und Wuchsform von Holzgewächsen im Konkurrenzgefüge eines Heckenstandortes, Diss. von Manfred Küppers · Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken · Die Beziehung von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Umland · Die Bewertung der nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht · Autoren: Ernst-Detlef Schulze, Albert Reif unter Mitarbeit von Christoph Knop und Katharina Zahner.

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.
= Beihfte 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. DM 36,-

Ziele und Grundlagen der Arbeit · Wissenschaftliche Ergebnisse · Schlußfolgerungen für die Praxis der Landschaftspflege und für den integrierten Pflanzenschutz · Kontakte zu anderen Institutionen · Ergebnisse des Klopffproben-Programmes · Zur Phänologie ausgewählter Arthropodengruppen der Hecke · Die Erfassung von Lepidopteren-Larven an Schlehe und Weißdorn · Einfluß des Alters auf der räumlichen Verteilung von Weißdornbüschen auf Phytophage und ihre Parasiten · Einfluß von Alter und räumlicher Verteilung von Wildrosen auf den Wickler *Notocelia roborana* D. & S. und seine Parasiten · Zur Populationsökologie einiger Insekten auf Wildrosen · Untersuchungen zum Verhalten, zur Biologie und zur Populationsdynamik von *Yponomeuta padellus* auf der Schlehe · Faunistisch-ökologische Analyse ausgewählter Arthropoden-Gruppen · Untersuchungen zum Brutvogelbestand verschiedener Heckengebiete – Wildspuren- und Wildverbiß im Heckenbereich · Analyse des Blatt-Biomasse-Konsums an Schlehe, Weißdorn und Wildrose durch phytophage Insekten · Begründung der Bewertungszahlen für Heckengehölzarten · Aus Kleinschmetterlingen in Hecken gezogene Parasitoidenarten (Tabellen) · Heckenpflanzen als Wirte landwirtschaftlicher Schadorganismen (Tabellen) · Autoren: Helmut Zwölfer, Gerhard Bauer, Gerd Heusinger u.a.

Beihfte 4

ZAHLEHEIMER, W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletschers (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos. DM 21,-

- Floristische Kartierungsprojekte aus der Perspektive des praktischen Artenschutzes · Erfassung der Bestandesgröße · Erfassung der Pflanzenmenge · Verteilungsaspekte (Verteilungsfläche) · Floristische Geländearbeit · Flächendeckende floristische Bestandsaufnahme · Biotopkartierung · Alternative Dokumentationsweise botanisch wertvoller Flächen · Floristische Bestandeskarten (Bestandesgrößen-Rasterkarte mit Strichliste, Bestandes-Punkt-Karten) · Das Ringsegment-Verfahren zur numerischen Bewertung der subregionalen Artenschutzrelevanz artgleicher Populationen · »Lokalisationswert« · Bewertungskomponenten Fundortlage im Areal und subregionale Arealgröße · Gebrauch von Ringsegment-Schablonen · Bestandesgrößenfaktoren und Bestandesgrößenklassen · »Umfeldbezogener Bestandeswert« · EDV-gemäße Variante des Ringsegmentverfahrens · Konstruktion minimaler Stützpunkt-Verbundsysteme für artenschutzrelevante Pflanzen · Vergleichende numerische Bewertung von Beständen verschiedener Taxa nach den überregionalen, regionalen und subregionalen Verhältnissen · Bewertung der Gefährdung nach Roten Landeslisten · Ergänzungskriterium · Anleitung zur Ermittlung des »Regionaler Gefährdungswert« · »Populationspezifischer Artenschutzwert« · Bezugsquadrat-Verfahren zur numerischen Bewertung von Sippen und Pflanzenbeständen nach der lokalen Artenschutzrelevanz · »Lokale Gefährdungszahl« · EDV-gemäßes Bewertungsverfahren für Pflanzenbestände · Anmerkungen zur Behandlung vegetationskundlicher Aspekte bei naturschutzorientierten Gebietsbewertungen · Floristische Sachverhalte · Pflanzengesellschafts-Ebene · Vegetationskomplexe · Zusammenfassung Literatur · Anhang (Arbeitsbegriffe, Verbreitungs- bzw. Bestandeskarten).

Beihfte 5

ENGELHARDT, W.; OBERGRUBER, R. und REICHHOLF, J.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

- Organisation und Grundlagen des Forschungsauftrags · Forschungsziel · Forschungsmethoden · Forschungsgebiete · Projektergebnisse · Rückstandsanalysen · Mageninhaltsanalysen · Freilandbeobachtungen · Auswertung bayrischer Jagdstrecken-Statistiken · Straßenverkehrsverluste · Populationsdynamik · Interpretation der Ergebnisse · Regionale und überregionale Bestandesentwicklung · Populationsökologisches Modell · Relative Wirkung der Einzelfaktoren · Prognosen und Vorschläge · Anhang: Tabellen, Karten, Literaturangaben · Autoren: Prof. Dr. Wolfgang Engelhardt, Roland Obergruber, Dr. Josef Reichholf.

Beihfte 6

MELZER, A., MICHLER, G. et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab.. DM 20,-

- MELZER Arnulf, HARLACHER Raimund und VOGT Elise: Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in 50 bayerischen Seen.
- MICHLER Günther: Temperatur- und Sauerstoffmessungen an 32 südbayerischen Seen zur Zeit der Homothermiephase im Frühjahr 1984 und zur Sommerstagnation im August 1984.
- Glossar (4 S.).

Laufener Seminarbeiträge Tagungsberichte

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Diese Tagungsberichte sind ab 1/82 in „Laufener Seminarbeiträge“ umbenannt worden.

- 2/78 Begründungsmaßnahmen im Gebirge. DM 6,-
- 3/79 Seenforschung in Bayern. DM 9,-
- 4/79 Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen. DM 4,-
- 5/79 Ist Pflege der Landschaft erforderlich? DM 10,-
- 6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz. DM 8,-
- 7/79 Wildtierhaltung in Gehegen. DM 6,-
- 1/80 Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich. DM 5,-
- 2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung, in dt. und engl. Ausgabe. DM 9,- / 11,-
- 3/80 Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2 – DM 12,-
- 4/80 Naturschutz und Recht, vergriffen DM 8,-
- 5/80 Ausbringung von Wildpflanzen. DM 12,-
- 6/80 Baggerseen und Naturschutz. DM 21,-
- 7/80 Geoökologie und Landschaft. DM 13,-

FORTSETZUNG: Tagungsberichte

8/80	Freileitungsbau und Belastung der Landschaft.	DM 9,-
9/80	Ökologie und Umwelthygiene.	DM 15,-
1/81	Stadtökologie.	DM 8,-
2/81	Theologie und Naturschutz.	DM 5,-
3/81	Greifvögel und Jagd.	DM 7,-
4/81	Fischerei und Naturschutz.	DM 11,-
5/81	Fließgewässer in Bayern.	DM 10,-
6/81	Aspekte der Moornutzung.	DM 11,-
7/81	Beurteilung des Landschaftsbildes.	DM 7,-
8/81	Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte.	DM 5,-
9/81	Zoologischer Artenschutz.	DM 10,-
10/81	Naturschutz und Landwirtschaft.	DM 13,-
11/81	Die Zukunft der Salzach.	DM 8,-
12/81	Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.	DM 12,-
13/81	Seminarergebnisse der Jahre 76-81.	DM 10,-
1/82	Der Mensch und seine städtische Umwelt – humanökologische Aspekte.	DM 9,-
2/82	Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme.	DM 12,-
3/82	Bodennutzung und Naturschutz.	DM 8,-
4/82	Walderschließungsplanung.	DM 9,-
5/82	Feldhecken und Feldgehölze.	DM 25,-
6/82	Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren.	DM 9,-
7/82	Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz.	DM 13,-
8/82	Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung.	DM 7,-
9/82	Waldweide und Naturschutz.	DM 8,-
1/83	Dorfökologie – Das Dorf als Lebensraum/	
+ 1/84	Dorf und Landschaft. Sammelbd.	DM 15,-
2/83	Naturschutz und Gesellschaft.	DM 8,-
3/83	Kinder begreifen Natur.	DM 10,-
4/83	Erholung und Artenschutz.	DM 16,-
5/83	Marktwirtschaft und Ökologie.	DM 9,-
6/83	Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen.	DM 9,-
7/83	Ausgewählte Referate zum Artenschutz.	DM 14,-
8/83	Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung.	DM 14,-
9/83	Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt.	DM 11,-
2/84	Ökologie alpiner Seen.	DM 14,-
3/84	Die Region 8 – Westmittelfranken.	DM 15,-
4/84	Landschaftspflegliche Almwirtschaft.	DM 12,-
5/84	Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand.	DM 8,-
6/84	Naturnaher Ausbau von Grünanlagen.	DM 9,-
7/84	Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes.	DM 16,-
1/85	Rechts- und Verwaltungsaspekte der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung.	DM 11,-
2/85	Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur.	DM 10,-
3/85	Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft.	DM 19,-

4/85	Naturschutz und Volksmusik.	DM 10,-
1/86	Seminarergebnisse der Jahre 81 – 85.	DM 7,-
2/86	Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose.	DM 16,-
3/86	Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete.	DM 12,-
4/86	Integrierter Pflanzenbau.	DM 13,-
5/86	Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985.	DM 10,-
	Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986.	DM 10,-
6/86	Freileitungen und Naturschutz.	DM 17,-
7/86	Bodenökologie.	DM 17,-
8/86	Dorfökologie: Wasser und Gewässer.	DM 16,-
9/86	Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz.	DM 5,-
10/86	Biotopeverbund in der Landschaft.	DM 20,-
1/87	Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden.	DM 12,-

VORSCHAU

- Naturschutzpolitik und Landwirtschaft.
- Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik.
- Naturschutz braucht Wertmaßstäbe.
- Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner.
- Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken.
- Auenkonferenz.
- Braunkehlchen / Wendehals.
- Greifvogelschutz.
- 2. Franz-Ruttner-Symposium.
- Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung im Naturschutz.
- Dorfökologie: Wege und Einfriedungen.

Sonderdrucke aus den Berichten der ANL *kostenfrei*

- TEROFAL, F.: Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren.
Aus: H. 1/1977.
- ESSER, J. u. REICHHOLF, J.: Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen.
BEZZEL, E.: Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel.
Aus: H. 4/1980.
- REICHHOLF, J.: Schutz den Schneeglöckchen.
Aus: H. 5/1981.
- LEITLINIEN zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen.
EMPFEHLUNGEN zur Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.
LEITSÄTZE zum zoologischen Artenschutz.
Aus: H. 6/1982.

Sonderdruck aus Berichten der ANL 10/1986

›Natur und Landschaft im Wandel. DM 12,-

Informationen

Informationen 1 – Die Akademie stellt sich vor. 3., erw. Aufl., *kostenfrei*

Informationen 2 – Grundlagen des Naturschutzes. DM 2,-

Informationen 3 – Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben. DM 1,-

Informationen 4 – Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V., München. DM 1,-

Einzelexemplare gegen Zusendung eines adressierten und mit DM 1,10 frankierten DIN A5 Umschlages kostenfrei. Ab 100 Stk. 10% Nachlaß.

Medien zum Naturschutz

• Diaserie Nr. 1
›Feuchtgebiete in Bayern.
50 Kleinbildias mit Textheft. DM 150,-

• Diaserie Nr. 2
›Trockengebiete in Bayern.
50 Kleinbildias mit Textheft. DM 150,-

Plakatserie ›Naturschutz

3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2 DM 3,-
+ Verpackungskostenanteil bis 15 Serien. DM 5,-

Bezugsbedingungen

1. BESTELLUNGEN

Die Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege können nur über die Akademie, Postanschrift: 8229 Laufen/Salzach, Postfach 12 61 bezogen werden. Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden. Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferungen können nur innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN

Bei Abnahme von 10 und mehr Exemplaren jeweils eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10% gewährt. Die Kosten für Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig. Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsbank München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die Lieferung beigelegten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

3. SCHUTZBESTIMMUNGEN

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie die Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

