

Forschungszentrum Jülich GmbH
Projektträger Biologie, Energie, Ökologie

Flächenbedarf von Tierpopulationen

als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes
und als Datenbasis zur Beurteilung von
Eingriffen in Natur und Landschaft

T. Hovestadt, J. Roeser, M. Mühlenberg

Gefördert durch den Bundesminister für Forschung und Technologie (BMFT), Bonn
Förderkennzeichen 0339030A

erstellt in der Ökologischen Station der Universität Würzburg,
OT Fabrikschleichach, W-8602 Rauhenebrach
unter Mitarbeit von H. Ellenberg, G. Kaule

Herausgeber und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
ZENTRALBIBLIOTHEK
Postfach 1913 · D-5170 Jülich
Telefon (02461) 61-5368 · Telefax (02461) 61-6103

Redaktion: Forschungszentrum Jülich GmbH
Projektträger Biologie, Energie, Ökologie/BEO 51

Druck: Wilhelm Dostall KG, Eschweiler

Copyright: Forschungszentrum Jülich 1991

Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 1

ISSN 0939-4931

ISBN 3-89336-057-3

Inhaltsverzeichnis/Gliederung

Seite

I. <u>Kurzfassung des Abschlußberichtes</u>	
Abstract	8
Einleitung	10
Übersicht und Leitfaden/Kurzfassung	11
II. <u>Ausführlicher Abschlußbericht</u>	43
1 Begründung für das Projekt	46
2 Organisation des Projektes	46
3 Zielsetzung des Projektes	47
4. Scheinbare Alternativen: Flächenbedarf für Ökosysteme	48
4.1 Schutzziel - Artenvielfalt	48
4.2 Können Minimalflächen für Ökosysteme definiert werden?	49
4.3 Wert der Naturschutzgebiete nach der Größe?	49
4.4 Naturschutz auf allen Flächen	51
4.5 Reicht der Extensivierungsspielraum aus?	51
5. Auseinandersetzung mit einem Katalog von Angaben über den minimalen Flächenbedarf einzelner Tierarten	53
5.1 Ableitungen aus Inzidenz-Kurven	53
5.2 Relevante Parameter des Flächenbedarfs von Tierpopulationen	55
5.3 Detaillierte Informationen zur Biologie einzelner Arten	55
5.4 Ein Katalog über die "Minimalflächen": Flächenanspruch von Tierpopulationen als Wahrscheinlichkeitsaussagen	57
6. Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie und die Grenzen ihrer Anwendbarkeit für den Naturschutz	61
6.1 Was wissen wir über den Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl?	61

6.2	Wie können wir die Flächen-Arten Beziehung erklären?	65
6.3	Was wissen wir über das Aussterben von Populationen? Wer bleibt, wer geht?	69
6.4	Die Auswirkungen von Isolation und Fragmentierung in der Kulturlandschaft	73
6.5	Nachteile des Randeffekts	78
6.6	Können wir aus den Erkenntnissen der Inselbiogeographie Vorschläge für die Größe und Gestaltung von Schutzgebieten gewinnen? - Die SLOSS-Debatte -	81
6.7	Die Grenzen der Anwendbarkeit der Gleichgewichtshypothese für den Naturschutz	84
7.	Übernahme des Konzeptes der "minimalgroßen Überlebensfähigen Populationen" (MVP)	88
7.1	Die Bedeutung von Rahmenbedingungen und Zufallseignissen für das Aussterben von Populationen	88
7.2	Wie können wir die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population bestimmen?	90
7.2.1	Habitatanforderungen und Habitatangebot	91
7.2.2	Abschätzung der Zukunftschancen einer Population aus bestimmten Eigenschaften der Population	91
	7.2.2.1 Populationsdynamik	
	7.2.2.2 Populationsstruktur	
	7.2.2.3 Verbreitungsverhalten (dispersal) (Markus Butterweck, Alexandra Schuster)	
	7.2.2.3.1 Formen des Dispersal	
	7.2.2.3.2 Wie weit wird gewandert?	
	7.2.2.3.3 Adaptiver Wert des Dispersal	
	7.2.2.3.4 Bedeutung des Dispersal für die Planung	
	7.2.2.3.5 Spezieller Forschungsbedarf zur Verbreitungsbiologie	

7.2.3 Abschätzung der Zukunftschancen einer Population durch Analyse der "Risikofaktoren"	121
7.2.3.1 Demographische Zufallsprozesse	
7.2.3.2 Genetische Risiken	
7.2.3.2.1 Genetische Variabilität	
7.2.3.2.2 Einfluß der Populationsgröße	
7.2.3.2.3 Die effektive Populationsgröße	
7.2.3.2.4 Möglichkeiten zur Beeinflussung der genetischen Zusammensetzung	
7.2.3.2.5 Schlußfolgerungen für den Naturschutz	
7.2.3.3 Schwankende Umweltbedingungen	
7.2.3.4 Natur- und Umweltkatastrophen	
7.2.4 Zusammenfassung: Wege zur Bestimmung einer MVP	163
7.2.5 Fragenkatalog zur Durchführung von Gefährdungsgradanalysen (PVA) zur Bestimmung einer MVP	169
7.2.6 Computersimulationen im Rahmen der PVA	172
8. Die notwendige Beschränkung auf ausgewählte Arten: Das Zielartenkonzept	182
8.1 Biotopschutz durch Zukunftssicherung von Zielarten	183
8.2 Kriterien für die Auswahl von Zielarten	185
8.3 Der Fleckenkauz - Paradebeispiel für das Management einer bedrohten Art	190
9. Gefährdungsgradanalysen (PVA) für die Praxis: Eine neue Sicht der Habitatbewertung und die Anwendung des Zielartenkonzepts in Eingriffsregelungen und Artenschutzmaßnahmen	199

9.1 Habitatbewertung anhand der Zukunftschancen von Populationen	199
9.1.1 Bedarf an Bewertungskriterien	199
9.1.2 Darstellung verschiedener Bewertungspraktiken	201
9.1.3 Beurteilung der Index-Methoden ("Kriterienmischverfahren")	204
9.1.4 Bewertungsziel - Artenschutz	214
9.1.5 Beurteilung der am häufigsten verwendeten Kriterien	214
9.1.6 Zielkonflikte	221
9.1.7 Zusammenfassende Beurteilung	221
9.1.8 Der neue Ansatz mit dem Zielartenkonzept	222
9.2 Die Bewertung von Eingriffen in den Naturhaushalt	226
9.3 Durchführung von konstruktiven Artenschutzmaßnahmen	230
9.4 Zur Ausführung einer Schnellprognose (SCHNEP)	232
10. Forschungsbedarf	242
10.1 Forschungen zur Biologie der Arten	244
10.2 Praktische Umsetzung für die zukünftige Entwicklung	247
11. Literaturdokumentation	249

Abkürzungen:

GGH	=	Gleichgewichtshypothese
HEP	=	Habitat Evaluation Procedure
HSI	=	Habitat Suitability Index
MVP	=	Minimum Viable Population
PVA	=	Population Vulnerability Analysis
RAZ	=	Regional Angepaßte Zielartenliste
SCHNEP	=	Schnellprognose
SLOSS	=	Single Large Or Several Small

I. Kurzfassung

FLÄCHENANSPRUCH VON TIERPOPULATIONEN

ALS KRITERIEN FÜR MAßNAHMEN DES
BIOTOPSCHUTZES UND ALS DATENBASIS
ZUR BEURTEILUNG VON EINGRIFFEN
IN NATUR UND LANDSCHAFT

Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 0339030A
innerhalb des Forschungsschwerpunkts
"Bodenbelastung und Wasserhaushalt",
gefördert vom BMFT

Kurzfassung

Verantwortliche Leiter des Forschungsvorhabens:

Prof. Dr. Michael MÜHLENBERG ¹⁾

Dr. Herrman ELLENBERG ²⁾

Prof. Dr. Giselher KAULE ³⁾

Autoren des Berichts:

Thomas HOVESTADT ¹⁾

Johannes ROESER ¹⁾

Michael MÜHLENBERG ^{1) 4)}

¹⁾ Ökologische Station der Universität Würzburg,
OT Eabrikschleichach, D-8602 Rauhenebrach

²⁾ Bundesforschungsanstalt für Weltforstwirtschaft und Ökologie,
Abt. Wildökologie, Leuschnerstraße 91, 2050 Hamburg 80

³⁾ Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung,
Kepelerstr. 11, Postfach 5 60, 7000 Stuttgart 1

⁴⁾ Verantwortlich für Anfragen und Schriftentausch

März 1990

FLÄCHENANSPRUCH VON TIERPOPULATIONEN ALS KRITERIEN FÜR MAßNAHMEN DES BIOTOPSCHUTZES UND ALS DATENBASIS ZUR BEURTEILUNG VON EINGRIFFEN IN NATUR UND LANDSCHAFT.

Die Untersuchung des Flächenanspruchs von Tierpopulationen ist wegen folgender Gesichtspunkte wichtig: (a) Nachdem das Aussterben der Arten nicht nachläßt, erhebt sich die Frage nach den Möglichkeiten im Naturschutz, quantitative Forderungen zu begründen. (b) Da selbst gezielte Schutzmaßnahmen sinnlos werden, wenn die Voraussetzungen für das Überleben der Arten oder Lebensgemeinschaften nicht gegeben sind, muß man sich fragen, wieviel an Umweltverschmutzung reduziert werden muß, damit der Artenschutz verwirklicht werden kann. Der "Extensivierungsspielraum" an sich reicht nicht aus. Die Frage nach dem Flächenanspruch schließt den Gedanken einer "mindestens notwendigen" Flächensicherung ein.

Der Flächenbedarf einer Tierpopulation wird bestimmt durch (A) den Raumbedarf der Reproduktionseinheit, und (B) der Größe einer überlebensfähigen Population. (A) variiert durch die individuell und im Jahresverlauf schwankenden Aktionsraumgrößen und die unterschiedliche Habitatqualität. Die Überlebensfähigkeit (B) einer Population ist von Zufallsprozessen abhängig und daher nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit abschätzbar. Vier verschiedene (nicht anthropogene) Faktoren können selbst in einem geeigneten Habitat zum Aussterben von Populationen führen: (a) demographische und (b) genetische Zufallsprozesse, (c) Umweltschwankungen und (d) (Natur)katastrophen. Eine Absicherung gegen diese Risikofaktoren wird durch Vergrößerung der Population, Erhöhung der Zahl geeigneter Habitate und Verringerung der Isolierung zwischen den bewohnten Flächen erreicht.

Eine Mindestforderung (Minimalareal = die mindest notwendige Fläche, die geschützt werden muß) kann nur an der sog. "minimum viable population" bemessen werden. Die Gefährdungsgradanalyse ("population vulnerability analysis") für eine bestimmte Tierart liefert die notwendigen Angaben zur Habitatqualität, Flächengröße und Lage der Flächen, die für die Zukunftssicherung einer Population unter natürlichen Bedingungen (z.B. "mit 95%iger Wahrscheinlichkeit die nächsten 50 Jahre überlebensfähig") notwendig sind.

Sowohl beim konstruktiven Artenschutz wie auch für die Schadensbegrenzung bei Eingriffsregelungen sollte eine Zielart ausgewählt werden, damit die Flächensicherung eindeutig quantitativ begründet werden kann. Die Auswahl einer Zielart erfolgt nach Kriterien wie überregionaler Gefährdungsgrad, Schlüsselart, Chancen der Populationssicherung und wird regional nach den bestehenden Voraussetzungen (Vorkommen, Habitatangebot, Regionalplan) angepaßt. Die wesentlichen Aspekte eines Zielarten-Konzeptes sind:

- Der Flächenbedarf für Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen wird an den Überlebensaussichten einzelner Tierpopulationen bemessen
- Die Zukunftssicherung muß natürliche Bedingungen (nicht ständige Stützmaßnahmen) voraussetzen
- Die Analyse von Risikofaktoren bildet die Grundlage für die Abschätzung der Zukunftsaussichten
- Es sind wissenschaftlich begründete, quantitative Aussagen möglich
- Durch die Sicherung von Flächen mit geeigneter Habitatqualität profitieren viele weitere Arten von den Schutzmaßnahmen.

Es entsteht ein künftiger Forschungsbedarf vor allem zu den Gefährdungsgradanalysen ausgewählter Zielarten. Für die praktische Umsetzung sind die Aufstellung einer regional angepaßten Zielartenliste, Habitateignungsanalysen und die Entwicklung von Populationsmodellen für Zielarten von seiten der biologischen Wissenschaft nötig.

Mit folgender Übersicht soll ein zweijähriges Projekt, gefördert vom BMFT innerhalb des Schwerpunkts "Bodenschutz" in seinen wesentlichen inhaltlichen Aussagen vorgestellt werden.

Das Projekt wurde gemeinsam von der Ökologischen Station der Universität Würzburg in Fabrikschleichach (federführend Prof. Dr. M. MÖHLENBERG) und Prof. Dr. G. KAULE (Lehrstuhl Landschaftsökologie, Universität Stuttgart) und Dr. H. ELLENBERG (Abt. Ökologie und Wildbiologie im Institut für Weltforstwirtschaft, BFA Hamburg) durchgeführt (1987-1989). Das Projekt war primär der Literaturlauswertung und Konzeptentwicklung gewidmet, eigene Feldforschung innerhalb des Projekts war daher sehr eingeschränkt (ausgeführt von ELLENBERG über die räumliche Verteilung der Elster (*Pica pica*) und deren Ursachen). Das Projekt diente daher als eine Vorstudie für künftige Forschungen auf dem Gebiet des Arten- und Biotopschutzes.

Von der gesamten Auswertung und Diskussion des bisherigen Kenntnisstandes werden hier nur einige wichtige Gedanken vorgetragen, wegen der Aktualität dieser Konzepte für den Natur- und Umweltschutz die Vorschläge zur praktischen Umsetzung dieser Ergebnisse aber vergleichsweise ausführlicher beschrieben. Die gesamte Darstellung unserer Arbeit wird vom BMFT über die KFA-Jülich im Frühjahr 1990 veröffentlicht werden.

1. Begründung für das Projekt
2. Zielsetzung des Projekts
3. Scheinbare Alternativen
4. Auseinandersetzung mit einem Katalog von Angaben über den minimalen Flächenbedarf einzelner Tierarten.
 - 4.1 Relevante Parameter des Flächenbedarfs von Tierpopulationen
 - 4.2 Detaillierte Informationen zur Biologie einzelner Arten
 - 4.3 Ein Katalog über die "Minimalflächen": Flächenanspruch von Tierpopulationen als Wahrscheinlichkeitsaussagen
5. Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie und die Grenzen der Anwendbarkeit für den Naturschutz
6. Übernahme des Konzeptes der "minimalgroßen überlebensfähigen Populationen" (MVP)
7. Zukunftssicherung von Populationen als Zielvorgabe: Das Zielartenkonzept
8. Gefährdungsgradanalysen (PVA) für die Praxis: Eine neue Sicht der Habitatbewertung und die Anwendung des Zielartenkonzepts in Eingriffsregelungen und Artenschutzmaßnahmen
 - 8.1 Habitatbewertung anhand der Zukunftschancen von Populationen
 - 8.2 Die Bewertung von Eingriffen in den Naturhaushalt
 - 8.3 Durchführung von konstruktiven Artenschutzmaßnahmen
 - 8.4 Zur Ausführung einer Schnellprognose
9. Forschungsbedarf
10. Literaturdokumentation

1. Begründung für das Projekt

Im Rahmen der Schwerpunktförderung "Bodenschutz" vom BMFT haben wir die Frage nach dem Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft bearbeitet.

Der anhaltende Verlust von Arten läßt Zweifel an der Effizienz des derzeitigen Natur- und Umweltschutzes aufkommen. Ein wissenschaftliches Fundament erscheint angesichts limitierter Geldmittel und sehr beschränkter Verfügbarkeit von Naturschutzflächen unbedingt erforderlich, um Maßnahmen nach ihrer Qualität zu bewerten und ihrer Dringlichkeit auszuwählen.

Selbst gezielte Schutzmaßnahmen können aber sinnlos werden, wenn die Voraussetzungen für das Überleben der Arten oder Lebensgemeinschaften nicht gegeben sind. Für die Sicherung des Naturhaushalts und das Fortbestehen der Arten wird daher immer wieder die Frage gestellt, wieviel an Umweltverschmutzung reduziert werden muß, damit der Artenschutz verwirklicht werden kann. Eine gewisse Euphorie entstand im Naturschutz durch den erhofften Flächengewinn über die durch die EG-Wirtschaft (Überschußproduktion) veranlaßte Extensivierung. Ganz gleich, ob man einzelne Flächen stilllegt oder großflächig die Intensität der Bewirtschaftung im Agrarraum mit den negativen Folgen der Eutrophierung (siehe z.B. ELLENBERG 1987) und Bodenbelastung durch Pestizide (siehe z.B. UMWELTBUNDESAMT 1986, HUTCHINSON & MEEMA 1987) reduziert, der "Extensivierungsspielraum" reicht in keinem Fall für die Lösung der Naturschutzprobleme aus (HAMPICKE 1988).

Daher müssen Prioritäten gesetzt werden und die ökologische Forschung bekommt die Frage aufgezwungen, wie groß die Mindestflächen sein müssen, damit ein Schutz der Arten und bestimmter Ressourcen noch gewährleistet ist.

2. Zielsetzung des Projekts

Die kritische Auseinandersetzung mit dem bisherigen Kenntnisstand über den Raumbedarf von Tieren haben wir dazu benutzt, grundlegende Erkenntnisse über den Flächenanspruch langfristig existenzfähiger Tierpopulationen zu sammeln und auszuwerten. Dazu war es zunächst notwendig, Methoden zu entwickeln, um Flächenansprüche von Tierpopulationen zu bestimmen. Dann mußte analysiert werden, was man unter einer "langfristig existenzfähigen Tierpopulation" zu verstehen hat. Mit dieser Frage verbunden sahen wir die

Notwendigkeit, einen kritischen Überblick über die Kriterien zur Bewertung von Habitaten zu geben (z.B. für Eingriffs- und Ausgleichsregelungen) und eigene Vorschläge zu einer Habitatbewertung unter Berücksichtigung populationsökologischer Erkenntnisse auszuarbeiten.

Von seiten der Planung im Natur- und Landschaftsschutz aus erwartete man im einzelnen eine Dokumentation der Flächenansprüche einzelner Arten und für das Verständnis dieser Problematik eine Dokumentation der relevanten Literatur.

Anstelle eines Katalogs von sog. "Minimalarealen" haben wir andere Vorstellungen zur Bestimmung des Flächenanspruchs von Tierpopulationen entwickelt (s. "Zielartenkonzept" und Habitatbewertung, Kap. 8). Wir haben uns zusätzlich innerhalb dieses Projektes bemüht, auch zur Umsetzung der Erkenntnisse bei Planungen und Durchführung von Maßnahmen Stellung zu nehmen und neue Konzepte vorzuschlagen. Des weiteren ergeben sich aus dem in Deutschland neuen Ansatz von Bewertungskriterien auch ein verstärkter Forschungsbedarf, den wir im Schlußkapitel (Kap. 9) konkret erläutern.

Die Aktivitäten im Naturschutz dürfen sich nicht darauf beschränken, mit einer Bewertung lediglich qualitativ schlechtere Habitate für den Verbrauch durch andere Nutzungsformen auszuzeichnen, so wie es derzeit die Praxis in der Eingriffs-Ausgleichsregelung scheinbar verlangt. Um nicht falsch interpretierbare Daten für eine Naturschutzpraxis zu liefern, die mit verschiedenen Ansätzen Landschaftsteile und Lebensgemeinschaften in eine vom Menschen erfundene Rangfolge einzuordnen versucht, haben wir ein Konzept erarbeitet, in dem die Wissenschaft dazu beiträgt, im Natur- und Umweltschutz quantitative Forderungen zu begründen. Das Instrumentarium für die Praxis ist der Umgang mit Tierarten (speziell mit Gefährdungsgradanalysen und sog. Schnellprognosen, Kap. 8), auf die sich die Argumentation stützt.

3. Scheinbare Alternativen

Es wird im Kapitel 6 ausführlich erläutert, daß die Frage nach dem Flächenanspruch von Tierpopulationen nicht nur artspezifisch beantwortet werden muß, sondern auch von der Definition der Überlebensfähigkeit dieser Population abhängt. Dies wird häufig als zu spezielle Berücksichtigung einer Art angesehen, da doch die meisten Arten in ihrer

Existenz gefährdet sind und ganze Lebensgemeinschaften zu verschwinden drohen.

Es wird immer wieder davon gesprochen, daß man mit dem Ziel "etwas für alle Arten" zu tun, sich nicht nur auf einzelne Tierpopulationen konzentrieren kann, sondern die Lebensräume als Ganzes, also Ökosysteme und damit die "Vielfalt" als solche schützen sollte. Während schon relativ gut ausgearbeitete Prioritätslisten über Ökosysteme und deren räumliche Verteilung existieren (siehe z. B. KAULE 1986), bleibt für deren Schutz aber die Frage nach der Qualität der Ökosysteme und ihrer Mindestgröße zur Sicherung ihrer Funktionen ("Naturhaushalt") ungelöst. Bisher wird ein Buchenwald auch dann als Ökosystem "Buchenwald" gekennzeichnet, wenn z. B. die Spechte fehlen würden. Ebenso sagt der Begriff "Trockenrasen" als Lebensraum nichts darüber aus, wieviel Wildbienenarten im speziellen Fall dort leben und in welcher Individuendichte die Arten dort vorkommen. Eine quantitative Aussage über die Minimalfläche eines solchen Lebensraumes ist nur möglich anhand einer Schätzung der Überlebensfähigkeit der in ihm lebenden Organismen. Eine wichtige Funktion von Organismen in einem Ökosystem, die Primärproduktion der grünen Pflanzen zu zersetzen, ist viel weniger an Flächengröße gebunden als die Überlebensfähigkeit einzelner Tierarten. So gibt es keine Vorgaben, wie groß ein Ökosystem mindestens sein muß. Wir sind deshalb darauf angewiesen, die Raumanprüche überlebensfähiger Tierpopulationen in einem hierarchischen Aufbau (etwa entsprechend den verschiedenen Trophieebenen bzw. Körpergrößen-Klassen) zu berechnen.

Ein Ökosystem ist grundsätzlich ein offenes System und läßt sich per Definition räumlich nicht abgrenzen bzw. verkleinern (siehe HOVESTADT 1989).

4. Auseinandersetzung mit einem Katalog von Angaben über den minimalen Flächenbedarf einzelner Tierarten.

4.1 Relevante Parameter des Flächenbedarfs von Tierpopulationen

Zur Bestimmung des Flächenanspruchs einzelner Tierpopulationen benötigt man als wichtigste Informationen Angaben über den Aktionsraum, die Dichte, die Verbreitungsdistanz der Tiere und die Größe der Tierpopulation.

4.2 Detaillierte Informationen zur Biologie einzelner Arten

Um beispielhaft für verschiedene Tiere umfassende Informationen zu sammeln, haben wir im Projekt eine Reihe von sog. Kleingutachten zur Biologie einzelner Arten an entsprechende Fachexperten vergeben.

Für die Auswahl der Arten waren verschiedene Gründe ausschlaggebend:

Wir wollten beispielhaft Vertreter kleiner und großer Körpergröße, herbivorer und carnivorer Lebensweise und verschiedener Tierklassen bearbeiten lassen.

Das meiste Spezialwissen über unsere Fragestellung existiert über die Gruppe der Vögel. Von poikilothermen Landwirbeltieren (Reptilien, Amphibien) gibt es nur in sehr beschränktem Maße ausreichende Kenntnisse und im Vergleich zur Artenzahl noch schlechtere Kenntnisse über die Wirbellosen.

Natürlich richtete sich die Auswahl der Tierarten auch nach den zur Verfügung stehenden Wissenschaftlern.

4.3 Ein Katalog über die "Minimalflächen": Flächenanspruch von Tierpopulationen als Wahrscheinlichkeitsaussagen

Tabelle 1:

Tierart	Aktionsraumgröße	Dichten	Verbreitungsdistanz	Flächenbedarf [für ca. 100 Paare]	Besonderheiten
	Unterschiede in Altersklassen, Geschlecht, sozial. Status, saisonale Schwankungen, Habitatqualität	Habitatqualität; Insellage; Räubereinfluß	Abhängig von Zeitdauer, Altersklassen	Wie (effektive Populationsgr.)	
			Extremwerte / Durchschnitt (Wahrscheinlichk. aussagen)	soziale Gruppen; Größe von überlebensfähigen Populationen?	
Kleiber	1 - 4 ha	1 - 6 T/10 ha	? bis 100 km	≈ 1.000 ha	Habitatqualität
Mittelspecht	10 ha	0,2 - 18/10 ha	< 10 km	≈ 2.000 ha	bes. geringes Dispersal
Elster	5 - 10 ha			10. - 50.000 ha	dichteabhängig von Rabenkräbe und Habicht
Sperber	10 - 3500 ha	40 - 80 P/100 km ²	1-265 km	≈ 20.000 ha	Temp. v. Regen i. April, DDT
Steinkauz	10 - 3500 ha	0,5 - 1P/100 km ²	(w bis 30 km)	≈ 20. - 30.000 ha	
Uhu	1.2 - 2.000 ha	1P/80 - 110 km ²	? 40 km	≈ 1.000.000 ha	
Graugans		1-2P/100 ha		≈ 10.000 ha	Kombination versch. Habitate, Fortpfl.stör-anfällig
Gansen	100 - 300 ha		große Dispersion	> 6.000 ha (20 R)	demogr. Stochastizität
Rotfuchs	400 - 1.600 ha	0,2 - 2 Fam/km ²	3 - 100 km	≈ 20.000 ha	Follwut + Bekämpfung -> 60 % Verlust
Hermelin	2 - 250 ha	3 - 10/100 ha	schnelle Dispersion	≈ 5.000 ha	gr. Dichteschwankungen verurs. durch Beute
Mauereidechse	5 - 60 m ²	17/3 - 40 m ²	< 0,1 km	2 - 5 ha	alle Pop. räuml. isol.
Segelfalter	100 - 200 ha	2P/ha	2 - 3 km	50 - 600 ha	

Mit der Tabelle 1 haben wir die wichtigsten Informationen zu den Parametern des Flächenbedarfs in Zahlenangaben zusammengefaßt. Eine derartige Tabelle mag der Erwartungshaltung der Planer in der Landschaftsgestaltung

und im Naturschutz entsprechen. Speziell in der Spalte "Flächenbedarf für ca. 100 Paare" erhoffen sich die Planer für ihre Gutachten zu Eingriffs-/Ausgleichsregelungen oder Habitatbewertung die gewünschten Zahlen wie aus einem Katalog herauslesen zu können, ohne eine detaillierte Analyse nötig zu haben. Die hohe Variabilität der Faktoren führt aber zu einem breiten Spektrum der Angaben, das für konkrete Planungen nur in willkürlicher Weise ausgewählt und verwendet werden kann. Das ist aber nicht das Ziel eines wissenschaftlichen Beitrags. Wir lehnen derartige Zahlenangaben für die konkrete Planung daher entschieden ab. Eine Festschreibung der Zahlenangaben für einzelne Tierarten ist von biologischer Seite her unmöglich. Die bleibende Unsicherheit der Angaben und die Wahrscheinlichkeitsaussagen in den einzelnen Spalten beruhen schwerpunktmäßig auf folgenden Sachverhalten:

(1) Die Habitatqualität und damit das Ressourcenangebot variiert örtlich und zeitlich. Die von den Ressourcen abhängigen Tiere passen sich in weiten Grenzen mit ihren Aktionsräumen und Populationsdichten an.

(2) Angaben über die Verbreitungsdistanz benötigen eine Definition des gemessenen Zeitraumes. Es herrscht keine Einigkeit darüber, ob man die Entfernungen, in denen sich Jungtiere von ihren Eltern ansiedeln, vergleichen möchte oder auch Wiederfunde adulter Tiere im Laufe ihres Lebens mit einbezieht. I.d.R. weiß man auch nicht, ob wiedergefundene Tiere zum genetischen Austausch zwischen Teilpopulationen beigetragen oder neue Populationen gegründet haben.

(3) Die Kernfrage, für eine wie große Individuenzahl der Flächenbedarf berechnet werden soll, kann nicht im voraus und nicht verbindlich beantwortet werden! Diese Frage läßt sich wissenschaftlich mit einer Wahrscheinlichkeitsaussage beantworten, die zugrunde liegenden Untersuchungen sind Gefährdungsgradanalysen einzelner Populationen. Die benötigten Informationen und Probleme ihrer Bearbeitung werden ausführlich im Kapitel 6 über die minimalgroßen überlebensfähigen Populationen (MVP) behandelt und müssen die jährlichen Schwankungen, die allen Populationen eigen sind (siehe MÜHLENBERG 1990) berücksichtigen.

5. Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie und die Grenzen der Anwendbarkeit für den Naturschutz

Die Inselbiogeographie wurde begründet von MAC ARTHUR & WILSON (1967) und beschäftigt sich in erster Linie mit dem Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl. Aus diesen Erkenntnissen hat man versucht, für die Größe und

Gestaltung von Schutzgebieten wissenschaftlich begründete Vorschläge abzuleiten (z.B. WILSON & WILLIS 1975, DIAMOND & MAY 1976). Nach der "passive-sampling hypothesis" von CONNOR & McCOY (1979) führt bereits statistisch gesehen eine größere Individuenzahl auf größerer Fläche auch zu einer höheren Artenzahl. MAC ARTHUR & WILSON (1967) stellten als Erklärungsmodell über die Abhängigkeit der Artenzahl von der Flächengröße die sog. Gleichgewichtshypothese auf. In ihr ist eine für den Naturschutz überaus wichtige Erkenntnis über den Arten-Turnover enthalten: lokales Aussterben und Wiederbesiedeln sind häufige und natürliche Vorgänge. Da auch die Theorie voraussagt, daß Flächenverkleinerung zu einem Verlust an Arten führt, glaubte man nun auch einen theoretischen Hintergrund zu haben, sog. Minimalareale für Tierpopulationen wissenschaftlich bestimmen zu können.

Wirklich zwingende Management-Regeln sind aber aus der Theorie der Inselbiogeographie nicht ableitbar, es sei denn die triviale Feststellung, "mehr Habitat ist besser als weniger Habitat" (SIMBERLOFF 1988). Die Gründe für eine derartige Einschränkung der Anwendbarkeit der Gleichgewichtshypothese (GGH) im Naturschutz liegen in folgenden Argumenten:

Die einzige betrachtete Größe ist die lokale Artenzahl und sie bildet das entscheidende Kriterium für die Auswahl von Schutzgebieten. Nach ihrem Ansatz erlaubt keine der Hypothesen Aussagen über das Schicksal bestimmter Arten oder die Erhaltung überregionaler Diversität. Dies ist aber häufig das ausdrückliche Ziel von Naturschutzbemühungen (DIAMOND 1976; SIMBERLOFF & ABELE 1982; JANZEN 1983; NOSS 1983;).

Arten die selten, für das Ökosystem wichtig, oder aus anderen Gründen von besonderer Bedeutung sind, finden keine andere Berücksichtigung als gewöhnliche und häufige Arten, obwohl sie von vorrangigem Gewicht für den Naturschutz sind (DIAMOND & MAY, 1976 ; RAPAPORT et al. 1986).

Fläche ist nur ein Faktor, der die Artenzahl in einem Habitat bestimmt. Wir haben deshalb auch keinerlei direkte Anhaltspunkte, wie groß eine Fläche sein muß, um eine bestimmte Zahl von Arten langfristig zu erhalten, sondern nur wieviel Arten eine Fläche bestimmter Größe im Vergleich beherbergen kann. In der Diskussion um die Gestaltung von Schutzgebieten wurde immer wieder unzulässigerweise aus der letzteren Erkenntnis auf die erste Fragestellung geschlossen.

Eine weitere Schwäche der Inselökologie für die Entwicklung konstruktiver Schutzkonzepte liegt im Mangel einer Prognosemöglichkeit für die zukünftige Entwicklung der Artenzahl bzw. des Bestandes einzelner Arten. Schutzgebietsstrategie sollte sich an eindeutig formulierbaren Zielen ausrichten und sich um die langfristige Erhaltung ausreichender, natürlicher Lebensgrundlagen einzelner gefährdeter Arten bemühen, die für charakteristische Lebensräume typisch sind, die einen hohen Raumanpruch haben, oder die von besonderer Bedeutung für eine große Zahl anderer Arten sind (McCOY 1983; REED 1983; BLAKE & KARR 1984; LYNCH & WHIGHAM 1984; SIMBERLOFF 1986; SOULÉ & SIMBERLOFF 1986; ZIMMERMAN & BIERREGAARD 1986; NEWMARK 1986; SIMBERLOFF & ABELE 1976; CONNOR & McCOY 1979; BOECKLEN & SIMBERLOFF 1986; LOVEJOY & OREN 1981).

Zusammenfassend ergeben sich folgende Schlußfolgerungen aus der Inselbiogeographie für den Naturschutz:

1.) Große Flächen können mehr Arten erhalten als kleine Flächen. Dieser Satz ist an sich banal, aber für den Naturschutz dennoch von entscheidender Bedeutung. Erhalt von Fläche ist für den Naturschutz durch keine andere Maßnahme ersetzbar, es sei denn wir finden uns mit einer "Zootierhaltung" in freier Wildbahn ab.

2.) Eine Reduktion der Flächengröße zieht unweigerlich eine Reduktion des Artenbestandes bzw. den "Austausch" (Ersatz) von spezialisierten Arten durch Generalisten nach sich. Damit führt Habitatfragmentierung zu einem starken Verlust sensibler Arten. Dies ist in vielen Fällen (zunächst) nicht mit einer Reduktion der lokalen Artenvielfalt, sondern mit einer regionalen Vereinheitlichung der Artenbestände und somit mit einem Verlust der gamma-Diversität bis hin zur Verminderung der regionalen Diversität (epsilon-Diversität, s. WIENS 1989) verbunden. Selbst bei Festschreibung der derzeitigen Situation oder bei einer geringfügigen Verbesserung ist mit einem Fortgang des Artenschwundes zu rechnen.

3.) Je kleiner die Flächen, um so häufiger sterben die Populationen lokal aus. Lokales Aussterben ist eine häufige und natürliche Erscheinung in Übereinstimmung mit den dynamischen Eigenschaften natürlicher Ökosysteme (z.B. Sukzession, "Katastrophen"). Für keine Art kann aus ihrem Vorkommen in einem Gebiet sicher geschlossen werden, daß in einem Habitat noch ausreichende Bedingungen für eine gesicherte Existenz "vorliegen". Bei dem Vorkommen kann es sich um ein kurzes Gastspiel oder um "living deads"

handeln. Die traurige Entwicklung der meisten Naturschutzgebiete spricht für diese Interpretation.

5.) Der derzeitige Kenntnisstand der Inselbiogeographie läßt keine Aussage über die optimale Form, Lage und Zahl der Schutzgebiete bei vorgegebener Gesamtfläche zu (SLOSS-DEBATTE). Die Antwort auf diese Frage wird für einzelne Arten verschieden ausfallen.

6.) Die Situation von Schutzgebieten in der heutigen Kulturlandschaft ist kaum mit der ozeanischer Inseln zu vergleichen. Unterschiede bestehen für Habitatinselfen vor allem in der:

- a.) raschen Veränderung der gesamten ökologischen Rahmenbedingungen e.g. Flächengröße, Isolation, Umgebung und/oder Habitatqualität;
- b.) durch die Existenz starker Randeffekte mit ständigem Zustrom von habitatfremden Arten bzw. Habitatgeneralisten;
- c.) durch den Mangel an Besiedlungsquellen (Festland) für die (gefährdeten) Habitatspezialisten;
- d.) Fehlen eines Artengleichgewichts. Diese Unterschiede führen zu starken Verschiebungen im Beziehungsgefüge der Arten und zu einer Veränderung, meist Verschlechterung der Habitatqualität.

7.) Kenntnisse über die Habitatanforderungen, Biologie, Populationsökologie und Interaktionen mit anderen Arten sind die wesentliche Vorbedingung für einen Naturschutz, der gefährdete Arten erhalten kann und somit die regionale Artenvielfalt bewahrt.

6. Übernahme des Konzeptes der "minimalgroßen überlebensfähigen Populationen" (MVP)

Die Zielsetzung im Naturschutz ist es, dem Aussterben von Populationen entgegenzuwirken.

Grundsätzlich wissen wir, daß kleinere Populationen eher aussterben als große bzw. daß Populationen auf kleinen Flächen eher aussterben als Populationen, die große Flächen bewohnen. Dies läßt sich deutlich an den Folgen der zunehmenden Verkleinerung und Isolierung geeigneter Lebensräume (Habitatfragmentierung) erkennen, die vermutlich heute die wesentlichste Ursache für den Verlust von Arten ist (TERBORGH 1974; SOULÉ 1983; SALWASSER et al. 1984;).

Wie groß muß eine Population sein bzw. welche Rahmenbedingungen (Habitatqualität, sowie die Größe und Lage der Flächen auf denen die Population lebt) müssen existieren, damit eine Population mit hoher

Wahrscheinlichkeit über einen langen Zeitraum überleben kann?

Zur Beantwortung dieser Frage ist ein genaueres Verständnis der neben den deterministischen Aussterbeursachen natürlichen Zufallsereignisse erforderlich. Eine Reihe von Zufallsereignissen können Ursachen für das Aussterben von Lokalpopulationen sein.

Wir können davon ausgehen, daß durch die zunehmende Verinselung und Verkleinerung der Populationen stochastische Einflüsse an Bedeutung für das Aussterben zunehmen. Letztlich sind es sogar diese stochastischen Faktoren, die den Flächenanspruch einer langfristig lebensfähigen Population bestimmen.

Das Konzept der "minimalgroßen überlebensfähigen Population" (MVP für "minimum viable population") erlaubt den Flächenbedarf quantitativ zu untersuchen: *Eine MVP für eine bestimmte Art in einem bestimmten Habitat ist die kleinste isolierte Population mit einer definierten Überlebenschance (z.B. 95 %) über einen bestimmten Zeitraum (z.B. 100 Jahre) unter Berücksichtigung der absehbaren Effekte von demographischen und genetischen Zufallsprozessen, Umweltschwankungen und Naturkatastrophen auf die Population (nach SHAFFER 1981).*

Mit Blick auf die erforderlichen Rahmenbedingungen, können wir die Definition auch anders formulieren:

Wir sprechen von einer MVP, wenn die Rahmenbedingungen der Population ein Überleben mit definierter Wahrscheinlichkeit über einen bestimmten Zeitraum (z.B. 100 Jahre mit 95%iger Wahrscheinlichkeit) ermöglichen. Bei dieser Formulierung wird unmittelbar klar, daß es nicht nur eine, sondern viele MVP's geben kann. Damit ist auch eine flexible Handhabung des Konzepts in der Planung gewährleistet.

Das MVP-Konzept kombiniert Erkenntnisse aus der Populationsökologie mit Bedürfnissen des Naturschutzes: Man interessiert sich weniger für den gegenwärtigen Status als für die Zukunftschancen, und genau diese werden im MVP-Konzept untersucht.

Die Festlegung eines Überlebenskriteriums wäre z.B.: "Die Population soll so groß sein, daß sie mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die nächsten 100 Jahre überdauert". Sie ist im wesentlichen willkürlich und in der Definition austauschbar. Das festgelegte Überlebenskriterium (Definition) wird weniger aus

fachlichen Gesichtspunkten, sondern vor allem aus den Zielen, die sich die Gesellschaft für den Naturschutz gesetzt hat, bestimmt. Buchstäblich genommen, verlangt § 1 des BNG, daß es von jeder Tierart in der BRD mindestens eine Population mit nahezu unbegrenzter Überlebenswahrscheinlichkeit gibt (etwa 99,99% über 1000 Jahre).

In der MVP-Definition werden die absehbaren Effekte von demographischer und genetischer Stochastizität, von Umweltschwankungen und von Naturkatastrophen erwähnt. Dies sind Faktoren (z.B. ein strenger Winter), die die Entwicklung einer Population beeinflussen und eventuell zum Aussterben einer Population führen können. Wir bezeichnen sie deshalb zusammenfassend als Risikofaktoren. Im Rahmen einer "Risikoanalyse für Populationen" (PVA, nach "Population Vulnerability Analysis") untersuchen wir die Bedeutung dieser Risikofaktoren unter Berücksichtigung der vorgegebenen Rahmenbedingungen und im Lichte der Biologie der betrachteten Art.

Wir können eine Risikoanalyse benutzen, um die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population unter den aktuellen oder unter veränderten Rahmenbedingungen zu bestimmen. Genauso können wir aber die Größe einer Population - und die dafür erforderlichen Rahmenbedingungen - ermitteln, die das MVP-Kriterium erfüllen.

Unter Umgehung der aufwendigeren Risikoanalyse können wir die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population z.T. schon aus beobachtbaren Eigenschaften der Population selbst abschätzen. Insbesondere das Ausmaß der Populationsdynamik und die Populationsstruktur (räumliche Verteilung), gepaart mit basalen Informationen über Populationswachstum und Verbreitungsverhalten können wir zu einer Abschätzung des Risikos heranziehen. Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens kann auch durch die Möglichkeit der Rekolonisierung entscheidend verringert oder beseitigt werden, wenn Besiedlungsquellen in geeigneter Entfernung vorhanden sind.

Für die praktische Durchführung einer Gefährdungsgradanalyse (PVA) müssen folgende Informationen gesammelt und ausgewertet werden (vgl. MARCOT et al. 1988): (Für alle Werte sollte kurz die zugrunde liegende Methode erwähnt werden und vor allem, soweit möglich, eine Fehlerabschätzung (Vertrauensbereich) mit angegeben werden).

zum Bestand:

1. Aktuelle Verbreitung und Abundanz der betreffenden Zielart.
2. Bestandsentwicklung der letzten Jahrzehnte (Wo sind Vorkommen erloschen, soweit bekannt aus welchen Gründen? Wo fanden Neu- oder Wiederbesiedlungen statt?).
3. Deterministische Gefährdungsursachen wie Lebensraumzerstörung oder direkte Verfolgung.

zum Raumannspruch:

4. Sozial- und Reproduktionsgemeinschaft der Art zum Überleben des Individuums und kleinste Anzahl der Individuen, die eine funktionierende soziale oder reproduktive Einheit bilden.
5. Schwankungsbereich und Mittelwert der Aktionsraumgröße (home range) für die soziale bzw. reproduktive Einheit und ihre saisonalen Veränderungen. Abhängigkeit dieser Variablen von der Habitatqualität (vergl. Punkte 19-21).
6. Gesamtes in der Lebenszeit benötigtes Gebiet (life range) mit Spezialbedürfnissen (z.B. Nistbaum, Salzlecken etc.). Welche Überlappung besteht zwischen Individuen?
7. Wie groß ist das verteidigte Gebiet (Territorium)? Werden Nahrungs- und/oder Brutterritorien verteidigt? Welche Unterschiede bestehen zwischen Alter und Geschlecht bzw. sozialem Status?

zur Populationsbiologie:

8. Absolute Populationsgröße (möglichst aus mehreren Jahren).
9. Maximal (kurzfristig) im Habitat erreichbare Populationsgröße (kann über der langfristigen carrying capacity liegen)
10. Populationsaufbau nach Alter und Geschlecht.
11. Demographische Variationen wie Fortpflanzungsrate, Überlebensrate, Alter der ersten und letzten Reproduktion. Abhängigkeit dieser Variablen von Habitatmerkmalen (vgl. Punkt 20 und 21).
12. Sterberaten und Geburtsraten nach Alter und Geschlecht (Lebensstafeln), bzw. Nettoreproduktionsrate (in Abhängigkeit von der Populationsdichte):

$$r: \frac{dN}{dt} = rN \quad \text{bzw.} \quad R: N_{t+1} = N_t \cdot R$$
13. Individuelle Fortpflanzungserfolge (getrennt nach Altersgruppen) und ihre Varianz (Nachkommen, wenn möglich, nach Männchen und Weibchen getrennt).
14. Paarungs- und Brutsystem (Monogamie, Polygamie, Ortstreue, Brutpflege).
15. Bestimmung der effektiven Populationsgröße (Zahl der den Genpool beeinflussenden Individuen) und Schätzen des

Inzuchtkoeffizienten, um Verluste genetischer Variation abzuschätzen.

16. Verbreitungsverhalten innerhalb des Habitats bzw. der Population (Wie weit brüten Jungtiere von ihren Eltern weg? Informationen nach Möglichkeit trennen nach Geschlecht, Alter, eventuell Habitatqualität und Populationsdichte).

17. Struktur der Metapopulation: Ist die Art bereits jetzt in Teilpopulationen zergliedert? Welcher Austausch an Individuen besteht derzeit zwischen den Teilpopulationen? Tragen die einwandernden Individuen zum Genaustausch bei? Wie groß sind Ein- und Auswanderungen?

18. Interaktionen mit anderen Arten wie Konkurrenten, Räubern, Parasiten, Beutetieren oder Nahrungspflanzen.

zur Habitatqualität:

19. Primärhabitat und Substrat zur Reproduktion und Aufzucht.

20. Art, Menge, Qualität und Anordnung von Mikrohabitaten, die das Überleben und die Reproduktion fördern.

21. Habitatqualitäten, die für die Nahrungsaufnahme genutzt werden.

22. Dynamik des Habitats (Gehen die Habitate z.B. im Rahmen von Sukzessionen ständig verloren bzw. wann und wo entstehen neue?).

zur Einschätzung der zukünftigen Entwicklung:

Evaluierung der Punkte 1-22 und folgende weitere Informationen:

23. Größe, Zahl und Lagebeziehungen der genutzten Habitate.

24. Identifizierung und Kartierung geeigneter Habitate.

25. Verbreitungsfähigkeit und maximaler Abstand zwischen geeigneten Habitaten für Interaktionen. Dazu kann in erster Näherung für die Praxis die Darstellung derjenigen Fläche sinnvoll sein, die sich aus einem Kreis mit dem Radius der halben möglichen Verbreitungsdistanz ergibt.

26. Einschätzung der Isolationseffekte infolge Fragmentierung der Habitate. Barrierewirkung von natürlichen und anthropogenen Landschaftsstrukturen. Welche Strukturen in der Landschaft fördern den individuellen Austausch zwischen den Teilpopulationen?

27. (seltene) Umweltkatastrophen, z.B. Waldbrände, Überschwemmungen, Epidemien, Einführung faunenfremder Tiere, aber auch Umweltkatastrophen aus Menschenhand (aber keine permanenten Umweltveränderungen wie Überbauung oder Habitatveränderung, das gehört zu deterministischen Gefährdungsgründen)

(Angaben über seltene Katastrophen sind wohl nur als begründete Schätzung möglich).

7. Zukunftssicherung von Populationen als Zielvorgabe: Das Zielartenkonzept

Um die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen langfristig gewährleisten zu können, bedarf es laufender Kontrollen ihrer Erfolge. Kontrollen sind nur dann möglich wenn die angestrebten Ziele eindeutig formuliert werden.

Wir glauben, daß das Schutzziel in der langfristigen Sicherung von Populationen durch Erhalt ihrer *artspezifischen Lebensgrundlagen* unter Freilandbedingungen liegt. Unter dieser Voraussetzung kann man "Repräsentanten" bestimmter Biotope als Zielarten (vgl. MÜHLENBERG 1989) auswählen. An diesen Zielarten können Fachleute mit wissenschaftlichen Methoden die Qualität der Schutzmaßnahmen eindeutig durch die jeweiligen Zukunftsprognosen bewerten und eventuell Nachbesserung der Schutzmaßnahmen empfehlen.

Die Zukunftssicherung der Arten setzt eine weitgehende Reduzierung allgemeiner Belastungen, wie z.B. Bodenbelastung durch Eutrophierung und Chemikalieneinsatz oder Veränderungen im Wasserhaushalt, voraus. Da eine derartige Reduzierung auf absehbare Zeit nicht vollständig möglich ist, ist ein kontinuierliches Monitoring der Zielarten erforderlich, um negative Bestandsentwicklungen rechtzeitig zu erkennen und geeignete Gegenmaßnahmen einzuleiten (vgl. MÜHLENBERG 1990).

Je nach Flächenanspruch einer langfristig überlebensfähigen Population gibt es verschiedene Vollzugsebenen, auf denen wirkungsvolle Schutzmaßnahmen ergriffen werden können:

Vollzugsebene	Zielart-Beispiel	(Rote Liste BRD)
mit Landwirten	Schlanke Windelschnecke (<i>Vertigo heldi</i>)	1
einzelne Kommunen	Kleiner Schillerfalter (<i>Apatura ilia</i>)	3
in Landkreisen	Ortolan (<i>Emberiza hortulana</i>)	1
in Bundesländern	Fischotter (<i>Lutra lutra</i>)	1
im gesamten Bundesgebiet	Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>)	1

Über die Kriterien zur Auswahl von Zielarten haben wir einen Prioritäten-Katalog erstellt, der auch eine regionale Anpassung an lokale Gegebenheiten berücksichtigt (vgl. MÜHLENBERG 1989).

Von den Schutzmaßnahmen für die Zielarten profitieren dann weitere gefährdete Arten. Im Falle des Ortolans z.B. Schwarzstirnwürger, Rotkopfwürger, Wendehals, Steinkauz, Gartenschläfer, diverse Schmetterlingsarten der Obstbäume sowie Spinnen und Käfer der Feldraine. Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet den Schutz einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft. Wir sprechen von Biotopschutz durch Sicherung von Zielarten.

Das bisher vorhandene Wissen reicht durchaus aus, um auch sofort geeignete Schutzmaßnahmen in die Wege zu leiten, eine begleitende Forschung und Beobachtung ist aber unerlässlich um eine Anpassung und Optimierung der Maßnahmen in der Zukunft zu ermöglichen.

Die Finanzausgaben für die Schutzmaßnahmen umfassen drei Bereiche mit den dafür in Frage kommenden Geldgebern. Auf Bundesebene wären Maßnahmen zur Habitatgestaltung, die eventuell den Ankauf der Flächen einschließen, durch das BMU, Entschädigungen und Maßnahmen zur Strukturänderung in der Land- und Forstwirtschaft durch das BML zu finanzieren (etwa 75% der Kosten). Das BML wäre auch für eventuell erforderliche Pflegemaßnahmen zuständig (etwa 20% der Kosten), die insgesamt aber möglichst gering gehalten werden sollten. Das BMFT wäre für die Finanzierung der begleitenden Forschung verantwortlich (etwa 5% der Kosten). Der Gesetzgeber schließlich hätte das geeignete gesetzliche Instrumentarium für einen wirkungsvollen Naturschutz bereitzustellen.

Wir möchten betonen, daß es nach dem Zielartenkonzept in erster Linie darauf ankommt, geeignete Flächen in ausreichendem Umfang zur Verfügung zu stellen. Das bedeutet zunächst Sicherung der vorhandenen Flächen - möglichst durch Kauf - reichen die Flächen dazu nicht aus, so müssen entsprechende Habitate nach bestem Wissen neu geschaffen werden. Direkte Stützungsmaßnahmen für die Zielart, z.B. Ausbringen von Nistkästen, Horstbewachung, Bekämpfung von Konkurrenten oder Feinden und viele der zur Zeit durchgeführten Pflegemaßnahmen, sind *nicht* Bestandteil des Zielartenkonzepts.

Das Konzept der Schutzmaßnahmen mit begleitender Forschung hat dann gute Erfolgsaussichten, wenn es mindestens über einen Zeitraum von zwei Legislaturperioden verfolgt wird. Eine solche Zeitdauer ist für die Ermittlung wichtiger Daten über das Ausmaß und die Ursachen jährlicher oder unregelmäßiger Größenschwankungen einzelner Populationen als ein absolutes Minimum anzusehen.

Die erforderliche Präzision der Untersuchungsergebnisse aus Feldstudien und die Entwicklung von Theorien und Modellen, die für ihre Interpretation nötig sind, ist eine große Herausforderung an die moderne ökologische Forschung. Wir müssen uns darauf einstellen, daß derartige Schutzmaßnahmen mit begleitender Forschung erhebliche Geldmittel erfordern. Als Ergebnis können wir einen wirkungsvolleren Schutz unserer Natur, eine größere Durchsichtigkeit der Ausgabe von Steuergeldern und einen Anschluß der deutschen ökologischen Forschung an den internationalen Standard erwarten.

8. Gefährdungsgradanalysen (PVA) für die Praxis:

Eine neue Sicht der Habitatbewertung und die Anwendung des Zielartenkonzeptes in Eingriffsregelungen und Artenschutzmaßnahmen

8.1 Habitatbewertung anhand der Zukunftschancen von Populationen

Die Notwendigkeit, "objektive Bewertungsmethoden" zu entwickeln, wird darin gesehen, besonders wertvollen Habitaten auch den ihnen gemäßen besonderen Schutzstatus verleihen zu können (SUKOPP 1971). Deshalb wurde und wird immer wieder versucht, Habitateigenschaften zu finden, die sich im Sinne einer "intakten Umwelt" bewerten lassen. Dieses Problem kann bis jetzt nicht als gelöst betrachtet werden, vielleicht läßt es sich so gar nicht lösen. Viele vermeintlich wichtige Kriterien für intakte Lebensräume werden gegeneinander abgewogen und verrechnet, so daß am Ende einer Bewertungsprozedur niemand wissen kann, im Sinne welcher Populationen tatsächlich bewertet wurde. Habitate sind zu komplexe Systeme, als daß ein Versuch, sie in eine lineare Reihe steigender Qualität zu bringen, erfolgreich sein kann. Unserer Auffassung nach ist es nicht sinnvoll, verschiedene Habitate mit dem immer gleichen, schematisierten Bewertungsverfahren zu beurteilen.

Das bedeutet, daß als erster Schritt die Frage des Zieles zu klären ist. Welche Habitateigenschaften will man zu welchem Zweck bewerten. Es ist natürlich mögliche und legitim, Aspekte wie Erholungs- Freizeit- und Erziehungswert, Bedeutung für die Forschung, Natürlichkeit sowie Repräsentanz eines Lebensraumes zur Grundlage einer Habitatbewertung zu machen. D.O.CHANTER (1976) entwickelte beispielsweise für Naturschutzgebiete einen Index für die Besucherzufriedenheit. Dagegen ist prinzipiell nichts einzuwenden. Welchen Blickwinkel man letztlich wählt, bleibt immer eine Frage des einzelnen Falles und kann nicht generell im voraus entschieden werden. Es ist jedoch unserer Ansicht nach angesichts der bedrohlichen Lage, in der sich viele unserer einheimischen Arten befinden, in den meisten Fällen sicherlich wichtiger, zur Verfügung stehende Mittel möglichst direkt in die Sicherung bedrohter Arten zu investieren, als darauf zu vertrauen, mit "natürlichen", "repräsentativen" oder "wissenschaftlich interessanten Lebensräumen bedrohten Arten ausreichend helfen zu können. Wir betrachten deshalb "Habitatbewertung" ganz unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes. Der Wert steigt und fällt mit dem Beitrag des Gebietes für die Überlebensfähigkeit von Populationen bedrohter Arten.

Unter dem Zielaspekt des Artenschutzes ergibt sich die sinnvolle Übereinkunft, daß der Wert eines Lebensraumes dann besonders hoch einzuschätzen ist, wenn er gefährdeten Arten für eine möglichst lange Zeit Überleben und Weiterentwicklung gewährleisten kann. Wert ist hier im Sinne von Schutzwürdigkeit zu verstehen.

Dabei ist selbstverständlich zu vermuten, daß in den meisten Fällen die ausgewählten Zielpopulationen bedrohter Arten in "naturnahen", "intakten" oder "ökologisch wertvollen" Lebensräumen im allgemeinen bessere Zukunftsaussichten haben als in Gebieten, die zerstückelt, verschmutzt oder zubetoniert sind. Folglich hat die Betrachtung und die Bewertung eines Lebensraumes auf der Ebene bedrohter Populationen meistens auch positive Konsequenzen im Sinne intuitiver Bewertung der Habitatqualität. Der Unterschied ist nur der, daß wir mit unserem Ansatz sozusagen eine oder einige wenige ausgewählte, gefährdete Populationen selbst "entscheiden" lassen, was ein "intakter Lebensraum" ist, und uns nicht mehr den Kopf darüber zu zerbrechen brauchen, ob ein Gebiet natürlich, wissenschaftlich wertvoll, voll von seltenen Rote-Liste-Arten oder repräsentativ ist. Schlägt man diesen Weg ein und betrachtet Lebensräume dementsprechend hinsichtlich ihrer Eignung zur Zukunftssicherung

gefährdeter Population beizutragen, so ergeben sich daraus folgende Konsequenzen für das "Bewertungsproblem":

Die geeigneten Kriterien zur Beurteilung der Habitatqualität lassen sich direkt aus der Biologie der betreffenden Art ableiten. Es ist Aufgabe der Ökologie, Fragen nach den Beziehungen zwischen der Habitatqualität und der Entwicklung von Populationen im Einzelfall zu erforschen.

In der Praxis hat GLÜCK (mündl. Mitt.) z.B. folgende Methode der Bestimmung der Habitatqualität entwickelt: Er hängt Nistkästen für Kohl- und Blaumeisen in ein Gebiet und kontrolliert den Erfolg in der Aufzucht der Jungen: Das Ressourcenangebot wird über Gewichtszunahme der gefütterten Jungvögel (Nutzen) und die Flugleistungen der Altvögel (Kosten) gemessen.

Effektiver Naturschutz kann nicht darin bestehen, möglichst unanfechtbar und "objektiv" die verbliebenen naturnahen Flächen in eine Reihe steigender "ökologischer Qualität" zu bringen, damit z.B. der Straßenbau die "schlechtesten" Flächen guten Gewissens für sich beanspruchen darf.

Es scheint uns zu defensiv als Naturschutzstrategie und eine Vergeudung von Energie und Fachkompetenz, wenn *der Naturschutz seine höchste Aufgabe darin sieht, den Planern mit "allgemein anerkannten Methoden" ausgesuchte Flächen zu präsentieren, deren Verlust am wenigsten schmerzt.*

8.2 Die Bewertung von Eingriffen in den Naturhaushalt

In den meisten Fällen hat es der Naturschutz mit der Bewertung von Eingriffen in die Natur und eventuell der Entwicklung eines Konzeptes zum Ausgleich des Eingriffes zu tun. Dies erfordert eine ökologische Beurteilung des Eingriffes.

Wir befassen uns vor allem mit den Auswirkungen des Eingriffes auf die Größe und Fragmentierung der betroffenen Gebiete. Auf Grund der im vorigen Kapitel entwickelten Argumente sind wir der Ansicht, daß derartige Eingriffe quantitativ am besten durch eine Analyse bewertet werden können, die die Auswirkungen des Eingriffes auf die Zukunftschancen der betroffenen Populationen untersucht, auch dann, wenn das Ziel eine Beurteilung der Habitatveränderung ist.

In einer ersten Phase ist es erforderlich, eine Bestandsaufnahme in den durch den Eingriff betroffenen Habitaten vorzunehmen. Wir halten es dabei für wichtiger, verlässliche Listen über einzelne Gruppen zu erstellen, als derartige Bestandslisten um weitere taxonomische Gruppen zu verlängern, deren unerforschte Biologie ohnehin eine weitergehende Beurteilung ausschließt (Zeitraum mindestens 1 Jahr).

Aus der Bestandsliste wählen wir die nach Art des Eingriffes potentiell betroffenen Arten aus. In diesem Schritt werden also die Arten ausgeschieden, die nur als gelegentliche Besucher ("Überflieger") in dem Gebiet registriert wurden, und die Arten, die durch die besondere Art des Eingriffes nicht betroffen sind (z.B würde der Schwarzspecht wohl kaum durch eine Bachkanalisation beeinträchtigt werden). Die Liste der potentiell betroffenen Arten kann für verschiedene Planungsalternativen verschieden ausfallen.

Im nächsten Schritt trennen wir die Liste auf in die Arten, die wir in der regional angepassten Zielartenliste (RAZ; vgl. MÜHLENBERG 1989) finden und den Arten, die nicht in der RAZ auftauchen. Dies sind in der Regel nicht bedrohte Arten oder bedrohte Arten, die in der Region kein wirklich geeignetes Habitat vorfinden.

Für alle Arten führen wir nun eine Schnellprognose (SCHNEP, Kap 8.4) aus. Mit dieser Schnellprognose sollen alle Arten "abgehandelt" werden, für die eine eindeutige Bewertung des Eingriffes möglich ist. Für nicht bedrohte Arten kann eventuell eine Aussage über das Gebiet getroffen werden, in dem die Arten durch den Eingriff verschwinden werden bzw. in dem Einbußen in der Populationsgröße hinzunehmen sind. Für bedrohte Arten können eventuell Aussagen über Isolationswirkungen usw. getroffen und zur politischen Entscheidung vorgelegt werden..

Erlaubt die SCHNEP keine sichere Bewertung des Eingriffes, so ist nun für die betroffenen RAZ-Arten die Einleitung einer umfangreichen Risikoanalyse für Tierpopulationen (PVA) erforderlich, sofern dies nicht bereits im Rahmen eines konstruktiven Artenschutzes für die Region geschehen ist (siehe Kap. 8.3). Dies gilt zum Beispiel dann, wenn wir durch den Bau einer Straße die Isolation von zwei Teilpopulationen befürchten, was letztlich zum Erlöschen der Art in der gesamten Region führen kann. Eine PVA sollte auch dann durchgeführt werden, wenn die SCHNEP eine deutliche Verminderung der Zukunftschancen einer RAZ-Art erwarten läßt.

Nach Ausführung der PVA's für die betroffenen Arten ist dann ebenfalls eine Vorlage zur öffentlichen Entscheidung möglich. Diese Vorlage sollte die Auswirkungen der verschiedenen Planungsalternativen und der "Nulllösung" deutlich darlegen: nach Variante A erwarten wir das Verschwinden der Arten 1,2,3 aus einem bestimmten Gebiet, Variante B reduziert die Überlebenswahrscheinlichkeit der RAZ-Art 5 in Niederbayern von 70% für die nächsten 50 Jahre auf 30% für die nächsten 50 Jahre.

Schematisch läßt sich eine derartige Behandlung einer Eingriffsregelung folgendermaßen skizzieren:

Habitatbewertung

Bestandsaufnahme

Auswahl potentiell betroffener Arten (nach Art des Eingriffes)

nicht bedrohte Arten

Arten der regional
angepaßten Zielartenliste (RAZ)

Schnellprognose (SCHNEP)

für nicht
bedrohte Arten

für RAZ-Arten

SCHNEP gibt
sichere Information

SCHNEP gibt keine
sichere Information

wie stark ist RAZ-Art gefährdet?
wie groß muß der Ausgleich sein?
wann und wo muß er geleistet werden?

PVA

Vorlage zur öffentlichen Entscheidung

Entscheidung für eine
Alternative

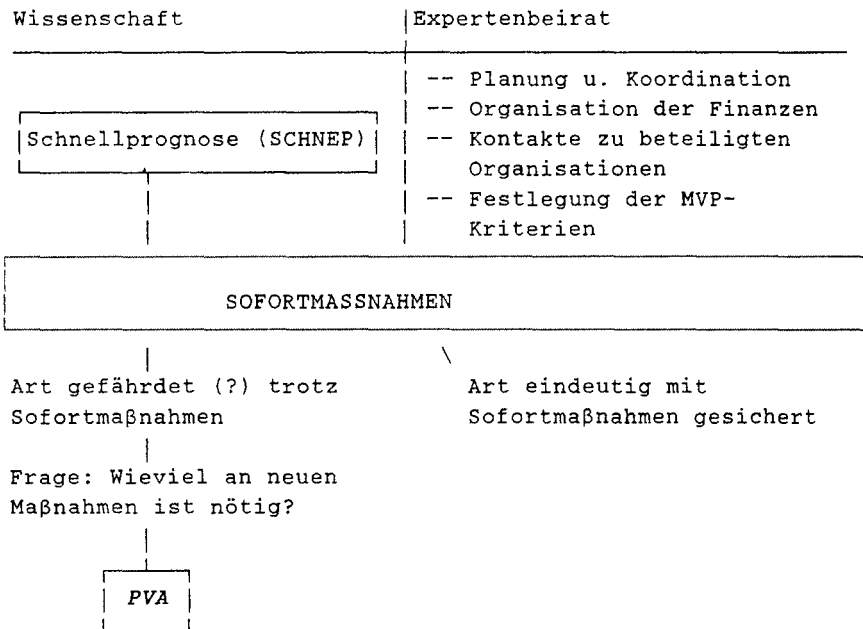
Entscheidung gegen
den Eingriff

Ähnlich wie bei der Schadensbegrenzung läßt sich das Vorgehen für eine konstruktive Artenschutzmaßnahme folgendermaßen in einem Flußdiagramm darstellen:

Aufgabe:

- Schutz gefährdeter Arten (Gesetz)
- Ökosystemschutz

Auswahl einer Zielart aus der regional angepaßten Zielartenliste (RAZ)



Vorlage zur öffentlichen Entscheidung

politische Durchsetzung (Maßnahmen, Verordnungen)

Kontrolle der Maßnahmen, Anpassung an neue Ergebnisse

Die Schnellprognose (SCHNEP) ist sowohl für den konstruktiven Artenschutz, als auch bei der Beurteilung eines Eingriffes der erste wichtige Schritt, der von Seiten der Wissenschaft erfolgen muß. Ziel der SCHNEP ist es, möglichst ohne neue Forschungstätigkeiten zu einer Einschätzung der Zukunftschancen der betreffenden Arten zu gelangen, um gegebenenfalls ohne große zeitliche Verzögerungen einen Sofortmaßnahmenkatalog erstellen zu können.

Die SCHNEP sollte die maximale Dauer von einem halben Jahr nicht überschreiten.

Im Rahmen einer Schnellprognose sollten alle schnell erfassbaren Grobdaten hinsichtlich Vorkommen, Verbreitung und Habitatqualität im Lichte des gesamten verfügbaren Wissens über die betreffende Art beurteilt werden. Das bedeutet, daß zwei Schwerpunkte zu bearbeiten sind:

Literaturauswertung: das verfügbare Wissen über die zur Diskussion stehende Art muß recherchiert und berücksichtigt werden.

Sammeln von Daten über die betroffene Population: durch eine grobe Datenerhebung im Gelände und Benutzen lokaler Informationsquellen sollte man sich einen Überblick über den aktuellen Zustand der betroffenen Population verschaffen.

1. Auswertung von Literatur

- Gibt es schon Hinweise oder klare Aussagen hinsichtlich der Hauptgefährdungsursachen? In vielen Fällen ist sicher hinreichend bekannt, worin die direkten Bedrohungen für eine Art zu sehen sind. Wenn nicht, gibt es begründete Vermutungen? Befinden sich andere Populationen derselben Art an anderer Stelle (Ausland) in ähnlichen Situationen?
- Was ist über Raumansprüche bekannt? Wie groß ist der home-range der Individuen in stabilen Populationen? Weiß man, wovon mögliche Variationen der home-ranges abhängt?
- Gibt es Untersuchungen über die Zusammenhänge zwischen Habitatqualität und Populationsdichte? An dieser Stelle wäre es eine große Hilfe, wenn zu den in Frage kommenden Arten Habitat-Suitability-Index-Modells vorlägen (Habitateignungs-Indizes für einzelne Arten im Rahmen der Habitatbewertungsverfahren, HEP = habitat evaluation procedure, siehe PEARSALL & DURHAM 1986). In der Bundesrepublik gibt es jedoch keine Untersuchungen mit dieser ausdrücklichen Zielsetzung. Es wäre wünschenswert,

wenn man hier begänne, diese Lücken systematisch zu schließen. Trotzdem sind sicherlich im einen oder anderen Fall Forschungsergebnisse verfügbar, die sich in diese Richtung interpretieren lassen. Habitatansprüche und die verschiedenen Einflußfaktoren sind - wenn auch nicht in Form von HSI-Modellen - von vielen einheimischen Arten zumindest teilweise dokumentiert.

- Was ist hinsichtlich der **Ausbreitungsfähigkeit** bzw. Ausbreitungsbereitschaft der Individuen einer Population bekannt? Hier werden eine ganze Reihe von Fragen berührt: Welche Tiere verlassen wann und unter welchen Bedingungen den ihnen angestammten Lebensraum, wie weit können sie wandern und wie groß sind die Chancen für die "Auswanderer", sich erfolgreich zu reproduzieren? Welche Landschaftsstrukturen unterstützen (Korridore), welche verhindern (Barrieren) "dispersal".
- Sind die **Dichteschwankungen** von Populationen dieser Art mehrere Jahre aufgezeichnet worden? Wie stark sind die Fluktuationen und wovon werden sie beeinflusst. Wie schnell können sich Populationen, die bereits durch einen "Flaschenhals" gingen, wieder erholen?
- Schließlich ist es für die Interpretation von groben Census-Daten wichtig zu wissen, um wieviel die **effektive Populationsgröße** (vgl. SCHONEWALD-COX et al. (Edt.) 1983, HARRIS & ALLENDORF 1989) kleiner ist als die Gesamtpopulationsgröße. Dies gilt vor allem für die richtige Einschätzung der genetischen Risiken einer Population.

Bestehen für verschiedene der genannten Punkte große Wissenslücken, so kann man:

1. versuchen, sich an **ökologisch ähnlichen Arten** behelfsweise zu orientieren oder
2. sich **allometrische Gleichungen** zunutze zu machen.

zu 2: Man benutzt die Allometrie, um Unterschiede in Proportionen (von Formen und Abläufen) zu beschreiben und mit Veränderungen der absoluten Körpermasse des Gesamtindividuums zu korrelieren (GOULD 1966).

Die Allometrie ist somit eine rein deskriptive Disziplin, die aber auch in der Ökologie wichtige Aspekte eröffnen kann. Man kann beispielsweise davon ausgehen, daß aufgrund des Zusammenhangs zwischen Metabolismus (bzw. Energiebedarf) und Körpermasse auch die Größe des Gebietes, auf dem sich ein Tier seine Nahrung zusammensucht oder erbeutet, mit seiner Masse in Beziehung steht. Es gilt in der Tat auch für Homerangegrößen, daß Körpermasse ein wichtiges Kriterium für Ähnlichkeit sein kann. Bei PETERS (1983) und CALDER (1984) finden sich Gleichungen, die die Zusammenhänge zwischen home-ranges und Masse beschreiben.

Bei PETERS (1983) und CALDER (1984) sind auch die Beziehungen zwischen Masse und der Abundanz von Wirbeltierarten dokumentiert, getrennt für Herbivore, Carnivore und Vögel. BELOWSKI (1987) stellt die Beziehung zwischen Säuger-MVPs (95%tige Sicherheit für hundert und für tausend Jahre) dar.

2. Sammeln von Daten über die betroffene Population (Grobdaten aus dem Gelände und Nutzen lokaler Information)

Auch für die Erfassung wichtiger Daten im Gelände ist die Zeit der Faktor, der das praktische Vorgehen bestimmt. Man kann innerhalb eines halben Jahres natürlich keine hinreichend gesicherten Daten hinsichtlich Populationsgröße und ihren Schwankungen erwarten. Trotzdem muß versucht werden, zu ersten Abschätzungen zu kommen, die es erlauben, den Zustand der Population so gut wie möglich zu beurteilen.

Folgende Aspekte müssen bearbeitet werden:

- Sind konkrete **Gefährdungsursachen** vor Ort bekannt?
- In den gesamten regionalen Habitatgebieten muß eine **grobe Kartierung** des Vorkommens durchgeführt werden. Hier kann man sich - wenn möglich - auf lokale Quellen stützen. In vielen Fällen liegen schon lokal Dokumentationen (oft unveröffentlicht) des Vorkommens gerade "seltener" Arten vor.
- Außerdem muß man sich einen Überblick über die potentiell für die betreffende Art geeigneten Habitate verschaffen. Dies sollte aus Zeitgründen mit Unterstützung vorliegender Biotopkartierungen geschehen.
- Es ist für die Einschätzung des Zustandes sehr wichtig, die Populationsgröße bzw. die Populationsdichte abzuschätzen. Wenn keine aktuellen Daten hierzu vorhanden sind, so müssen eigene, grobe Erfassungen im Gelände durchgeführt werden.
- Nicht minder wichtig ist es, zu wissen, ob und wie die Zielpopulation fragmentiert ist und ob Individuenaustausch möglich ist. Auch hierfür gilt, daß lokale Quellen genutzt und ortskundige Fachkräfte befragt werden sollten.

Aus den gesammelten Informationen ist nun eine Prognose zu erarbeiten unter Berücksichtigung von möglicherweise schon geplanten weiteren Eingriffen und Entwicklungen. Deshalb ist es geboten, vor der Prognose sich Einsicht in die Regionalplanung zu verschaffen. Eine Prognose, die schon geplante Entwicklungen außer Acht ließe, wäre wertlos.

3. Erstellen einer Prognose

- a) An erster Stelle einer Prognostizierung der Folgen von vorgesehenen Eingriffen steht die Entscheidung, ob Effekte auf die Population zu erwarten sind, die über die direkten

Folgen des Eingriffes hinausgehen. Man würde z.B. sagen, daß die Amsel mit ihrer bekannten flächendeckenden Verbreitung in Wäldern und Parklandschaften durch eine Rodung sicherlich nur auf der betroffenen, begrenzten Fläche verschwinden wird. Ein Effekt auf das Vorkommen in benachbarten Gebieten ist nicht zu erwarten. Für solche Arten muß keine ausdrückliche Risikoabschätzung erfolgen. Die Frage ist hier nur, ob der Eingriff zu lokal begrenztem Verschwinden führt. Diese Entscheidung und ihre Begründung ist Bestandteil der ökologischen Bewertung.

b) Der nächste Schritt besteht darin, festzulegen, auf welche Einheit sich die Schnellprognose bezieht.

- Ist die betreffende Population vollständig isoliert, beschränkt sich die Prognose nur auf diese isolierte Population.

- Besteht nur geringfügiger Individuenaustausch mit anderen Teilpopulationen, so muß auch das Schicksal der Nachbarpopulationen in die Prognose miteinbezogen werden. Die Überlegungen orientieren sich am Konzept der Metapopulation.

- Bei häufigem Individuenaustausch muß die Gesamtpopulation als Einheit der Prognose betrachtet werden.

c) Beim Erstellen der Prognose müssen Kriterien benutzt werden, die der jeweiligen Art angemessen sind. Das könnte zum Beispiel sein:

- für große Säuger oder Vögel: die effektive Populationsgröße. MARCOT et al. (1988) haben dazu eine Tabelle als Leitlinie vorgelegt.

- für viele Insekten erwarten wir nicht, daß für die Zukunftschancen die Populationsgröße per se eine große Rolle spielt (EHRlich 1983). Vielmehr werden hier die Habitatdynamik und das Wiederbesiedlungspotential stärker ins Gewicht fallen. Auch hier könnte eine Tabelle von MARCOT et al. als grobe Leitlinie herangezogen werden.

- Eine andere Möglichkeit wäre der Zugriff auf schon vorhandene Populationsmodelle (z.B. BELOWSKI 1987, in Anlehnung an GOODMAN). Natürlich ist der Prognosewert bei allgemein gehaltenen Modellen, in die nur die Wachstumsrate und deren Varianz eingehen, begrenzt.

Es sei betont, daß eine Schnellprognose natürlich nur eine Notlösung darstellt. Sie ist immer nur ein Kompromiß zwischen der gebotenen wissenschaftlichen Gründlichkeit und der drängenden Zeit, die das Warten auf Langzeitstudien nicht zuläßt. Die akute Gefährdung vieler Arten und die unmittelbare Bedrohung durch immer weitere Eingriffe in ihre Lebensräume gebieten schnelles Handeln. Auf der Basis einer Schnellprognose können Sofortmaßnahmen ergriffen

werden, die gegebenenfalls nach gründlicheren Untersuchungen (PVA) modifiziert oder ausgeweitet werden müssen.

Zusammenfassend gliedert sich eine Schnellprognose (SCNNEP) in folgende Punkte:

LITERATURAUSWERTUNG UND LOKALE INFORMATIONEN zu

- direkte Gefährdungsursachen
- Populationsgröße
- Raumansprüche
- benötigte Habitatqualität
- Verbreitungsfähigkeit
- Populationsdynamik (Bestandsentwicklung)
- effektive Populationsgröße (Multiplikationsfaktor)

bei fehlender Information:

- Vergleich mit ökologisch ähnlichen Arten
- Folgerungen aus allometrischen Gleichungen

GROBDATEN AUS DEM GELÄNDE zu

- Kartierung des Vorkommens
- Zusammenstellung geeigneter Habitate
(mit Unterstützung der vorliegenden Biotopkartierung)
- Abschätzen der Populationsgrößen bzw. -dichten
- Erfassung der Entfernung zwischen den Populationen

EINSICHT IN DIE REGIONALPLANUNG

- erwartete Änderungen

ERSTELLEN EINER PROGNOSE

- Einschätzen der Zukunftschancen der Population
(für verschiedene Planungsalternativen)

9. Forschungsbedarf

Ein Forschungsbedarf entsteht v. a. durch die an verschiedenen Handlungs- und Entscheidungsschritten notwendigen Gefährdungsgradanalysen (PVA's) ausgewählter Tierpopulationen. Es sind exemplarische Einzelstudien an Zielarten nach Maßgabe der in Kapitel 6 aufgeführten Fragestellungen nötig. Die herausragenden Punkte, welche an möglichst vielen Arten bearbeitet werden sollten, betreffen die Populationsdynamik, Verbreitungsfähigkeit und Habitatqualität.

Für den Handlungsbedarf müssen Modelle für die praktische Umsetzung erarbeitet werden. Grundlage v. a. für die Eingriffsregelungen sollte eine im voraus erarbeitete regional angepaßte Zielartenliste sein.

Stichpunktartig können wir den aus dem Grundproblem des Flächenanspruchs erwachsenden Forschungsbedarf folgendermaßen zusammenfassen:

Populationsdynamik:

- Synchron und asynchron Schwankungen zwischen Lokalpopulationen (Metapopulationen)
- Häufigkeit und Bedeutung von korrelierten Umwelteinflüssen auf einzelne Lokalpopulationen

Verbreitungsfähigkeit:

- Dispersionsstadien
- unterstützen Strukturen in der Landschaft die Ausbreitung? (Funktion der Korridore?)

Habitatqualität:

- Habitataignungs-Indizes für Zielarten (HSI für RAZ)
- Wirkungen des Randeffekts
- Störanfälligkeit von schutzwürdigen Populationen

Praktische Umsetzung:

- Aufstellung einer regional angepaßten Zielartenliste (RAZ)
- Inzidenzkurven für verschiedene Tiergruppen
- Populationsmodelle für einige Zielarten
- beispielhaftes Großprojekt für eine Zielart auf der Basis von Maßnahmen für eine MVP

10. Literaturdokumentation

Die umfangreiche Literatur (über 1100 Titel) wurde in einem Literatur-Verwaltungsprogramm (Lidos) zusammengefaßt und kann als Software am besten über Rechner, (IBM-kompatibel) allgemein genutzt werden.

- BELOVSKY, G.E. & SOULE, M.E.: 1987. Extinction models and mammalian persistence. In: Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 35-57.
- BLAKE, J.G. & KARR, J.R., 1984: Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. *Biol. Conserv.* 30, 173-187.
- BOECKLEN, W.J. & SIMBERLOFF, D. 1986: Area-based extinction models in conservation. In: Elliott, D.K.: Dynamics of Extinction. John Wiley & Sons, New York, 247-276.
- CALDER, W.A. 1984: Size, function, and life history. Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass. III.
- CHANTER, D.O. & OWEN, D.F. 1976: Nature reserves: a customer satisfaction index. *Oikos* 27, 165-167.
- CONNOR, E.F. & MCCOY, E.D. 1979: The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* 113, 791-829.
- DIAMOND, J.M. & MAY, R.M. 1976: Island biogeography. In: May, R.M.: Theoretical Ecology. Principles and applications. Blackwell scientific Publ., Oxford.
- DIAMOND, J.M. 1976: Relaxation and differential extinction on landbridge islands: Applications to natural preserves. 16th Intern. Ornithol. Congress, 616-628.
- EHRlich, P.R. 1983: Genetics and the extinction of butterfly populations. In: Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., Mac Bryde, B., Thomas, L.: Genetics and conservation. Menlo Park/CA Benjamin/Cummings, 152-163.
- ELLENBERG, H. 1987: Floristic changes due to eutrophication. In: *Ammonia and Acidification* 6, 301-308.
- GOULD, S.J. 1966: Allometry and size in ontogeny and phylogeny. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 41, 587-640.
- HAMPICKE, U. 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz - Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 84, 9-35.

- HARRIS, R.B. & ALLENDORF, F.W. 1989: Genetically effective population size of large mammals: an assessment of estimators. *The Journal of the Society for Conservation Biology*, Blackwell Scientific Publications 3, 181-191.
- HOVESTADT, T. 1990: Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. *Natur und Landschaft* 65 (1), 3-8.
- HUTCHINSON, T.C. & MEEMA, K.M. 1987: Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. (Series G., Ecological Sciences, Vol. 16), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, 652.
- JANZEN, D.H. 1983: No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41, 402-410.
- KAULE, G. 1986 : Arten- und Biotopschutz. Ulmer, Stuttgart, 461.
- LOVEJOY, T.E. & OREN, D.C. 1981: The minimum critical size of ecosystems. In: Burgess, R.L. & Sharpe, D.M.: *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Paris, Tokyo.
- 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, 203.
- MARCOT, B.C., HOLTHAUSEN, R. & SALWASSER, H. 1988: *An Assessment Framework for Planning for Viable Populations*. Manuscript, 43.
- MCCOY, E.D. 1983: The application of island biogeographic theory to patches of habitat. *Biol. Conserv.* 25, 53-61.
- MÜHLENBERG, M. 1989: *Freilandökologie*. 2. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 432.
- MÜHLENBERG, M. 1990: *Langzeitbeobachtung für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren*. Forschungsber. ANL, im Druck.
- NEWMARK, W.D. 1986: Species-area relationship and its determinants for mammals in western north american national parks. *Biological Journal of the Linnean Society* 28, 83-98.

- NOSS, R.F. 1983: A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* 33, 700-706.
- PEARSALL, S.H., DURHAM, D. & EAGAR, D.C. 1986: Evaluation methods in the united states. In: Usher, M.B.: *Wildlife conservation evaluation*. Chapman and Hall, London, New York, 111-133.
- PETERS, R.H. & RAELESON, J.V., 1984: Relations between individual size and mammalian population density. *Am. Nat.* 124, 498-517.
- RAPAPORT, E.H., BORIOLO, G., MONJEAU, J.A., PUNTIERI, J.E. & OVIEDO, R.D. 1986: The design of nature reserves: a simulation trial for assessing specific conservation value. *Biol. Conserv.* 37, 269-290.
- REED, T.M. 1983: The role of species-area relationships in reserve choice: a british example. *Biol. Conserv.* 25, 263-271.
- SALWASSER, H., MEALY, S.P. & JOHNSON, K. 1984: Wildlife population viability: a question of risk. *American Wildlife* 49, 421-439.
- SCHONEWALD-COX, C.M., CHAMBERS, S.M. MC BRYDE, B. & THOMAS, L. 1983: *Genetics and conservation*. Menlo Park, Benjamin/Cummings.
- SHAFFER, M.L. 1981: Minimum populationsizes for species conservation. *Bio science* 31, 131-134.
- SIMBERLOFF, D. 1986: The proximate causes of extinction. In: Raup, D. & Jablonski, D.: *Patterns and processes in the history of life*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Paris, Tokyo, 259-276.
- SIMBERLOFF, D. 1988: The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19, 473-511.
- SIMBERLOFF, D.S. & ABELE, L.G. 1976: Island biogeographic theory and conservation practice. *Science* 191, 285-286.
- SIMBERLOFF, D.S. & ABELE, L.G. 1982: Refuge design and island biogeographic theory: effects on fragmentation. *Am. Nat.* 120, 41-50.

- SIMBERLOFF, D.S. 1986: Design of nature reserves. In: Usher, M.B.: Wildlife conservation evaluation. Chapman and Hall, London, 313-337.
- SOULÉ, M.E. & SIMBERLOFF, D.S. 1986: What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? Biol. Conserv. 35, 19-40.
- SOULÉ, M.E. 1983: What do we really know about extinction? In: Schonewald-Cox, C.M. Chambers, S.M., MacBryde, B. & Thomas, L. (eds.): Genetics and conservation, Menlo Park/CA, Benjamin/Cummings, 11-124.
- SUKOPP, H. 1971: Bewertung und Auswahl von Naturschutzgebieten. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg 6.
- TERBORGH, J.W. 1974: Preservation of natural diversity: The problem of extinction-prone species. BioScience 24, 715-722.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) 1986/87: Daten zur Umwelt. Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin, 550.
- WIENS, J.A. 1989: The ecology of bird communities. Vol. 1: Foundations and patterns, 539. Vol. 2: Processes and variations, 316. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- WILSON, E.O. & WILLIS, E.O. 1975: The genetical structure of population. Ann. Eugen. 15, 323-354.
- ZIMMERMANN, B.L. & BIERREGAARD, R.O. 1986: Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species area relations to conservation with a case. J. Biogeogr. 13, 133-143.

II. Ausführlicher Abschlußbericht

FLÄCHENANSPRUCH VON TIERPOPULATIONEN

45

ALS KRITERIEN FÜR MAßNAHMEN DES
BIOTOPSCHUTZES UND ALS DATENBASIS
ZUR BEURTEILUNG VON EINGRIFFEN
IN NATUR UND LANDSCHAFT

Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 0339030A
innerhalb des Forschungsschwerpunkts
"Bodenbelastung und Wasserhaushalt",
gefördert vom BMFT

Verantwortliche Leiter des Forschungsvorhabens:

Prof. Dr. Michael MÜHLENBERG ¹⁾

Dr. Herrman ELLENBERG ²⁾

Prof. Dr. Giselher KAULE ³⁾

Autoren des Berichts:

Thomas HOVESTADT ¹⁾

Johannes ROESER ¹⁾

Michael MÜHLENBERG ^{1) 4)}

¹⁾ Ökologische Station der Universität Würzburg,
OT Fabrikschleichach, D-8602 Rauhenebrach

²⁾ Bundesforschungsanstalt für Weltforstwirtschaft und Ökologie,
Abt. Wildökologie, Leuschnerstraße 91, 2050 Hamburg 80

³⁾ Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung,
Kepelerstr. 11, Postfach 5 60, 7000 Stuttgart 1

⁴⁾ Verantwortlich für Anfragen und Schriftentausch

März 1990

1. Begründung für das Projekt

Im Rahmen der Schwerpunktförderung "Bodenschutz" vom BMFT haben wir die Frage nach dem Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft bearbeitet.

Der anhaltende Verlust von Arten läßt Zweifel an der Effizienz des derzeitigen Natur- und Umweltschutzes aufkommen. Ein wissenschaftliches Fundament erscheint angesichts limitierter Geldmittel und sehr beschränkter Verfügbarkeit von Naturschutzflächen unbedingt erforderlich, um Maßnahmen nach ihrer Qualität zu bewerten und ihrer Dringlichkeit auszuwählen.

Selbst gezielte Schutzmaßnahmen können aber sinnlos werden, wenn die Voraussetzungen für das Überleben der Arten oder Lebensgemeinschaften nicht gegeben sind. Für die Sicherung des Naturhaushalts und das Fortbestehen der Arten wird daher immer wieder die Frage gestellt, wieviel an Umweltverschmutzung reduziert werden muß, damit der Artenschutz verwirklicht werden kann. Eine gewisse Euphorie entstand im Naturschutz durch den erhofften Flächengewinn über die durch die EG-Wirtschaft (Überschußproduktion) veranlaßte Extensivierung. Ganz gleich, ob man einzelne Flächen stilllegt oder großflächig die Intensität der Bewirtschaftung im Agrarraum mit den negativen Folgen der Eutrophierung (siehe z.B. ELLENBERG 1987) und Bodenbelastung durch Pestizide (siehe z.B. UMWELTBUNDESAMT 1986, HUTCHINSON & MEEMA 1985) reduziert, der "Extensivierungsspielraum" reicht in keinem Fall für die Lösung der Naturschutzprobleme aus (HAMPICKE 1988, s. Kap. 4.5).

Daher müssen Prioritäten gesetzt werden und die ökologische Forschung bekommt die Frage aufgezwungen, wie groß die Mindestflächen sein müssen, damit ein Schutz der Arten und bestimmter Ressourcen noch gewährleistet ist.

2. Zur Organisation des Projekts

Das Projekt wurde gemeinsam von der Ökologischen Station der Universität Würzburg in Fabrikschleichach (federführend Prof. Dr. M. MÜHLENBERG) und Prof. Dr. G. KAULE (Lehrstuhl Landschaftsökologie, Universität Stuttgart) und Dr. H. ELLENBERG (Abt. Ökologie und Wildbiologie im Institut für Weltforstwirtschaft, BFA Hamburg) durchgeführt (1987-1989). Die Literaturlauswertung und das Verfassen der meisten

Textteile wurden von Dipl. Biol. T. HOVESTADT (hpts. Kap. 6 und 7) und Dipl. Biol. J. RÖSER (Kap. 7.2.6 und hpts. Kap. 9) als wissenschaftliche Mitarbeiter des Projekts an der Ökologischen Station durchgeführt. Das Projekt war primär der Literatursauswertung und Konzeptentwicklung gewidmet, eigene Feldforschung innerhalb des Projekts war daher sehr eingeschränkt (ausgeführt von Ellenberg über die räumliche Verteilung der Elster (*Pica pica*) und deren Ursachen). Das Projekt diente daher als eine Vorstudie für künftige Forschungen auf dem Gebiet des Arten- und Biotopschutzes.

3. Zielsetzung des Projekts

Die kritische Auseinandersetzung mit dem bisherigen Kenntnisstand über den Raumbedarf von Tieren haben wir dazu benutzt, grundlegende Erkenntnisse über den Flächenanspruch langfristig existenzfähiger Tierpopulationen zu sammeln und auszuwerten. Dazu war es zunächst notwendig, Methoden zu entwickeln, um Flächenansprüche von Tierpopulationen zu bestimmen. Dann mußte analysiert werden, was man unter einer "langfristig existenzfähigen Tierpopulation" zu verstehen hat. Mit dieser Frage verbunden sahen wir die Notwendigkeit, einen kritischen Überblick über die Kriterien zur Bewertung von Habitaten zu geben (z.B. für Eingriffs- und Ausgleichsregelungen) und eigene Vorschläge zu einer Habitatbewertung unter Berücksichtigung populationsökologischer Erkenntnisse auszuarbeiten.

Von seiten der Planung im Natur- und Landschaftsschutz aus erwartete man im einzelnen eine Dokumentation der Flächenansprüche einzelner Arten und für das Verständnis dieser Problematik eine Dokumentation der relevanten Literatur.

Anstelle eines Katalogs von sog. "Minimalarealen" haben wir andere Vorstellungen zur Bestimmung des Flächenanspruchs von Tierpopulationen entwickelt (s. "Zielartenkonzept" und Habitatbewertung, Kap. 8.1 und 9.1). Wir haben uns zusätzlich innerhalb dieses Projektes bemüht, auch zur Umsetzung der Erkenntnisse bei Planungen und Durchführung von Maßnahmen Stellung zu nehmen und neue Konzepte vorzuschlagen. Des weiteren ergeben sich aus dem in Deutschland neuen Ansatz von Bewertungskriterien auch ein verstärkter Forschungsbedarf, den wir im Schlußkapitel (Kap. 10) konkret erläutern.

Die Aktivitäten im Naturschutz dürfen sich nicht darauf beschränken, mit einer Bewertung lediglich qualitativ schlechtere Habitate für den Verbrauch durch andere Nutzungsformen auszuzeichnen, so wie es derzeit die Praxis in der Eingriffs-Ausgleichsregelung scheinbar verlangt. Um nicht falsch interpretierbare Daten für eine Naturschutzpraxis zu liefern, die mit verschiedenen Ansätzen Landschaftsteile und Lebensgemeinschaften in eine vom Menschen erfundene Rangfolge einzuordnen versucht, haben wir ein Konzept erarbeitet, in dem die Wissenschaft dazu beiträgt, im Natur- und Umweltschutz quantitative Forderungen zu begründen. Das Instrumentarium für die Praxis ist der Umgang mit Tierarten (Gefährdungsgradanalysen, Kap. 7.2.5 und Schnellprognose, Kap. 9.4), auf die sich die Argumentation stützt.

4. Scheinbare Alternativen: Flächenbedarf für Ökosysteme

4.1 Schutzziel - Artenvielfalt

Es wird im Kapitel 7 ausführlich erläutert, daß die Frage nach dem Flächenanspruch von Tierpopulationen nicht nur artspezifisch beantwortet werden muß, sondern auch von der Definition der Überlebensfähigkeit dieser Population abhängt. Dies wird häufig als zu spezielle Berücksichtigung einer Art angesehen, da doch die meisten Arten in ihrer Existenz gefährdet sind und ganze Lebensgemeinschaften zu verschwinden drohen.

Es wird immer wieder davon gesprochen, daß man mit dem Ziel "etwas für alle Arten" zu tun, sich nicht nur auf einzelne Tierpopulationen konzentrieren kann, sondern die Lebensräume als Ganzes, also Ökosysteme und damit die "Vielfalt" als solche schützen sollte. Während schon relativ gut ausgearbeitete Prioritätslisten über Ökosysteme und deren räumliche Verteilung existieren (siehe z. B. KAULE 1986), bleibt für deren Schutz aber die Frage nach der Qualität der Ökosysteme und ihrer Mindestgröße zur Sicherung ihrer Funktionen ("Naturhaushalt") ungelöst.

Naturschutz hat sich in der Vergangenheit oft zum Ziel gesetzt, Ökosysteme oder Lebensgemeinschaften zu erhalten. Diese Einstellung beruht auf der berechtigten Annahme, daß jedes Tier nur in einem seinen Bedürfnissen angemessenen Lebensraum überleben kann. Weiterhin wird dieses Schutzziel aber auch durch Eigenschaften, die Ökosystemen zukommen sollen, begründet:

Stoffkreisläufe, Fließgleichgewicht, Selbstregulation, Stabilität oder Artenvielfalt.

Läßt sich aus solchen Eigenschaften eine Minimalfläche quantitativ ableiten?

4.2 Können Minimalflächen für Ökosysteme definiert werden?

Bisher wird ein Buchenwald auch dann als Ökosystem "Buchenwald" gekennzeichnet, wenn z. B. die Spechte fehlen würden. Ebenso sagt der Begriff "Trockenrasen" als Lebensraum nichts darüber aus, wieviel Wildbienenarten im speziellen Fall dort leben und in welcher Individuendichte die Arten dort vorkommen. Eine quantitative Aussage über die Minimalfläche eines solchen Lebensraumes ist nur möglich anhand einer Schätzung der Überlebensfähigkeit der in ihm lebenden Organismen. Eine wichtige Funktion von Organismen in einem Ökosystem, die Primärproduktion der grünen Pflanzen zu zersetzen, ist viel weniger an Flächengröße gebunden als die Überlebensfähigkeit einzelner Tierarten. So gibt es keine Vorgaben, wie groß ein Ökosystem mindestens sein muß. Wir sind deshalb darauf angewiesen, die Raumansprüche überlebensfähiger Tierpopulationen in einem hierarchischen Aufbau (etwa *entsprechend den verschiedenen Trophieebenen bzw. Körpergrößen-Klassen*) zu berechnen (vgl. Kap. 8.2).

Ein Ökosystem ist grundsätzlich ein offenes System und läßt sich per Definition räumlich nicht abgrenzen bzw. verkleinern (siehe HOVESTADT 1990).

4.3 Wert der Naturschutzgebiete nach der Größe?

Im Naturschutz gilt die wichtigste Frage dem Flächenbedarf, denn eine Erkenntnis ist allen geläufig: Große Flächen können mehr Arten enthalten als kleine Flächen. Erhalt von Fläche ist für den Naturschutz durch keine andere Maßnahme ersetzbar, es sei denn, wir finden uns mit einer "Zootierhaltung" in freier Wildbahn ab.

In der Tat genügen Naturschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland oft nicht den Ansprüchen langfristig stabiler Populationen. Sie können ihnen in vielen Fällen keinen Schutz gewähren (HAARMANN 1979):

- Sie sind häufig zu klein für Tierpopulationen mit der ihnen eigenen räumlichen bzw. zeitlichen Dynamik.

Abb. 1 (aus DIAMOND 1978)

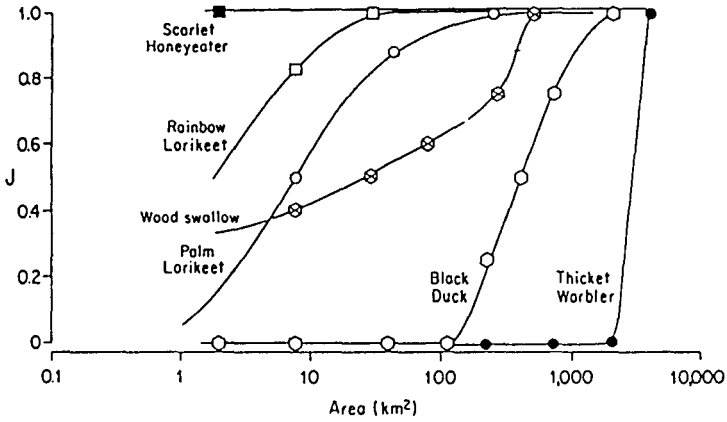


Figure 1

Inzidenz-Kurven für 6 Vogelarten auf dem Archipel der Neuen-Hebriden im Südwest-Pazifik.

Abb. 2 (aus DIAMOND 1978)

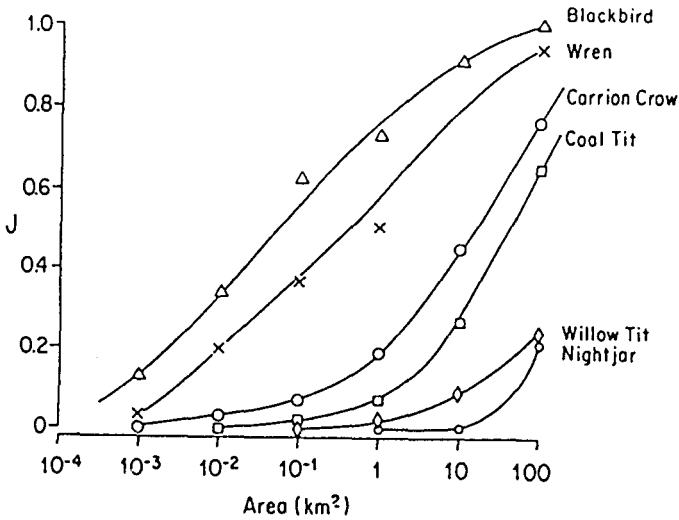


Figure 2

Inzidenz-Kurven für 6 Vogelarten aus britischen Waldinseln, gültig für die Brutzeit.

- Sie sind zu isoliert, um Austausch mit anderen Populationen oder Wiederbesiedlung nach lokalem Aussterben zu ermöglichen.
- Sie genügen nicht den qualitativen und strukturellen Ansprüchen der Populationen, für die sie i.d.R. ausgewiesen sind.

4.4 Naturschutz auf allen Flächen

Der Zustand der meisten NSG's ist zwar schlecht (siehe auch PLACHTER 1985), aber man kann derzeit sicher nicht auf Schutzgebiete verzichten, da die bei uns praktizierten Landnutzungsformen das Überleben der Formenvielfalt von Tieren und Pflanzen nicht gewährleisten können, sondern im Gegenteil sogar bedrohen.

Natur- und damit Artenschutz kann aber nicht nur auf Flächen innerhalb der engen Grenzen von Naturschutzgebieten beschränkt werden: die gesamte Fläche der BRD ist Lebensraum wildlebender Tierarten und ist infolgedessen bei allen Raumplanungen auch unter diesem Gesichtspunkt zu betrachten (vergl. ERZ 1981, PLACHTER 1984). Einrichtung eines Schutzgebiets bedeutet nicht, daß die übrigen Flächen für jedwede Nutzung offenstehen dürfen, ohne Artenschutzbelange berücksichtigen zu müssen. Auch für die Naturschutzgebiete selbst, die immer als offene Systeme zu verstehen sind, ist der Zustand des Umlandes ein entscheidender Faktor (vergl. BURKEY 1989).

4.5 Reicht der Extensivierungsspielraum aus?

Gezielte Schutzmaßnahmen können sinnlos werden, wenn die Voraussetzungen für das Überleben von Arten oder Lebensgemeinschaften nicht gegeben sind (vergl. ELLENBERG, (Hrsg.) 1989).

Bei der Schadensbegrenzung durch Verlangsamung der Umweltverschmutzung (z.B. Bodenschutz durch Reduzierung der Pestizide und Eutrophierung) erhebt sich die Frage, wieviel reduziert werden muß, damit Artenschutz im Sinne einer Zukunftssicherung verwirklicht werden kann?

Mit der Prämisse, in der BRD im Rahmen der EG-Wirtschaft keine Überschußproduktion mehr zuzulassen, läßt sich die Reduzierung in der landwirtschaftlichen Produktion relativ genau berechnen (HAMPICKE 1988). Das Ergebnis ist eine 10-20%ige Rücknahme in der Produktion und verglichen mit den extensiv bis nicht bewirtschafteten, für den Naturschutz wertvollen Flächen (gemessen am Artenbestand) macht HAMPICKE klar, daß dieser "Extensivierungsspielraum" nicht ausreicht.

Abb. 3 (aus ROBBINS 1979)

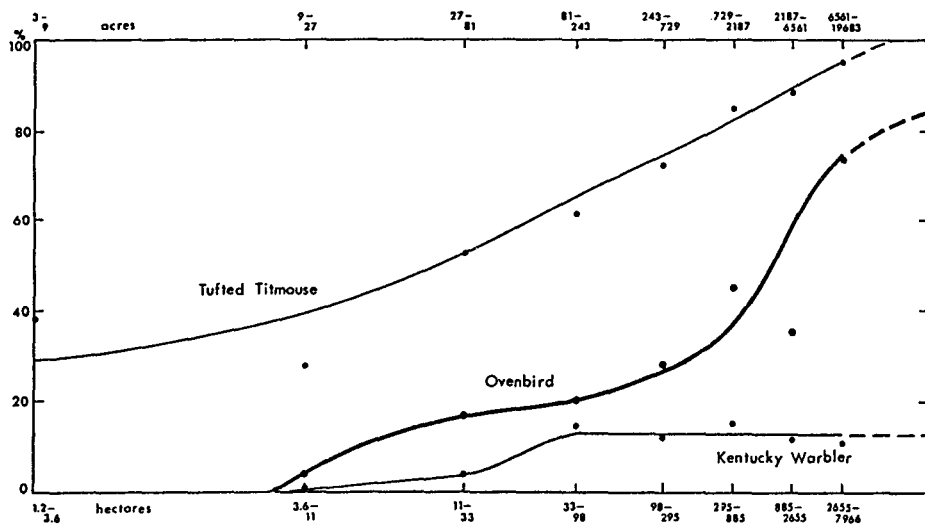


Figure 4.--Percentage of Breeding Bird Survey stops at which Tufted Titmouse, Ovenbird, and Kentucky Warbler were recorded. Stops are grouped according to the largest acreage of contiguous woodland present.

5. Auseinandersetzung mit einem Katalog von Angaben über den minimalen Flächenbedarf einzelner Tierarten.

Das einfachste "Verfahren" (Empirik) und dasjenige, daß in der Naturschutzpraxis die meiste Anwendung findet, geht davon aus, daß die Flächenansprüche dort erfüllt sind, wo wir eine Art antreffen. Tatsächlich ist dies Verfahren äußerst fragwürdig.

Der direkteste Weg, die Größe einer Population zu ermitteln, die langfristig existieren kann, wäre die Durchführung geeigneter Experimente. Dazu ist es erforderlich, verschieden isolierte Flächen unterschiedlichster Größe zu schaffen und dann die Entwicklung der Populationen in diesen Flächen zu verfolgen (SHAFFER 1981; LEMKUHL 1984; MÖHLENBERG & WERRES 1983). Mehrfache Wiederholung wäre erforderlich, um statistische Aussagekraft zu erhalten.

5.1 Ableitungen aus Inzidenz-Kurven

Für eine Art läßt sich eine Kurve erstellen, die aufzeigt mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Art auf einer Insel mit bestimmter Größe anzutreffen ist (DIAMOND 1978). Als "Minimalareal" definierte DIAMOND die Flächengröße, auf der eine Art mit einer willkürlich festgelegten Wahrscheinlichkeit (z.B. 80%) zu finden ist.

Bei Darstellung der Resultate in sogenannten Inzidenzkurven zeigte sich, daß wir mit um so größerer Wahrscheinlichkeit die Existenz einer Art auf einer Insel erwarten können, je größer die Insel ist (s. Abb. 1, 2, und 3) Für einige Arten steigt die Wahrscheinlichkeit mit zunehmender Inselgröße steil an. Dies trifft vermutlich besonders für sehr mobile und häufige Arten zu, die eine Fläche in Anspruch nehmen, sobald sie den Flächenanforderungen eines Brutpaares oder einer anderen entsprechenden sozialen Einheit genügt. Eine Population besteht in diesem Fall aus den Tieren mehrerer Inseln oder des gesamten betrachteten Archipels. In den meisten Fällen lassen sich jedoch nur Grenzen für die Größe einer Insel erkennen unterhalb der eine Besiedlung nicht erfolgt.

Flächen, die eine Art beherbergen, müssen aber nicht ausreichen um eine Population der Art langfristig erhalten zu können. Da die meisten untersuchten Inselssysteme nahe an Kontinenten liegen, kann nicht ausgeschlossen werden, daß Arten dort nur existieren können, weil sie immer wieder von den Kontinenten her besiedelt werden.

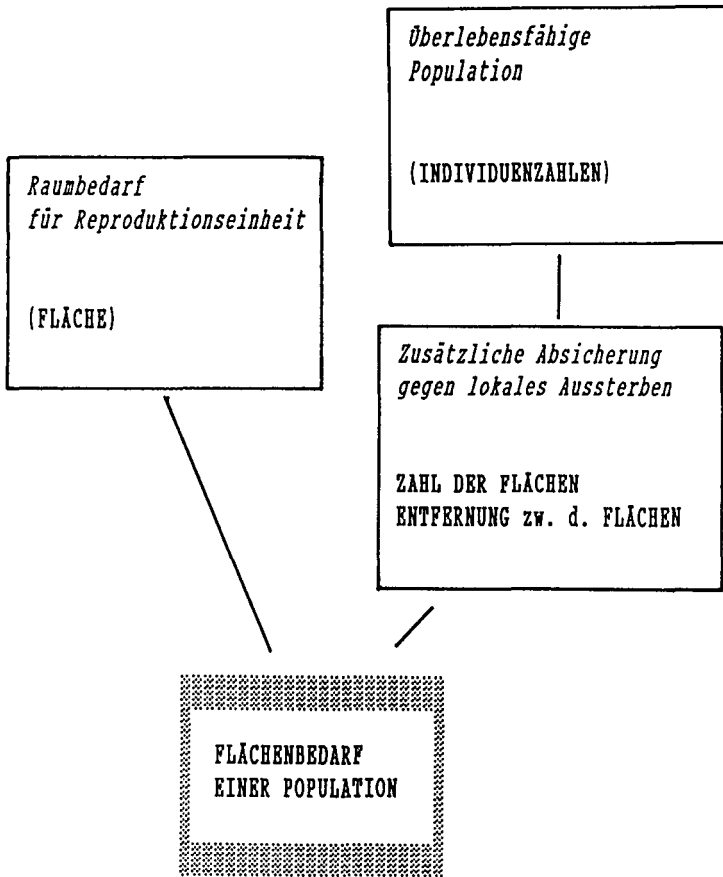


Abb. 4 Benötigte Information über Fläche und Individuenzahl zur Bestimmung des Flächenanspruchs einer Tierpopulation mit der zusätzlichen Absicherung, mehrere Teilpopulationen zu schützen.

Die Erstellung von Inzidenzkurven kann alleine keinen Hinweis darauf geben, welche Flächen insgesamt für die langfristige Sicherung einer Population erforderlich sind. Sie erlauben es aber, die Größe der Flächen zu bestimmen, die von einer Art akzeptiert werden und somit in der Schutzplanung überhaupt eine Rolle spielen können.

5.2 Relevante Parameter des Flächenbedarfs von Tierpopulationen

Angaben über den *Raumbedarf einer Reproduktionseinheit* (Paar, soziale Gruppe) liefern die Basisinformation über den Flächenbedarf. Die Frage, für wieviele solcher sozialer Einheiten der Flächenbedarf berechnet werden soll, erfolgt über die Bestimmung der *minimalgroßen, überlebensfähigen Population (MVP)*. Erst die *zusätzliche Absicherung gegen lokales Aussterben* durch Vervielfachung der Zahl der Flächen und Berücksichtigung der Entfernungen zwischen den Flächen (Möglichkeit der Wiederbesiedlung) ergibt schließlich den gesamten Flächenbedarf einer überlebensfähigen Population (Abb. 4). Der Raumbedarf ist eine Flächenangabe, die von der Aktionsraumgröße der Individuen und der Habitatqualität abhängt. Die MVP ist eine Angabe über die benötigte Individuenzahl. Sie hängt von den Risikofaktoren wie demographische und genetische Stochastizität, den Umweltschwankungen und Umweltkatastrophen ab (s. Kap. 7.2.3).

5.3 Detaillierte Informationen zur Biologie einzelner Arten

Um beispielhaft für verschiedene Tiere umfassende Informationen zu sammeln, haben wir im Projekt eine Reihe von sog. Kleingutachten zur Biologie einzelner Arten an entsprechende Fachexperten vergeben.

Für die Auswahl der Arten waren verschiedene Gründe ausschlaggebend:

Wir wollten beispielhaft Vertreter kleiner und großer Körpergröße, herbivorer und carnivorer Lebensweise und verschiedener Tierklassen bearbeiten lassen.

Das meiste Spezialwissen über unsere Fragestellung existiert über die Gruppe der Vögel. Von poikilothermen Landwirbeltieren (Reptilien, Amphibien) gibt es nur in sehr beschränktem Maße ausreichende Kenntnisse und im Vergleich zur Artenzahl noch schlechtere Kenntnisse über die Wirbellosen.

Natürlich richtete sich die Auswahl der Tierarten auch nach den zur Verfügung stehenden Wissenschaftlern.

Folgende Experten haben zu folgenden Tierarten ein Gutachten als Auftrag im Rahmen unseres Projekts erstellt:

Tabelle 1:

Tierklasse	Art	wiss. Name	Gutachter	Literaturarbeit	Auswertung eigener Feldarbeit
Insekten	Tagschmetterlinge		KUDRNA	+	
Reptilien	Mauereidechse	<i>Podarcis muralis</i>	ROTHAUPT	+	
Vögel	Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	ROTHAUPT	+	
	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	JENNI	+	+
	Elster	<i>Pica pica</i>	ELLENBERG		+
	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	ROTHAUPT	+	
	Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	HAHN		+
	Uhu	<i>Bubo bubo</i>	BERGERHAUSEN		+
Säugetiere	Graugans	<i>Anser anser</i>	STRUWE		+
	Gensen	<i>Rupicapra rupicapra</i>	BAUER		+
	Rotfuchs	<i>Vulpes vulpes</i>	ROTHAUPT	+	
	Hermelin	<i>Mustela erminea</i>	nach KING	+	

5.4 Ein Katalog über die "Minimalflächen": Flächenanspruch von Tierpopulationen als Wahrscheinlichkeitsaussagen

Tabelle 2:

Tierart	Aktionsraumgröße	Dichten	Verbreitungsdistanz	Flächenbedarf für ca. 100 Paare	Besonderheiten
	Unterschiede in Altersklassen, Geschlecht, sozial. Status, saisonale Schwankungen, Habitatqualität	Habitatqualität; Insellage; Räubereinfluß	Abhängig von Zeitdauer, Altersklassen	Ne (effektive Populationsgr.)	soziale Gruppen; Größe von überlebensfähigen Populationen?
Kleiber	1 - 4 ha	1 - 6 T/10 ha	? bis 100 km	= 1.000 ha	Habitatqualität
Mittelspecht	10 ha	0,2 - 18/10 ha	< 10 km	= 2.000 ha	bes. geringes Dispersal
Elster	5 - 10 ha			10. - 50.000 ha	dichteabhängig von Rabenkrähe und Habicht
Sperber	10 - 3500 ha	40 - 80 P/100 km ²	1-265 km	= 20.000 ha	Temp. u. Regen i. April, DDF
Steinkauz	10 - 3500 ha	0,5 - 1P/100 km ²	(μ bis 30 km)	= 20. - 30.000 ha	
Uhu	1.2 - 2.000 ha	1P/80 - 110 km ²	? 40 km	= 1.000.000 ha	
Graugans		1-2P/100 ha		= 10.000 ha	Kombination versch. Habitate, Fortpfl. stör- anfällig
Gansen	100 - 300 ha		große Dispersion	> 6.000 ha (20 R)	demogr. Stochastizität
Rotfuchs	400 - 1.600 ha	0,2 - 2 Fam/km ²	3 - 100 km	= 20.000 ha	Tollwut + Bekämpfung -> 60 % Verlust
Hermelin	2 - 250 ha	3 - 10/100 ha	schnelle Dispersion	= 5.000 ha	gr. Dichteschwankungen verurs. durch Beute
Mauereidechse	5 - 60 m ²	1P/3 - 40 m ²	< 0,1 km	2 - 5 ha	alle Pop. räuml. isol.
Segelfalter	100 - 200 ha	2P/ha	2 - 3 km	50 - 600 ha	

Mit der Tabelle 2 haben wir die wichtigsten Informationen zu den Parametern des Flächenbedarfs in Zahlenangaben zusammengefaßt. Eine derartige Tabelle mag der Erwartungshaltung der Planer in der Landschaftsgestaltung und im Naturschutz entsprechen. Speziell in der Spalte "Flächenbedarf für ca. 100 Paare" erhoffen sich die Planer für ihre Gutachten zu Eingriffs- Ausgleichsregelungen oder Habitatbewertung die gewünschten Zahlen wie aus einem Katalog herauslesen zu können, ohne eine detaillierte Analyse nötig zu haben.

Das wichtigste und für alle Arten übereinstimmende Ergebnis dieser Auswertung ist die überaus große Variabilität aller relevanten Faktoren, die zur Bestimmung des Flächenbedarfs einer Tierart beitragen. Diese Variabilität der Faktoren führt zu einem breiten Spektrum der Angaben, das für konkrete Planungen nur in willkürlicher Weise ausgewählt und verwendet werden kann. Das ist aber nicht das Ziel eines wissenschaftlichen Beitrags. Wir lehnen derartige Zahlenangaben für die konkrete Planung daher entschieden ab. Eine Festschreibung der Zahlenangaben für einzelne Tierarten ist von biologischer Seite her nicht möglich.

Die bleibende Unsicherheit der Angaben und die Wahrscheinlichkeitsaussagen in den einzelnen Spalten beruhen schwerpunktmäßig auf folgenden Sachverhalten:

(1) Die Habitatqualität und damit das Ressourcenangebot variiert örtlich und zeitlich. Die von den Ressourcen abhängigen Tiere passen sich in weiten Grenzen mit ihren Aktionsräumen und Populationsdichten an.

(2) Angaben über die Verbreitungsdistanz benötigen eine Definition des gemessenen Zeitraumes. Es herrscht keine Einigkeit darüber, ob man die Entfernungen, in denen sich Jungtiere von ihren Eltern ansiedeln, vergleichen möchte oder auch Wiederfunde adulter Tiere im Laufe ihres Lebens mit einbezieht. I.d.R. weiß man auch nicht, ob wiedergefundene Tiere zum genetischen Austausch zwischen Teilpopulationen beigetragen oder neue Populationen gegründet haben.

(3) Die Kernfrage, für eine wie große Individuenzahl der Flächenbedarf berechnet werden soll, kann nicht im voraus und nicht verbindlich beantwortet werden! Diese Frage läßt sich wissenschaftlich mit einer Wahrscheinlichkeitsaussage beantworten, die zugrunde liegenden Untersuchungen sind Gefährdungsgradanalysen einzelner Populationen. Die benötigten Informationen und Probleme ihrer Bearbeitung werden ausführlicher in den Kapiteln 7.2.4 und 7.2.5 behandelt und müssen die Populationsdynamik, d.h. v.a. die

jährlichen Schwankungen, welche allen Populationen eigen sind (s. MÜHLENBERG 1990), berücksichtigen.

Jede Tierart weist biologische Besonderheiten auf, die bei der Bestimmung ihres Flächenanspruches berücksichtigt werden müßten. In den einzelnen Gutachten über die Arten sind diese biologischen Eigenschaften herausgearbeitet (s. Anhänge). Zusammenfassend sei hier die letzte Spalte der Tabelle 2 erläutert:

Der Kleiber ist in seiner Populationsdichte und Mortalität besonders abhängig von der Habitatqualität, z.B. dem Ressourcenangebot an Nahrung.

Der Mittelspecht ist in kleinen Lokalpopulationen besonders bedroht durch seine geringe Verbreitungsfähigkeit, schon 10 km Entfernung zu einer Nachbarpopulation bedeuten eine vollständige Isolierung.

Die Elster wählt ihre Aufenthaltsorte nicht nur nach dem Ressourcenangebot (Nahrungsgründe, Nistplätze), sondern auch nach der Anwesenheit anderer Rabenvögel (Rabenkrähe) und des Habichts. Habichtterritorien werden strikt gemieden.

Der Sperber wird in seinen Populationsänderungen sehr von Temperatur und Regenfällen in Brutzeitraum April beeinflusst und ein hoher Prozentsatz der Eier wird durch DDT-Kontamination zerstört.

Die Graugans kann nur dort erfolgreich brüten, wo Weideplätze und sehr spezielles Nisthabitat am Wasser kombiniert vorkommen. Der Bruterfolg ist sehr von anthropogenen Störeinflüssen abhängig.

Bei Gamsen muß man das soziale Gefüge berücksichtigen. Da eine ganze Gruppe in ihrer Fortpflanzung von einem dominierenten Männchen abhängt, besteht das Risiko der Reproduktion in der Überlebenswahrscheinlichkeit des territorialen Bockes.

Die Populationen des Rotfuchses leiden sehr unter der gezielten Bekämpfung und der Tollwut-Infektion. Ca. 60 % - Verluste werden diesen Faktoren zugerechnet.

Beim Hermelin finden wir wie bei anderen Wieselarten besonders große Populationsschwankungen, die direkt den Fluktuationen der Beutepopulationen (Mäusearten) folgen.

Bei der Mauereidechse sind die Teilpopulationen durch die Habitatwahl (Trockenstandorte, Brachen) und geringe Ausbreitungsfähigkeit schon auf wenige hundert Meter voneinander isoliert.

Abb. 5 (aus WIENS 1989, Vol 1)

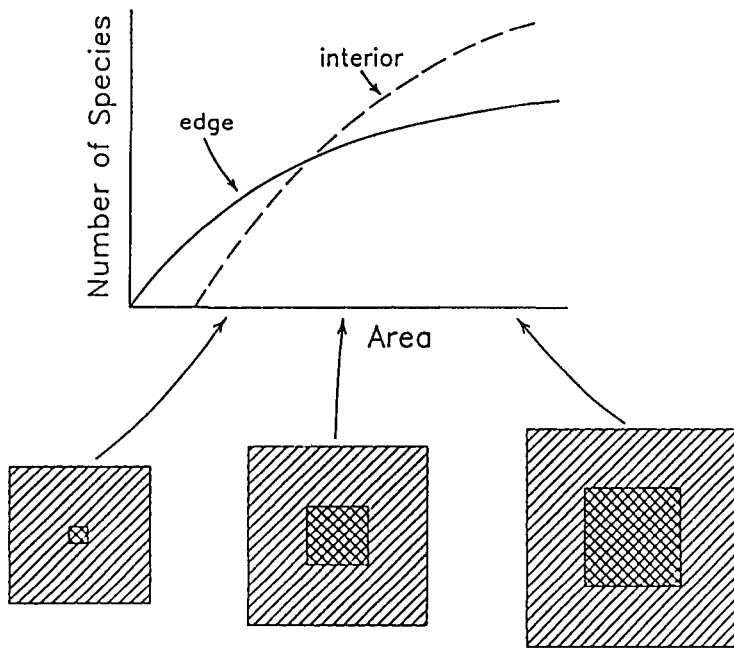


Fig. 3.2. The effects of increasing the area of a census plot on the relative areas of edge and interior habitat (below) and on the rates of accumulation of 'edge' and 'interior' bird species in the census (above).

6. Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie und die Grenzen ihrer Anwendbarkeit für den Naturschutz

Die Inselbiogeographie wurde begründet von MacARTHUR & WILSON (1967) und beschäftigt sich in erster Linie mit dem Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl. Aus diesen Erkenntnissen hat man versucht, für die Größe und Gestaltung von Schutzgebieten wissenschaftlich begründete Vorschläge abzuleiten (z.B. WILSON & WILLIS 1975; DIAMOND & MAY 1976). MAC ARTHUR & WILSON (1967) stellte als Erklärungsmodell über die Abhängigkeit der Artenzahl von der Flächengröße die sog. Gleichgewichts-Hypothese auf. In ihr ist eine für den Naturschutz überaus wichtige Erkenntnis über den Arten-Turnover enthalten: lokales Aussterben und Wiederbesiedeln sind häufige und natürliche Vorgänge. Da auch die Theorie voraussagt, daß Flächenverkleinerung zu einem Verlust an Arten führt, glaubte man nun auch einen theoretischen Hintergrund zu haben, sog. Minimalareale für Tierpopulationen wissenschaftlich bestimmen zu können.

6.1 Was wissen wir über den Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl?

Einer der bestdokumentierten ökologischen Sachverhalte ist die Existenz einer (loglinearen) Beziehung zwischen Fläche und Artenzahl, die sich auf dieser Fläche befinden. Dies gilt sowohl für echte Inseln, als auch für Habitatinselfn, z.B. Zahl der großen Säugerarten auf den Berggipfeln der Rocky Mountains (PICTON 1979) oder Vogelarten in Waldinseln (OPDAM & SCHOTMAN 1987) oder Arthropoden in Waldinseln (MADER & MÖHLENBERG 1981) und in willkürlich ausgewählten Untersuchungsflächen (z.B. Zahl der Vogelarten in Sumpfgebieten, BROWN & DINSMORE 1986).

Der Zusammenhang zwischen Artenzahl und Fläche läßt sich vielfach sehr gut durch folgende Formeln beschreiben:

$$\begin{aligned}
 S &= CA^2 \quad (\text{NACH ARRHENIUS 1921}) \\
 &= \log S = \log C + Z \log A \quad \text{oder} \\
 S &= C + Z \log A \quad (\text{nach GLEASON 1922})
 \end{aligned}$$

mit S = Artenzahl, C und Z spezifische Faktoren für einzelne Flächen und Tiergruppen und A der Flächengröße (Abb. 5).

Für die Vögel Mitteleuropas wurde die Gleichung mit $S = 42.8A^{0.14}$ berechnet (REICHHOLF 1980). Das bedeutet, daß

Abb. 6 (aus HEANEY 1986)

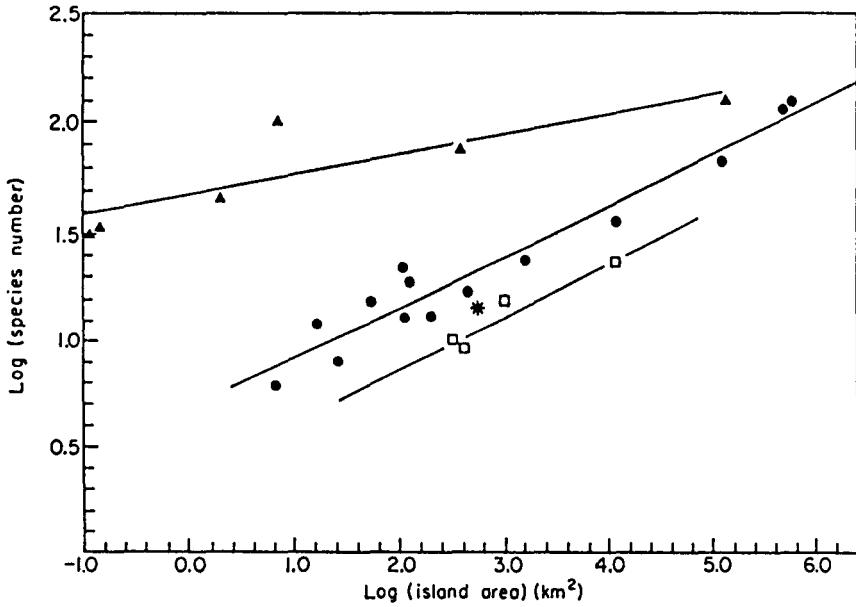


Figure 7. Comparison of species-area curves for mainland reference areas on the Malay Peninsula (▲), shallow-water Sunda Shelf islands (●) and Palawan chain islands (□). The asterisk represents Sipora Island, Mentawi Archipelago. Regression data in Table 8.

wir auf einer Fläche von 1km² in Mitteleuropa im Mittel 42.8 Brutvogelarten finden. Mit einem z-Wert von 0.14 ist dieser Befund mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen auf kontinentalen Probeflächen vergleichbar.

Auf einer echten Insel ist in der Regel die Artenzahl geringer, als auf einer kontinentalen Probefläche gleicher Größe (LACK 1942; MACARTHUR & WILSON 1967; CARLQUIST 1974; WILLIAMSON 1981).

Der Anstieg in der Artenzahl mit zunehmender Größe ist für echte Inseln stärker ("steiler") als für entsprechende Flächen auf Kontinenten (WILLIAMSON 1981; Abb. 6).

Bei der Untersuchung von 17 festlandnahen Inseln in Schweden durch NILSSON et al. (1988) erwies sich die Fläche als der wesentliche Faktor bei der Bestimmung der Artenzahl für holzige Pflanzen (z=0.10), Carabiden (0.36), Landschnecken (0.16) und Vögel (0.62). Die z-Werte stimmen quantitativ kaum mit der Gleichgewichtshypothese (GGH; s.u.) überein, insbesondere der hohe Wert für Vögel (gute Besiedler) und die niedrigen Werte für Pflanzen und Schnecken (schlechte Besiedler). Habitatdiversität war nicht mit Fläche korreliert, und ihre Berücksichtigung verbesserte die Qualität des Modells nur unerheblich (stepwise multiple regression).

BLAKE & KARR (1987) konnten einen deutlichen Zusammenhang zwischen Fläche und Zahl der Vogelarten für stark isolierte Waldinseln in Illinois nachweisen, der sich bei vergleichbaren Untersuchungen an weniger isolierten Waldinseln durch LYNCH & WHIGHAM (1984) und FREEMARK & MERRIAM (1986) nicht so deutlich zeigte. Zugvögel des Waldinnern zeigen die stärkste Abhängigkeit von der Fläche. Vergleichbare Befunde ergaben sich auch bei der Untersuchung von AMBUEL & TEMPLE (1983) an Waldinseln in Wisconsin. Diese Autoren vermuten, daß die Vogelarten des Waldinnern, wenigstens zum Teil, durch die Konkurrenz der anderen Vogelarten an einer Besiedlung kleiner Waldfragmente gehindert werden. Die Besiedlung der isolierten Waldinseln erscheint selbst nicht als Problem, da die meisten der Inseln im Frühjahr von vielen durchziehenden Arten erreicht werden. Ablehnung von Waldinseln ergibt sich somit durch ungünstige Habitatmerkmale und/oder zu geringe Fläche per se.

Flächengröße alleine korreliert aber in vielen Fällen nicht sehr stark mit der Artenzahl (z.B. SLUD 1976; GILBERT 1980; WOOLHOUSE 1983). Das 95 % Konfidenzintervall für einzelne

Datenpunkte umfasst oft mehr als eine Zehnerpotenz. (HAAS 1975; BOECKLEN & GOTTELLI 1984). Damit ist eine praktische Anwendung im Einzelfall z.B. zur Prognose von Artenverlust nach Flächenverkleinerung nicht möglich. Ursache für diese unzureichende Korrelation ist die Tatsache, daß nicht nur die Fläche an sich, sondern auch Breitengrad, Habitatreichtum und Isolation einen Einfluß auf die Artenzahl haben können (s.u.).

In einigen Untersuchungen konnte kein Zusammenhang zwischen Fläche und Artenzahl nachgewiesen werden (GILBERT 1980), z.B. fand sich kein Bezug zwischen Artenzahl und Flächengröße für Holzpflanzenarten (LEVENSON 1981), Vogelarten der Waldrandzone in Waldinseln (WHITCOMB et al. 1981) oder Inselfläche und Zahl der Eidechsenarten auf den Westindischen Inseln (WILLIAMS 1969).

Auf sehr kleinen Flächen scheint die Artenarealbeziehung nicht mehr bzw. mit andern Koeffizienten gültig zu sein, da die Reviergrößen vieler Arten unterschritten werden und die Flächen in ihren Eigenschaften im wesentlichen durch äußere Faktoren beeinflusst werden (MADER 1983).

Für Habitatsinseln konnte MADER (1981a) für Spinnen und Carabiden sogar eine inverse Beziehung zwischen Fläche und Gesamtartenzahl feststellen. Diese Tatsache kann als Folge des "Randeffektes" angesehen werden, der besagt, daß kleine Habitatsinseln zunehmend von habitatfremden Arten besiedelt werden (s. auch USHER 1989 und Kap. 6.5; Abb. 5).

Dennoch fanden sich erst auf einer Fläche von ca. 10ha sämtliche im Gebiet vorkommenden Waldspinnenarten. Dies ist ein starker Hinweis darauf, wie verschieden einzelne Arten bzw. Artengruppen auf die Habitatfragmentierung reagieren (s.u.).

In vielen Fällen scheint Habitatdiversität eine ähnlich gute oder bessere Vorhersage der Artenzahl zuzulassen, als Flächengröße per se (BOECKLEN 1986). Habitatqualität kann Größe eventuell in einem gewissen Umfang kompensieren. In der Praxis ist allerdings eine Reduktion der Fläche meistens mit einer Verringerung der Habitatqualität verbunden.

Durch gezielte Auswahl unterschiedlicher Habitattypen sind auf jeden Fall mehr Arten mit geringerer Fläche zu schützen, so z.B. für Pflanzen (GAME & PETERKEN 1984) und für australische Eidechsen (KITCHENER et al. 1980).

Die Zahl der Vogelarten auf den kalifornischen Channel Islands läßt sich am besten mit der Zahl der Pflanzenarten auf der Insel korrelieren (POWER 1972).

Genauso konnte GOLDSTEIN (1975) für die Ameisenfauna auf kleinen Inseln vor der Küste Connecticut's keine nennenswerte Beziehung zwischen Artenzahl und Fläche, wohl aber eine zwischen Artenzahl und Blattfläche und Beschattungsgradient feststellen.

BOECKLEN (1986) belegt durch umfangreiche statistische Auswertungen, daß die Zahl der Vogelarten in 34 Waldinseln zum größten Teil durch Unterschiede im Strukturreichtum der Vegetation zu erklären ist. Insbesondere hat die Habitatdiversität auch Einfluß auf die Parameter der Arten-Arealbeziehung: mit zunehmender Habitatheterogenität nahmen die Steigung (z-Wert) bzw. der y-Achsenabschnitt in der Arten-Areal Beziehung zu.

Die Artenzahl einiger britischer Vogelinseln korreliert am stärksten mit der Zahl der Habitattypen (REED 1983). Die Zahl der Habitattypen ist ihrerseits eng mit der Fläche korreliert, jedoch konnte Fläche alleine nur etwa 44% der Variation in der Artenzahl zwischen den Inseln erklären. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen zuvor bereits MÖHLENBERG et al. (1977) für die Spinnenfauna auf verschiedenen Inseln der Seychellen.

FREEMARK & MERRIAM (1986) und LYNCH & WHIGHAM (1984) wiesen einen deutlichen Einfluß der Habitatdiversität auf die Zahl der Vogelarten des Waldrandes nach sowie die Bedeutung der Habitatdiversität für die lokale Artenvielfalt an einem Censuspunkt. Vogelarten des Waldinnern wurden in stärkerem Maße in ihrem Vorkommen durch die Flächengröße der 21 untersuchten Waldinseln beeinflusst. Letzlich ist es erforderlich für jede einzelne Art die Bedeutung der verschiedenen Faktoren für ihre Verbreitung und Häufigkeit zu untersuchen.

6.2 Wie können wir den Zusammenhang zwischen Artenzahl und Fläche erklären?

Eine Reihe von Theorien über den Ursprung der Arten-Areal Beziehung wurden in den letzten Jahrzehnten entwickelt, die hier nur kurz dargestellt werden sollen (Übersichten z.B. in GILBERT 1980; CASE & CODY 1987; RINGLER & HEINZELMANN 1988; SIMBERLOFF 1988).

Im einfachsten Falle wird die Arten-Areal Beziehung als ein simples statistisches Phänomen interpretiert: auf einer

Abb. 7 (aus WILLIAMSON 1981)

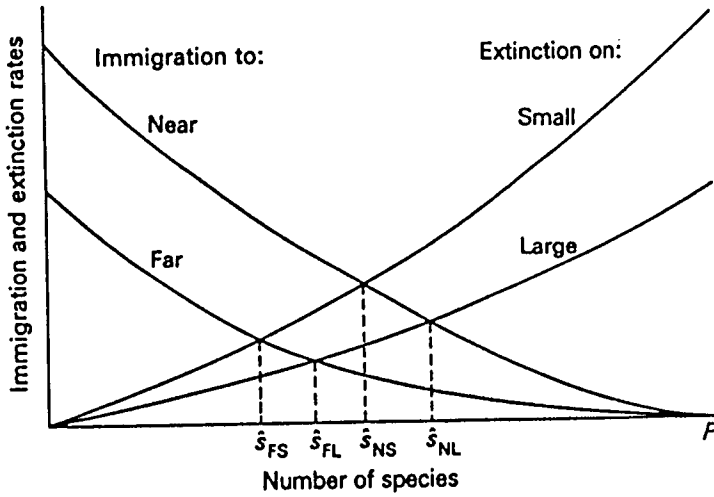


FIG. 4.1. Diagram of the MacArthur and Wilson theory of island biogeography. Equilibria occur at the intersections of the extinction and immigration curves, and are indicated by \hat{S} with subscripts referring to different types of islands. P is the total pool of species.

großen Fläche befinden sich mehr Individuen, und somit auch mehr Vertreter verschiedener Arten, da mit wachsender Individuenzahl seltenere Arten in der Artenliste auftauchen werden (vergl. "passive-sampling hypothesis" von CONNOR & McCOY 1979 und "random-placement hypothesis" von COLEMAN et al. 1982).

Sind Inseln sehr isoliert bzw. betrachten wir Tiergruppen, die nur über eine sehr geringe Verbreitungsfähigkeit verfügen, so könnte sich der Zusammenhang aus evolutionären Prozessen wie Entstehung und Aussterben von Arten als auch durch Zufälle bei der Besiedlung der Inseln erklären (CONNOR & McCOY 1979; CASE & CODY 1987; LAWLOR 1986).

Bereits WILLIAMS (1964) und insbesondere LACK (1969, 1976) vertraten die These, daß die größere Habitatvielfalt, die wir auf großen Flächen finden, die höhere Artenzahl erklären kann. Als Maß für die Habitatvielfalt bieten sich z.B. Zahl der Bodentypen (JOHNSON & SIMBERLOFF 1974), die Zahl verschiedener Vegetationstrukturen (MÜHLENBERG et al. 1977) oder die Zahl der Pflanzenarten (POWER 1972) an.

Nach der dynamischen Gleichgewichtshypothese (GGH) von MacARTHUR & WILSON (1963) soll sich die Artenzahl als ein Gleichgewicht aus Aussterben und Einwandern von Arten einstellen. Je weiter eine Insel von einer Besiedlungsquelle entfernt umso geringer ist der Zustrom neuer Arten, und je kleiner eine Insel umso leichter sterben Arten auf Grund der niedrigen Populationsgrößen aus (vgl. Abb. 7).

Aus der GGH ergeben sich nach MACARTHUR & WILSON (1967) folgende Vorhersagen:

1. Substanzieller Artenturnover: nach der GGH ist die Konstanz der Artenzahl das Ergebnis eines dynamischen Gleichgewichts zwischen Aussterben und Einwandern von Arten.
2. Der Zuwachs an Arten mit zunehmender Fläche ist stärker für entfernte Inseln und stärker für kleine Inseln mit abnehmender Entfernung. Dies erklärt sich in beiden Fällen durch die Bedeutung von "transient species", also Arten, die nur kurzfristig in einem Gebiet auftauchen, ohne dort wirkliche geeignete Lebensbedingungen zu finden.
3. Inseln, die erst in jüngerer Zeit vom Festland isoliert wurden, sollten im Verhältnis zu ihrer Fläche einen Überschuß an Arten aufweisen, der sich erst allmählich auf

einen neuen Gleichgewichtszustand einstellt. Halbinseln sollten in ihrer Artenzahl zwischen der von gleichgroßen Festlandsgebieten und echten Inseln liegen.

GILBERT (1980) verlangt, daß drei notwendige, aber nicht ausreichende Kriterien erfüllt sein müssen, um die GGH zu akzeptieren: Artenarealbeziehung, Artenturnover und Distanzeffekt.

Tatsächlich sind diese Bedingungen nicht vollständig, belegt insbesondere die Untersuchung des Artenturnovers hat sich als ein schwieriges Problem erwiesen. Die wissenschaftliche Bewertung der GGH soll hier nicht erfolgen, sie wird aber z.B. bei GILBERT (1980); WILLIAMSON (1981); ZIMMERMAN & BIERREGARD (1986); McCOLLIN et al. (1988) diskutiert.

Die GGH fand rasch breite Zustimmung und führte auch zu konkreten Vorschlägen für eine konstruktive Naturschutzplanung (DIAMOND 1975; IUCN 1980; WILSON & WILLIS 1975).

Nach der Interpretation der GGH sollten Schutzgebiete möglichst groß sein, nah beieinander liegen, durch Korridore oder Trittsteininseln verbunden sein und die Gesamtentfernung zwischen mehreren Flächen möglichst gering sein.

Es lassen sich Belege für die Richtigkeit aller Hypothesen anführen und tatsächlich werden vermutlich alle vier genannten Hypothesen zutreffen. Für Säugetiere scheint zum Beispiel die historische Komponente große Bedeutung zu haben, für Arthropoden oder Vögel dagegen haben eher der Einfluß der Habitatdiversität oder dynamischer Gleichgewichte Bedeutung. Selbst für ein geographisches System, wie die Inseln im Golf von Baja California, scheinen für die verschiedenen Taxa verschiedene Erklärungen am besten zuzutreffen.

Damit ist eine Naturschutzplanung nur unter Berücksichtigung einer Theorie kaum zulässig (CASE & CODY 1987, Table 1). Eine einheitliche Ableitung für den Naturschutz ist somit nicht möglich, zumindest ist es erforderlich, sich auf eine bestimmte Gruppe von Tieren zu einigen, denen die Schutzanstrengungen dienen sollen.

Auf Basis der empirisch bestimmten Arten- Areal Beziehung können wir aber Gebiete erkennen, die im Verhältnis zu ihrer Fläche besonders reich an Arten sind und diese

Flächen als wichtigste Flächen für den Naturschutz auswählen (USHER 1980; REICHHOLF 1980)

6.3 Was wissen wir über das Aussterben von Populationen? Wer bleibt, wer geht?

Nach der Gleichgewichtshypothese (GGH) soll die Artenzahl auf einer Insel mehr oder weniger konstant, die Artenzusammensetzung jedoch ständigen Änderungen unterworfen bleiben. Für den Naturschutz ist natürlich von besonderem Interesse, welche Aussagen über das Aussterben von Populationen die Inselbiogeographie zu leisten vermag.

Die Beobachtung von tropischen Regenwaldfragmenten (WILLIS 1979; LOVEJOY et al. 1986) zeigt eindeutig, daß kleine Waldinseln schneller und mehr Arten verlieren als große. Vor allem seltene Arten verschwinden rascher.

Untersuchungen von KENDEIGH (1944, 1948, 1981) und LYNCH & WHITCOMB (1978) zeigen, daß bei völliger Isolation eines 22,3 ha großen Waldgebietes 53 der 62 Brutvogelarten ausgestorben wären, da sie nicht jedes Jahr gebrütet haben. Zu ganz ähnlichen Befunde kamen HOLMES & SHERRY (1986) bei der Langzeituntersuchung englischer Waldinseln.

Der Artenturnover für Netzspinnen auf 106 Inseln der Bahamas betrug 34-59% pro Jahr und etwa 1% pro Jahr für Eidechsen. Auf Inseln ohne Eidechsen gab es etwa 50% mehr Spinnenarten als auf Inseln gleicher Fläche und Isolation mit Eidechsenvorkommen. Es waren vor allem individuenarme Populationen, die ausstarben (TOFT & SCHOENER 1983). Ähnlich hohe turnover-Raten fand GOLDSTEIN (1975) für die Ameisenfauna auf den kleinsten der untersuchten Inseln vor der Küste Connecticuts.

Insgesamt stellt SCHOENER (1983) fest, daß die turnover-Rate von "niedrig" zu "höher" organisierten Organismen abnimmt. Sie liegt pro Jahr bei etwa 1000% für Protozoen, 10-100% für terrestrische Arthropoden und bei 1-10% für terrestrische Vertebraten und Gefäßpflanzen. Die betrachteten Flächen waren allerdings oft so klein, daß die Entstehung einer stabilen Artengemeinschaft kaum möglich erscheint und die Existenz einer einzelnen Art im wesentlichen das Ergebnis von momentanen Zufälligkeiten bei der Besiedlung darstellt.

Untersuchungen über Arten-turnover sind in der Praxis oft schwierig zu interpretieren. Insbesondere stellt sich die

Frage, wann man eine Population als "etabliert" ansehen kann (WILLIAMSON 1981). Es kann nicht sinnvoll sein, die Sichtung eines einzelnen "Überfliegers" bereits als eine erfolgreiche Besiedlung bzw. sein Verschwinden als Aussterben anzusehen.

Der von WHITCOMB et al. (1977) beobachtete turnover der Vogelarten entstand vor allem durch Ab- und Zuwanderung von "Gastarten" und Greifvögeln, darüberhinaus traten fast zweimal so viele Extinktionen wie Neubesiedlungen auf (McCOY 1982). Damit ist die Artengemeinschaft nicht im Gleichgewicht, wie nach der GGH gefordert wird. Nichtbetrachtung der beiden Gruppen Greifvögel und Gastarten und der zweifelhaften Fälle (Änderung der Gesamtverarbeitung und unsichere Beobachtungen) bleibt nur der Verlust von drei tropischen Zugvögeln ohne eine Neubesiedlung im selben Zeitraum übrig.

Gibt es besonders anfällige Arten?

Die Arbeiten von PATTERSON & ATMAR (1986) liefern Hinweise, daß die Artenzusammensetzung von Säugern auf den Berggipfeln im Südwesten der USA nicht eine Zufallstichprobe aus einer Grundgesamtheit darstellt, sondern eine determinierte Extinktionsreihenfolge besteht. Dies bedeutet, daß alle auf einer kleinen Insel vorkommenden Arten immer auf einer größeren Insel anzutreffen sind (vergleichbare Befunde für Vögel, siehe DIAMOND & MAY 1976). Wenn dies zutrifft, wäre für vergleichbare Habitate ein großes Reservat mehreren kleinen Reservaten vorzuziehen. Allerdings kann es sein, daß dieses gesetzmäßige Muster nur für besonders große Habitatinseln zutrifft, die einen Großteil der Arten beherbergen und die wir in Mitteleuropa kaum noch vorfinden (PATTERSON 1987).

Nach Berücksichtigung der zwei starken Einflußfaktoren, Inselgröße und Populationsdichte, auf die Aussterbewahrscheinlichkeit bzw. turnover-Rate ergeben sich nach DIAMOND (1984) weitere Merkmale, nämlich kurze Lebensdauer, starke Populationsschwankungen, Anfälligkeit gegenüber Umweltschwankungen und koloniales Brüten, die Vogelarten mit erhöhter Aussterbewahrscheinlichkeit charakterisieren. Arten mit vergleichsweise geringer Aussterbewahrscheinlichkeit zeichnen sich durch Langlebigkeit und geringe Populationsschwankungen aus. Es ist aber nicht auszuschließen, daß sich diese Arten auf Grund weitreichender Aktionsräume und guter Verbreitungsfähigkeit gar nicht in einer wirklichen

Insellage befinden und jederzeit mit Festlandpopulationen in Verbindung stehen.

Die Beobachtung der Insel Barro Colorado (1500 ha), die 1914 nach dem Aufstauen des Panama-Sees entstand, zeigte folgende Ergebnisse (vergl. DIAMOND 1984; KARR 1982):

1. Von 108 Brutvogelarten sind 45 Arten bis heute verschwunden.
2. die meisten der Verluste sind durch Habitatänderungen oder Verschiebungen im Beziehungsgefüge der Arten zu erklären. So werden viele Bodenbrüter z.B. durch Affen vernichtet, die sich nach Wegfall der Topräuber stark vermehrt haben.
3. Seltenheit war nicht eng mit der Aussterbewahrscheinlichkeit korreliert, aber
4. Arten, die auf dem Festland selten sind, sind auf Barro Colorado am häufigsten ausgestorben, vermutlich weil keine Zuwanderung vom Festland her stattfand.

Umgekehrt findet sich in einigen Untersuchungen ein "Set" von Arten, die trotz hohem Arten turnover langfristig existieren können, z.B. gibt es einen entsprechenden Befund über die Spinnenfauna der Bahamas (SCHOENER & SPILLER 1987); (HANSKI 1982) bezeichnet solche persistenten Arten als "core-species".

Wieviel Arten und wie schnell gehen die Arten nach einer Flächenverkleinerung verloren?

Auf Basis der empirisch bestimmten Arten-Areal Beziehung können wir nun abschätzen, wieviele Arten wir langfristig auf einer Fläche bestimmter Größe erhalten könnten, unter der Voraussetzung, daß die verbleibenden Flächen nicht selbst beeinträchtigt werden, bzw. starke Änderungen des Habitats erfahren (KANGAS 1987; SIMBERLOFF 1987).

Dieser Artenverlust ist selbst für sehr große Flächen nachweisbar. So hat z.B. Borneo 20 von ursprünglich 51 Säugetierarten verloren, Sumatra 8 von 51 und Java 26 von 50 Arten (FRANKEL & SOULÉ 1981).

Als Faustregel, kann man von einer Verdopplung der Artenzahl bei einer Verzehnfachung der Fläche ausgehen (DIAMOND & MAY 1976). Mit etwa 1% der Landesfläche als Naturschutzgebiet würde nach dieser Formel etwa 75% der heute noch in der BRD vorkommenden Arten aussterben. Vermutlich ist diese Annahme aber zu pessimistisch, da viele Arten auch auf den anderen Flächen ihr Auskommen

Abb. 8 (aus BOECKLEN & SIMBERLOFF 1986)

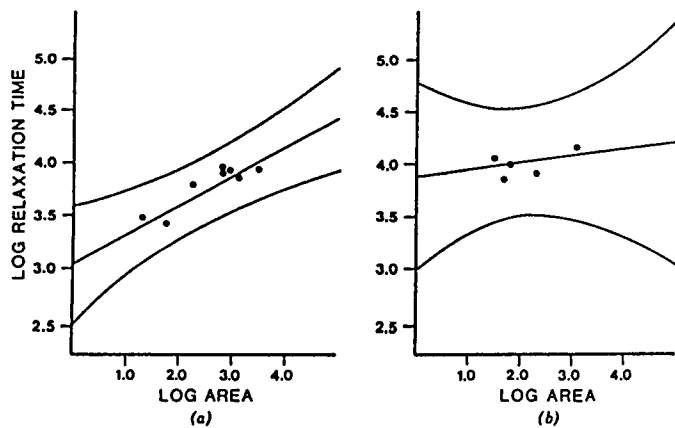


FIGURE 7. Relaxation time-area relationships for Diamond's (1972) analysis of bird species richness on landbridge islands in the New Guinea satellite island group (a) and for Case's (1975) analysis of lizard species richness on landbridge islands in the Gulf of California (b). The curved lines are 95% simultaneous prediction intervals.

finden, andererseits aber auch zu optimistisch, da dieses 1% der Fläche ja nicht in einer oder wenigen großen Flächen zu Verfügung stehen, sondern in einer Vielzahl kleiner Flächen, die gerade für die gefährdeten Arten häufig nur von geringem oder keinem Wert sind (HAARMANN 1983; PLACHTER 1985). Vermutlich werden wir also auf lange Sicht mit einem Flächenangebot, wie es derzeit für den Natenschutz existiert, zwar mehr als 25% aller Arten erhalten, aber vermutlich weniger als 25% der gefährdeten Arten.

Quantitative Aussagen über die Geschwindigkeit des Artenverlustes sollten auf Basis des Relaxationsmodelles von DIAMOND (1972) bzw. des "faunal-collaps" Modells von TERBORGH (1974, 1975) möglich werden. Tatsächlich sind diese Modelle aber mit einigen methodischen Problemen behaftet (mehr dazu bei BOECKLEN & SIMBERLOFF 1986, s. Abb. 8 und 9). Insbesondere ist aber die Prognosefähigkeit derartiger Modelle auf Grund des großen statistischen Vertrauensbereiches für eine praktische Anwendung völlig unzureichend (BOECKLEN & GOTELLI 1984). Selbstverständlich erwarten wir aber, daß kleine Restflächen ihren Artenüberschuß schneller verlieren als große.

Insgesamt können wir bisher also festhalten:

1. Je größer eine Fläche um so mehr Arten enthält sie.
2. Ursachen für diesen Zusammenhang sind statistische Grundeigenschaften, zunehmende Habitatdiversität mit anwachsender Flächengröße und eine Verringerung der Aussterberate auf großen Flächen.
3. Aussterben von Populationen auf einzelnen Inseln (lokales Aussterben) ist z. T. sehr häufig.
4. Bei *gegebener Populationsgröße* sind manche Populationen, z. B. kurzlebige Arten, oder Populationen mit starken Größenschwankungen einem höheren Aussterberisiko ausgesetzt.

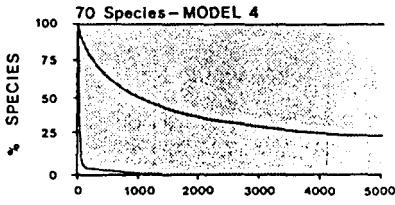
Wir wollen nun die gleichzeitige Wirkung von Isolation und Flächengröße insbesondere für den Artenbestand von Habitatinselfen untersuchen.

6.4 Die Auswirkungen von Isolation und Fragmentierung in der Kulturlandschaft

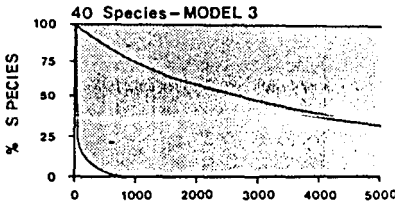
Unter dem Prozeß der Habitatfragmentierung versteht man eine zunehmende Isolation bei gleichzeitiger Reduktion der Flächen (BURGESS & SHARPE 1981). Sind nur noch etwa 10% der Ursprungsflächen übrig, so nimmt bei weiterem

Abb. 9 (aus BOECKLEN & SIMBERLOFF 1986)

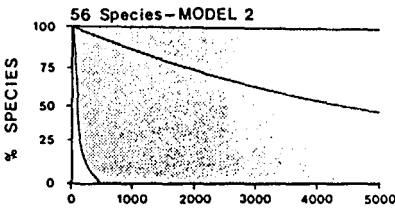
SERENGETI NATIONAL PARK, TANZANIA



MIDEPO VALLEY NATIONAL PARK, UGANDA



NAIROBI NATIONAL PARK, KENYA



YEARS AFTER ISOLATION

FIGURE 8. Faunal collapse of three East African savanna reserves. The stippled areas are 95% simultaneous prediction intervals (data from Soulé et al., 1979).

Flächenverlust der mittlere Abstand zwischen den Flächen kaum noch zu (SHARPE et al. 1981). Darüberhinaus ist in der Regel mit der Fragmentierung ein Anstieg der Störungen aus der Umgebung in die Restflächen verbunden (MCCOLLIN et al. 1988).

Es ist oft schwierig ein objektives Maß für Isolation zu finden. Es könnte sowohl der Abstand zur nächsten (größeren) Insel, zum Festland, oder eine beliebige Kombination aus mehreren Entfernungsangaben das eigentlich richtige Maß sein (WILLIAMSON 1981; LOMOLINO 1986).

Besonders für wenig mobile Tiergruppen, wie z.B. die nicht flugfähigen Säugetiere, läßt sich ein Distanzeffekt gut nachweisen, während ein Distanzeffekt für hoch mobile oder sehr beständige Gruppen oft kaum zu erkennen ist (WILLIAMSON 1981). Dies bedeutet, daß wir auf stark isolierten Inseln weniger Arten finden, als auf einer gleichgroßen Insel, die in der Nähe eines Kontinents bzw. einer großen Insel liegt.

Neben der Bedeutung der Flächengröße konnten OPDAM et al. (1984) auch die Auswirkung der Entfernung zur nächsten Waldinsel und zum nächsten größerem Waldgebiet auf die Artenzahl demonstrieren.

Die Untersuchungen von ROBBINS (1979), WHITCOMB et al. (1981), LYNCH & WHIGHAM (1984), FREEMARK & MERRIAM (1986) zeigen die Auswirkung von der Fragmentierung insbesondere für das Vorkommen von Zugvogelarten des Waldinneren. Es ist auch dann ein Artenverlust festzustellen, wenn die betrachteten Flächen gleich groß bleiben, aber der Isolationsgrad zunimmt.

In seiner intensiven avifaunistischen Untersuchung in Waldfragmenten Nordfinnlands kommt HELLE (1985) zum Teil zu ähnlichen Erkenntnissen, es wurden aber vor allem residente Höhlenbrüter am stärksten durch die Veränderung der Habitate, nämlich Fragmentierung und Änderung der Altersstruktur der Wälder, betroffen. Vogelarten, die zunahmten, wogen im Mittel 20g (Median), die zurückgehenden Arten hingegen 56g (Median). Da Körpergröße und Raumansprüche stark korrelieren, kann dieses Ergebnis als ein besonders deutlicher Hinweis auf die Auswirkungen von Habitatfragmentierung angesehen werden.

WHITCOMB et al. (1981) weisen darauf hin, daß die Ergebnisse aus den Untersuchungen von Vogelarten in Waldinseln durch FORMAN et al. (1976) und GALLI et al.

Abb. 10 (aus RINGLER & HEINZELMANN 1988)

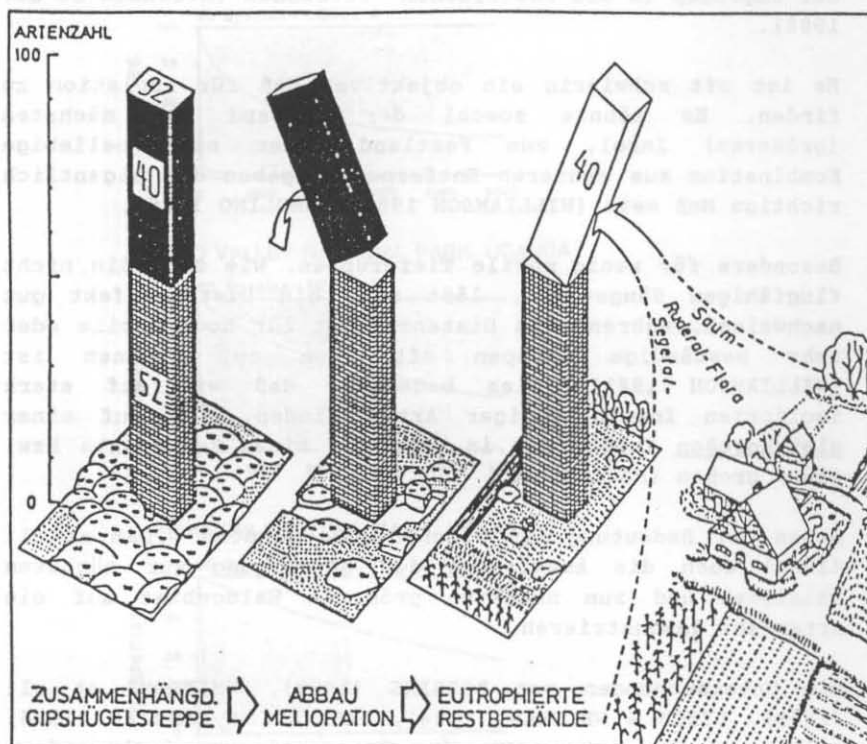


Figure 1
Shrinkage, fragmentation and exchange of spermatophytes in the gypsum-steppe "Sulzheimer Gipshügel" near Schweinfurt (Lower Franconia) during the period 1950-1983 (RINGLER unpubl.)

black: steppe-species disappearing

chequered: species of unfertilised 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.).

(1976) sich nur noch auf einen bereits verarmten Ausschnitt aus der Vogelfauna bezieht, nämlich auf Arten, die offensichtlich besser mit den Auswirkungen der Habitatfragmentierung fertig werden. Nach deren Resultaten könnte eine Netzwerk vieler kleiner Habitatinselformen mehr Arten erhalten, als eine große Habitatinselformen gleicher Fläche. Bestimmte Arten, die in dem betreffenden Untersuchungsgebiet nicht mehr vorkommen, können in einem derartigen Netzwerk aber nicht mehr existieren. Sollten diese Arten gezielt geschützt werden, so wäre eine andere Naturschutzstrategie zu verfolgen (vgl. Kap. 6.6).

Bei zunehmender Fragmentierung ist somit (zunächst) weniger eine Abnahme der Artenzahl, als vielmehr eine Verschiebung des Artenspektrums zu beobachten (u.a. NOSS 1983; FAABORG 1979; MADER 1981a; RANNEY et al. 1981; BLAKE & KARR 1984; RINGLER & HEINZELMANN 1988; BLAKE & KARR 1984, vgl. Abb. 10). Die geförderten Arten sind meist häufige Arten die nicht gefährdet sind. Für den Naturschutz sollte damit weniger die Frage nach der Artenzahl als solche gestellt werden, als die Frage, wieviele Arten in einem Schutzgebiet erhalten werden können, die ohne diese Gebiete aussterben würden (DIAMOND 1976; RAPAPORT et al. 1986).

Die Isolation von Habitatinselformen ist für viele Arten nicht so stark wie die echter Inseln, da die Umgebung nicht so lebensfeindlich und daher besser für eine Verbreitung geeignet ist (MCCOY 1982; MADER 1983). In der Kulturlandschaft existieren aber Barrieren, wie z.B. Straßen, Eisenbahnen, Siedlungen, Kanäle etc., die die Verbreitung effektiv unterbinden (RINGLER 1981) und darüberhinaus zu erheblichen Mortalitätsraten führen können. Damit könnte in der Kulturlandschaft weniger die Entfernung, als die Zahl der trennenden Barrieren ein Maß für die Isolation sein (mehr zu diesem Punkt auch im Kap. 7.2.2.3.5).

Die Auswirkungen der Fragmentierung werden in den gemäßigten Zonen vielfach unterschätzt, oft aus dem einfachen Grund, daß man erst begann sich mit dem Problem zu beschäftigen, als ein großer Teil der sensiblen Arten bereits ausgestorben war, z.B. viele der großen Waldvogelarten (WILCOVE et al. 1986).

6.5 Nachteile des Randeffekts

Die besondere ökologische Situation von Habitatfragmenten

Bei der Formulierung der Gleichgewichtshypothese (GGH) liegt die Annahme zu Grunde, daß die betrachteten Inseln sich über lange Zeiträume in ihrer Isolation, Fläche, Habitatstruktur- und -qualität nicht verändert haben und daß es keinen Randeffekt gibt. Im Gegensatz zu alten Inseln ist aber bei Habitatinseln kaum damit zu rechnen, daß sich die Artenzahl bereits auf ein Gleichgewicht eingestellt hat und daß der Zustand des Habitates in der Zukunft nicht weitere Änderungen erfährt. Damit ist es nahezu unmöglich aus der aktuellen Situation konkrete Schlüsse für eine optimale Schutzstrategie zu gewinnen.

Mit zunehmender Habitatverkleinerung ist auch eine Veränderung der Habitateigenschaften verbunden, insbesondere da von außen zunehmend habitatfremde und anthropogene Umwelteinflüsse für die Gesamtinsel wirksam werden (JANZEN 1983; SOULÉ 1986). Für Pflanzen ist in Waldinseln ein Randeffekt bis zu 15m (RANNEY et al. 1981), für Arthropoden bis zu 40m (MADER 1979) nachzuweisen. THIOLLAY (1989) stellte an einigen Großvögeln im geschützten südamerikanischen Regenwald eine negative Beeinflussung ihrer Populationsdichte bis zu 20 km Entfernung von Jagdgebieten außerhalb der Schutzgebiete fest. In diesem Zusammenhang ist auch zu sehen, daß Habitatfragmentierung lokal oft nicht zu einer Verringerung der Artenzahl, sondern einer Änderung der Artenzusammensetzung führt. I.d.R. werden die Habitatgeneralisten gefördert.

Räuberdruck wird in kleinen Waldinseln bzw. am Waldrand übermäßig (MARTIN 1988; WILCOVE 1985; BLAKE & KARR 1987; WHITCOMB et al. 1981; MAYFIELD 1977; ANDRÉN & ANGELSTAM 1988, TEMPLE & CARY 1988). Ein derartiger Effekt ist in Waldinseln zum Teil noch in 300-600m Entfernung vom Waldrand entfernt nachzuweisen (WILCOVE 1985) und ist neben Parasitierung der Nester durch Brown-Headed Cowbirds (MAYFIELD 1977; BRITTINGHAM & TEMPLE 1983) als Hauptursache für den Verlust vieler Singvögel aus kleinen Habitatfragmenten in den USA anzusehen (WILCOVE et al. 1986). Habitatfragmentierung führt also in vielen Fällen auch zu einer Verschiebung in den Wechselwirkungen der Arten. Auch die Beziehungen zwischen Pflanzen und ihren Bestäubern werden in fragmentierten Landschaften

verschlechtert und die Pflanzen produzieren weniger Samen (JENNERSTEN 1988).

Schutzgebiete sind ständig störenden Einflüssen aus der Umgebung ausgeliefert, so z.B. Eutrophierung aus der Luft (ELLENBERG 1989), Pestizide im sauren Regen, Lärm, Staub und Touristenschwärmen. Selbst Nationalparks müssen in der BRD als forstwirtschaftlich genutzte Gebiete oder Ölbohrstätten erhalten.

Somit ist die ökologische Situation in Habitatinseln im Vergleich zu echten Inseln ungünstiger durch Konkurrenz habitatfremder Arten (Randarten) und Störungen des Habitats aus der Umgebung. Tatsächlich kann - unter bestimmten Umständen - eine Habitatinsel, die von sehr verschiedenartigem Habitat umgeben ist, ihren Charakter besser bewahren, als eine Habitatinsel, die von ähnlichem (Sekundär-)Habitat umgeben ist (JANZEN 1983).

Nach der Vorstellung aller Hypothesen der Inselbiogeographie bildet die Artengemeinschaft von Inseln einen mehr oder weniger kleinen Ausschnitt aus der Artengemeinschaft der Kontinente, die als Besiedlungsquellen dienen.

Habitatinseln bzw. Naturschutzgebiete in der Kulturlandschaft befinden sich jedoch nahezu in einer umgekehrten Situation: in der Regel werden sie bereits mehr Arten als die umliegenden Gebiete beherbergen, können also kaum neue Arten aus der Umgebung "aufnehmen". Darüberhinaus verschlechtert sich die Situation zunehmend, so daß die Immigrationsrate im Laufe der Zeit immer weiter absinkt (PICKETT & THOMPSON 1978). Wir bewegen uns somit auf die Situation eines artenarmen ozeanischen Archipels zu, das weitab von jeden Besiedlungsquellen existiert, aber im Unterschied dazu einer Vielzahl von Störungen aus der unmittelbaren Umgebung ausgesetzt ist.

Die Austauschrate zwischen Habitatinseln ist nicht nur von der Entfernung sondern auch von der Nutzung in den dazwischen liegenden Flächen abhängig und somit im Laufe der Zeit veränderlich.

Weitere Fragmentierung und insbesondere die Errichtung weiterer Barrieren (Straßen, Kanäle, Siedlungen etc.) machen es immer schwieriger, einen Komplex von Schutzgebieten mit Austauschmöglichkeiten zwischen den Lokalpopulationen in einzelnen Habitatinseln zu schaffen

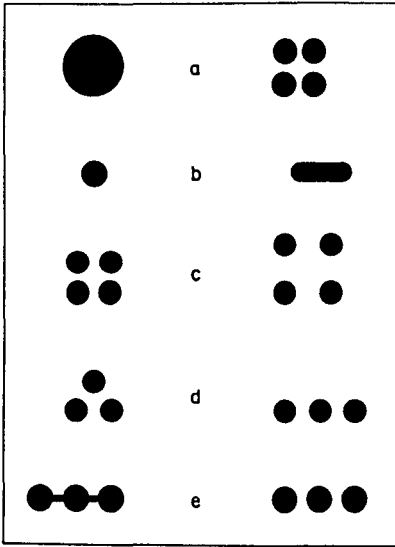


Figure 1 Proposed principles of refuge design. In each instance, design on left is viewed as superior to design on right. Based on refs. 90 and 214.

(vergl. Kap. 7.2.2.3.4). Wie wir später noch sehen werden, ist es bislang noch völlig unklar ob Korridore (Biotopverbundsysteme) in der Lage sind, den besonders sensitiven und gefährdeten Arten einen Individuenaustausch zu ermöglichen und eine Existenz zu sichern.

6.6 Können wir aus den Erkenntnissen der Inselbiogeographie Vorschläge für die Größe und Gestaltung von Schutzgebieten gewinnen? - Die SLOSS-Debatte

Eine heftige Diskussion entbrannte Mitte der 70er Jahre um die Frage, ob ein einzelnes Gebiet mehr Arten enthalten kann, als zwei oder mehrere andere Gebiete insgesamt gleicher Fläche (Single Large Or Several Small, kurz SLOSS). Bei dieser Diskussion geht es um das Anliegen, die optimale Konfiguration von Schutzgebieten zu finden (WILCOX & MURPHY 1985), vgl. Abb. 11.

BURKEY (1989) erklärt die Intensität der SLOSS Debatte z. T. durch die Existenz verschiedener Naturschutzziele. Befürworter großer Schutzgebiete wollen in der Regel die Aussterberate nach der Isolation eines Reservates möglichst gering halten, während die Anhänger der alternativen Strategie (einige kleinere Reservate) eine möglichst große Artenzahl mit den Schutzgebieten erfassen wollen.

Die "random-sampling" Hypothese ist in dieser Frage völlig neutral, ebenso die "history-legacy" Hypothese. Nach der Habitatdiversitäts-Hypothese sollte die Auswahl der Naturschutzgebiete eher durch Habitatmerkmale, als durch Flächengröße per se beeinflusst werden, wie auch von REED (1985) auf Basis seiner Untersuchung der Avifauna britischer Inseln hervorgehoben wird.

Im Laufe der SLOSS-Debatte hat sich ergeben, daß sich aus der GGH keine Entscheidungen über die optimale Gestaltung eines Netzwerkes von Naturschutzgebieten gewinnen lassen. Derartige Versuche datieren zum großen Teil in die Mitte der 70'er Jahre (z.B. WILSON & WILLIS 1975; DIAMOND & MAY 1976; BLOUIN & CONNOR 1985). In diesen Ansätzen wurde die GGH dahingehend interpretiert, daß eine große Fläche mehr Arten erhalten kann als zwei kleinere Gebiete von insgesamt gleicher Fläche.

Tatsächlich ist auch nach der GGH nicht eindeutig zu bestimmen, ob ein großes Schutzgebiet mehr Arten erhalten kann als mehrere kleine Gebiete mit einer insgesamt gleich großen Fläche (SIMBERLOFF & ABELE 1976; GILBERT 1980; HIGGS & USHER 1980; SIMBERLOFF & ABELE 1982). Diese Frage

entscheidet sich im Einzelfall nach dem Zuwachs an Arten mit zunehmender Fläche, der Überlappung in der Artenzusammensetzung von den verschiedenen Flächen (HIGGS & USHER 1980; HIGGS 1981), und ob der Artenpool einer kleinen Insel tatsächlich eine zufällige Stichprobe aus der Gesamtheit der Arten ist. Dies hängt ab von der Kolonisationsfähigkeit. Das Überlebensvermögen der verschiedenen Arten wird für verschiedene Taxa ganz verschieden ausfallen.

Die Vergleiche zwischen einer großen oder mehreren kleinen Flächen zeigen in der Praxis keinen Unterschied in der Artenzahl, in einigen Fällen ein Übergewicht in kleineren Flächen:

a) gleichviel Arten: FORMAN et al. (1976) für Vögel in Waldinseln New Jersey's; die Daten wurden von SIMBERLOFF & ABELE (1982) bereinigt; NILSSON et al. (1978) für Vögel auf schwedischen Inseln;

b) mehr Arten in kleineren Flächen: Säuger und Vögel auf Berggipfeln Großbritanniens (HIGGS & MARGULES 1980); Pflanzen in Wäldern Lincolnshire's (GAME & PETERKEN 1984); austral. Eidechsen (KITCHENER et al. 1980). Flachlandvögel auf den Neu-Hebriden (GILPIN & DIAMOND 1980); Pflanzen in Steinbrüchen Englands (HIGGS & USHER 1980); Pflanzen, Vögel und Säugetiere (HIGGS 1981); Vögel in Waldinseln Illinois (BLAKE & KARR 1984).

SIMBERLOFF & GOTELLI (1984) fanden die Pflanzen von verschiedenden Wald- und Prärie-"Archipelen", daß mehrere kleinen Habitatinselfen mehr Arten enthalten als eine große Insel gleicher Fläche. Darüberhinaus konnten sie auch keine Art finden, die ausdrücklich auf große Flächen angewiesen wäre.

In der Regel haben diese Untersuchungen auch ergeben, daß einige wenige Gebiete mehr Arten enthalten können als ein einziges Gebiet gleicher Größe, nicht aber wenn viele kleine Gebiete geschaffen werden (z.B. GILPIN & DIAMOND 1980; HIGGS & USHER 1980).

Bei der Betrachtung einzelner Arten ist unklar, ob die Art besser in mehren kleineren, oder einer großen Population überleben kann (vgl. Kap. 7.2.2.2). Dies hängt von der Art der Faktoren, die die Existenz einer Population gefährden und von ihrer besonderen Biologie ab.

Managing for Different Scales of Diversity*

SCALE	METHODS	ADVANTAGES	DISADVANTAGES
Alpha (within-habitat)	Achieve optimum levels of limiting resources (e.g., food supply) to ameliorate interspecific competition; increase structural complexity (e.g., vertical strata, substrate) to provide more physical niche space; control unwanted species.	Increased number of species within habitat, and/or increased population levels of particular species; desired community structure maintained.	May be arduous and costly to implement; considerable uncertainty about effects of management actions on particular species (undesirable species could reach pest proportions, and critical species could decline).
Beta (between-habitat, including "edge effect")	Maintain variety of successional stages; intersperse different habitat types; construct roads, trails, and other swaths.	Increased local species richness; increased population levels of edge-adapted species (e.g., many game animals); increased human recreational potential.	Decreased population levels or extirpation of interior specialists; proliferation of "weedy," opportunistic species; community destabilization; possibly decreased regional diversity (may limit options for regional diversity).
Gamma (regional)	Preserve sufficiently large areas of unaltered indigenous ecosystems on a regional scale; Interconnect habitat patches; limit human intrusion in sensitive areas.	Adequate population levels and genetic variation of indigenous species maintained; critical ecosystem processes perpetuated; long-term human welfare promoted.	Some loss of local species richness with declines in edge species; more land taken out of "productive" human use; short-term economic losses.

* The three strategies are not necessarily mutually exclusive.

"Groß" und "klein" sind relative Begriffe. Es besteht weitgehend Einigkeit unter den Biologen, die unter Umständen Vorteile für die Auswahl mehrerer kleiner Schutzgebiete sehen, daß die Gebiete auf jeden Fall groß genug sein müssen, um Randeffekte auszuschließen. Sie müssen Populationen beherbergen können, die groß genug sind, um die Risiken demographischer Zufallsprozesse und eventuelle genetische Risiken zu vermeiden (vgl. Kap. 7.2.3). Damit kann ein "kleines" Gebiet für manche Großsäuger oder Vogelart immer noch mehrere tausend km² groß sein!

6.7 Die Grenzen der Anwendbarkeit der Gleichgewichtshypothese für den Naturschutz

Aus allen vorgestellten Hypothesen wird die lokale Artenzahl als einziges Kriterium für die Auswahl von Schutzgebieten benutzt. Nach ihrem Ansatz erlaubt keine der Hypothesen Aussagen über das Schicksal bestimmter Arten oder die Erhaltung überregionaler Diversität. Dies ist aber häufig das ausdrückliche Ziel von Naturschutzbemühungen (DIAMOND 1976; SIMBERLOFF & ABELE 1982; JANZEN 1983; NOSS 1983), vgl. Abb. 12.

Arten die selten, für das Ökosystem wichtig, oder aus anderen Gründen von besonderer Bedeutung sind, finden keine andere Berücksichtigung als gewöhnliche und häufige Arten, obwohl sie von vorrangigem Gewicht für den Naturschutz sind (DIAMOND & MAY, 1976; RAPAPORT et al. 1986).

Wir sollten uns vor allem vor Augen halten, daß die Arten-Areal Beziehung nicht von einzelnen, vollständig isolierten Inseln, sondern von Inselssystemen abgeleitet wurden, die meist in enger Nachbarschaft von großen Besiedlungsquellen, nämlich den Kontinenten, liegen. Die Artenzahl auf einer Insel wird durch eine Vielzahl von Faktoren bestimmt, von denen die Fläche nur einen darstellt. Deshalb haben wir auch keinerlei direkte Anhaltspunkte, wie groß eine Fläche sein muß, um eine bestimmte Zahl von Arten langfristig zu erhalten, sondern nur wieviel Arten eine Fläche bestimmter Größe im Vergleich beherbergen kann. In der Diskussion um die Gestaltung von Schutzgebieten wurde immer wieder unzulässigerweise aus der letzteren Erkenntnis auf die erste Fragestellung geschlossen (z.B. REICHHOLF 1980).

Wenn es um die Erhaltung bestimmter Ökosystemeigenschaften bzw. -funktionen geht (Sukzession, Grundwasser, Trophieebenen etc.), kann Erhaltung der lokalen Artenzahl zunächst von untergeordneter Bedeutung sein, bzw. sogar im

Widerspruch zu diesen Zielen stehen (DEMPSTER 1977; PICKETT & THOMPSON 1978; LEVENSON 1981; NOSS 1983).

Die Grenzen des Nutzens der GGH und der übrigen Hypothesen für eine Naturschutzplanung werden vielleicht am deutlichsten bei der Bewertung des Vogelzensus eines kleinen Eichenwaldes (16ha) in Surrey, England, zwischen 1949 und 1975 (nach WILLIAMSON 1981). Durch Änderungen im Management verschwand der Fitis als Brutvogel. Neben diesem, durch Habitatänderung bewirkten Verlust einer Art hat nur der kalte Winter 1962/63 manche Populationen beeinträchtigt, insbesondere den Zaunkönig. Insgesamt haben 44 Vogelarten in diesem Zeitraum in der Waldinsel gebrütet, maximal 36 Arten in einem Jahr (im Mittel 32 Arten) und nur 16 Arten in jedem Jahr. Von diesen 16 Arten haben zwei, nämlich Rabenkrähe und Großer Buntspecht, so große Reviere, daß sie auch andere Gebiete mit benutzt haben müssen. Würde diese Habitatsinsel im Laufe der Zeit in eine isolierte Insel verwandelt, so würde die Artenliste wohl bald auf die übrigen 14 Arten zusammensinken. Tatsächlich sind von diesen 14 Arten 9 Arten mit so wenig Paaren vertreten gewesen (weniger als 10), daß auch diese Arten in kurzer Zeit verschwinden würden. Somit könnten vermutlich nur 5 häufige Arten (Kohl- und Blaumeise, Amsel, Rotkehlchen und Zaunkönig) über einen längeren Zeitraum auf der Insel existieren. Alle diese Schlußfolgerungen beruhen auf einfachen Überlegungen über die Biologie einzelner Arten. Weder über die Einwanderungsrate, noch die Aussterberate und die Größe des potentiellen Artenpools lassen sich mit Hilfe der GGH hinreichend genaue Abschätzungen treffen, die eine derartige Prognose über die Entwicklung des Artenbestandes erlauben. Wie wir an anderer Stelle des Berichtes (Kap. 7.2.3) noch ausführen, würde bei völliger Isolation auf einer Fläche dieser Größe überhaupt keine Vogelart langfristig bestehen können.

Ganz ähnlich sind die Beobachtungen von HOLMES & SHERRY (1986) über die Entwicklung der Vogelgemeinschaft in einem 10ha großen Waldgebiet über einen Zeitraum von 16 Jahren. Nur 15 von 29 erfassten Arten haben dort regelmäßig gebrütet. Die Populationsdynamik der verschiedenen Arten verlief weitgehend unabhängig voneinander, so daß vermutlich kein gemeinsamer, alle Vogelarten regulierender Umweltfaktor (z.B. Habitatzerstörung) für die Dynamik verantwortlich ist.

In den letzten Jahren hat sich somit die Ansicht durchgesetzt, daß die Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie nicht zur Entwicklung konstruktiver

Schutzkonzepte beitragen können. Dies ergibt sich vor allem aus dem Mangel einer Prognosemöglichkeit für die zukünftige Entwicklung der Artenzahl bzw. des Bestandes einzelner Arten. Schutzgebietsstrategie sollte sich an eindeutig formulierbaren Zielen ausrichten und sich um die langfristige Erhaltung ausreichender, natürlicher Lebensgrundlagen einzelner gefährdeter Arten bemühen, die für charakteristische Lebensräume typisch sind, die einen hohen Raumanspruch haben, oder die von besonderer Bedeutung für eine große Zahl anderer Arten sind (McCOY 1983; REED 1983; BLAKE & KARR 1984; LYNCH & WHIGHAM 1984; SIMBERLOFF 1986; SOULÉ & SIMBERLOFF 1986; ZIMMERMAN & BIERREGAARD 1986; NEWMARK 1986; SIMBERLOFF & ABELE 1976; CONNOR & McCOY 1979; BOECKLEN & SIMBERLOFF 1986; LOVEJOY & OREN 1981; s. Kap. 8).

Schlußfolgerungen

Welche Bedeutung haben die Erkenntnisse der Inselbiogeographie für den Naturschutz?

1.) Große Flächen können mehr Arten erhalten als kleine Flächen. Dieser Satz ist an sich banal aber für den Naturschutz dennoch von entscheidender Bedeutung. Erhalt von Fläche ist für den Naturschutz durch keine andere Maßnahme ersetzbar, es sei denn wir finden uns mit einer "Zootierhaltung" in freier Wildbahn ab.

2.) Eine Reduktion der Flächengröße zieht unweigerlich eine Reduktion des Artenbestandes bzw. den "Austausch" (Ersatz) von spezialisierten Arten durch Generalisten nach sich. Damit führt Habitatfragmentierung zu einem starken Verlust sensibler Arten. Dies ist in vielen Fällen (zunächst) nicht mit einer Reduktion der lokalen Artenvielfalt, sondern mit einer regionalen Vereinheitlichung der Artenbestände und somit mit einem Verlust der gamma-Diversität bis hin zur Verminderung der regionalen Diversität (epsilon-Diversität, s. WIENS 1989) verbunden. Selbst bei Festschreibung der derzeitigen Situation oder bei einer geringfügigen Verbesserung ist mit einem Fortgang des Artenschwundes zu rechnen.

3.) Je kleiner die Flächen, um so häufiger sterben die Populationen lokal aus. Lokales Aussterben ist eine häufige und natürliche Erscheinung in Übereinstimmung mit den dynamischen Eigenschaften natürlicher Ökosysteme (z.B. Sukzession, "Katastrophen"). Für keine Art kann aus ihrem Vorkommen in einem Gebiet sicher geschlossen werden, daß

in einem Habitat noch ausreichende Bedingungen für eine gesicherte Existenz "vorliegen". Bei dem Vorkommen kann es sich um ein kurzes Gastspiel oder um "living deads" handeln. Die traurige Entwicklung der meisten Naturschutzgebiete spricht für diese Interpretation.

5.) Der derzeitige Kenntnisstand der Inselbiogeographie läßt keine Aussage über die optimale Form, Lage und Zahl der Schutzgebiete bei vorgegebener Gesamtfläche zu (SLOSS-DEBATTE). Die Antwort auf diese Frage wird für einzelne Arten verschieden ausfallen.

6.) Die Situation von Schutzgebieten in der heutigen Kulturlandschaft ist kaum mit der ozeanischer Inseln zu vergleichen. Unterschiede bestehen für Habitatinselfen vor allem in der:

a.) raschen Veränderung der gesamten ökologischen Rahmenbedingungen wie Flächengröße, Isolation, Umgebung und/oder Habitatqualität;

b.) durch die Existenz starker Randeffekte mit ständigem Zustrom von habitatfremden Arten bzw. Habitatgeneralisten;

c.) durch den Mangel an Besiedlungsquellen (Festland) für die (gefährdeten) Habitatspezialisten;

d.) Fehlen eines Artengleichgewichts. Diese Unterschiede führen zu starken Verschiebungen im Beziehungsgefüge der Arten und zu einer Veränderung, meist Verschlechterung der Habitatqualität.

7.) Kenntnisse über die Habitatanforderungen, Biologie, Populationsökologie und Interaktionen mit anderen Arten sind die wesentliche Vorbedingung für einen Naturschutz, der gefährdete Arten erhalten will und somit die regionale Artenvielfalt bewahrt.

7. Übernahme des Konzeptes der "minimalgroßen überlebensfähigen Populationen" (MVP)

88

Die Zielsetzung im Naturschutz ist es, dem Aussterben von Populationen entgegenzuwirken.

Wie bereits von DIAMOND (1978) erkannt, können wir das Aussterben von Populationen nur als einen Wahrscheinlichkeitsprozeß untersuchen. Grundsätzlich wissen wir, daß kleinere Populationen eher aussterben als große bzw. daß Populationen auf kleinen Flächen eher aussterben als Populationen, die große Flächen bewohnen.

Dies läßt sich deutlich an den Folgen der zunehmenden Verkleinerung und Isolierung geeigneter Lebensräume (Habitatfragmentierung) erkennen, die vermutlich heute die wesentlichste Ursache für den Verlust von Arten ist (TERBORGH 1974; SOULE 1983; SALWASSER et al. 1984; vgl. Kap. 6.4). Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens hängt also offensichtlich von der Größe bzw. den Rahmenbedingungen ab in denen die Population existiert. Unter Rahmenbedingungen verstehen wir die Habitatqualität, sowie die Größe und Lage der Flächen auf denen die Population lebt. Wir können die zentrale Frage des Naturschutzes also jetzt formulieren:

Wie groß muß eine Population sein bzw. welche Rahmenbedingungen müssen existieren, damit eine Population mit hoher Wahrscheinlichkeit über einen langen Zeitraum überleben kann?

7.1 Die Bedeutung von Rahmenbedingungen und Zufallseignissen für das Aussterben von Populationen

Zur Beantwortung dieser Frage ist ein genaueres Verständnis der neben den deterministischen Aussterbeursachen natürlichen Zufallseignisse erforderlich. Eine Reihe von Zufallseignissen können Ursachen für das Aussterben von Lokalpopulationen sein.

In den letzten Jahren hat sich die Populationsökologie soweit entwickelt, daß eine Anwendung zur Lösung von konkreten Fragestellungen im Naturschutz realistisch wird. Gleichzeitig können wir davon ausgehen, daß durch die zunehmende Verinselung und Verkleinerung der Populationen stochastische Einflüsse an Bedeutung für das Aussterben gewinnen. Letztlich sind es sogar diese stochastischen

Faktoren, die den Flächenanspruch einer langfristig lebensfähigen Population bestimmen.

Zur Festlegung von Schutzziele im Naturschutz übernimmt die wissenschaftliche Forschung die Folgenabschätzung, die Ziele dürfen eines gesellschaftlichen Konsenses. Buchstäblich genommen, verlangt § 1 des BNG, daß es von jeder Tierart in der BRD mindestens eine Population mit nahezu unbegrenzter Überlebenswahrscheinlichkeit gibt (etwa 99,99% über 1000 Jahre).

Definition einer "Minimalgroßen Überlebensfähigen Population"

Das Konzept der "minimalgroßen überlebensfähigen Population" (MVP "für minimum viable population") erlaubt den Flächenbedarf quantitativ zu untersuchen: *Eine MVP für eine bestimmte Art in einem bestimmten Habitat ist die kleinste isolierte Population mit einer definierten Überlebenschance (z.B. 95 %) über einen bestimmten Zeitraum (z.B. 100 Jahre) unter Berücksichtigung der absehbaren Effekte von demographischen und genetischen Zufallsprozessen, Umweltschwankungen und Naturkatastrophen auf die Population (nach SHAFFER 1981).*

Mit Blick auf die erforderlichen Rahmenbedingungen, können wir die Definition auch anders formulieren:

Wir sprechen von einer MVP, wenn die Rahmenbedingungen der Population ein Überleben mit definierter Wahrscheinlichkeit über einen bestimmten Zeitraum (z.B. 100 Jahre) ermöglichen. Bei dieser Formulierung wird unmittelbar klar, daß es nicht eine sondern viele MVP's geben kann. Damit ist auch eine flexible Handhabung des Konzepts in der Planung gewährleistet. Je nach Zusammenhang werden wir im folgenden von der Größe einer MVP oder aber den Bedingungen, die für die Existenz einer MVP erforderlich sind, reden. Es ist offensichtlich, daß die beiden Definitionen sinngemäß dasselbe bedeuten.

Das MVP-Konzept kombiniert Erkenntnisse aus der Populationsökologie mit Bedürfnissen des Naturschutzes: Man interessiert sich weniger für die gegenwärtige Situation als für die Zukunftschancen und genau diese werden im MVP-Konzept untersucht.

Die Festlegung eines Überlebenskriteriums wäre z.B.: "Die Population soll so groß sein, daß sie mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die nächsten 100 Jahre überdauert". Sie ist im wesentlichen willkürlich und in der Definition austauschbar. Das festgelegte Überlebenskriterium wird aus fachlichen Gesichtspunkten vorgeschlagen, vor allem aber aus den Zielen, die sich die Gesellschaft für den Naturschutz gesetzt hat.

In Anlehnung an die entsprechenden Gesetze (Forest Management Act, 16. USC 1601 (note); Regulationen dazu des Forest Service 36 CFR 219.19; vergl SALWASSER et al. 1984) hat das MVP-Konzept Eingang in die Planungsgrundlagen des US Forest Service gefunden. Minimalziel ist die Sicherung von Lokalpopulationen in einzelnen Wäldern über mehrere Jahrzehnte (population resilience) und der langfristige Schutz der Art, einschließlich der Möglichkeit einer evolutionären Entwicklung der Art (adaptability). Nach den gesetzlichen Vorgaben geht es nicht nur darum, eine lebensfähige Population bzw. Metapopulation zu erhalten sondern den Erhalt einer Art in ihrer geographischen Verbreitung zu sichern.

7.2 Wie können wir die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population bestimmen?

In der MVP-Definition werden die absehbaren Effekte von demographischer und genetischer Stochastizität, von Umweltschwankungen und von Naturkatastrophen erwähnt. Dies sind Faktoren (z.B. ein strenger Winter), die die Entwicklung einer Population beeinflussen und eventuell zum Aussterben einer Population führen können. Wir bezeichnen sie deshalb zusammenfassend als Risikofaktoren. Im Rahmen einer "Risikoanalyse für Populationen" (PVA, nach "Population Vulnerability Analysis", näheres zur Ausführung einer PVA in Kap. 7.2.5) untersuchen wir die Bedeutung dieser Risikofaktoren unter Berücksichtigung der vorgegebenen Rahmenbedingungen und im Lichte der Biologie der betrachteten Art.

Wir können eine Risikoanalyse benutzen, um die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population unter den aktuellen oder unter veränderten Rahmenbedingungen zu bestimmen. Genauso können wir aber die Größe einer Population- und die dafür erforderlich Rahmenbedingungen-ermitteln, die das MVP-Kriterium erfüllen.

Unter Umgehung der aufwendigeren Risikoanalyse können wir die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population z.T.

schon aus beobachtbaren Eigenschaften der Population selbst abschätzen. Insbesondere das Ausmaß der Populationsdynamik und die Populationsstruktur (räumliche Verteilung), gepaart mit basalen Informationen über Populationswachstum und Verbreitungsverhalten können wir zu einer Abschätzung des Risikos heranziehen. Diese Möglichkeit der Risikoabschätzung soll deshalb vor der Untersuchung der Risikofaktoren selbst erläutert werden.

Erste Voraussetzung jeder Risikoanalyse ist jedoch eine Prognose der zukünftigen Habitatentwicklung bzw. die Eingrenzung verschiedener Management-Optionen, die für die Sicherung einer Population in betracht kommen.

7.2.1 Habitatanforderungen und Habitatangebot

Die Zukunftschancen einer Population werden entscheidend von einem ausreichenden Angebot an geeignetem Lebensraum abhängen. Im Lichte dieser Rahmenbedingungen sind die Zukunftschancen einer Population zu bewerten.

Für eine Risikoanalyse ist es deshalb unerlässlich, das Ausmaß und die Verteilung von geeignetem Lebensraum jetzt und in der Zukunft zu dokumentieren. Dies schließt ausdrücklich die Veränderung des Habitatangebots im Rahmen der natürlichen Sukzession oder in Folge von Eingriffen bzw. Managementmaßnahmen mit ein.

7.2.2 Abschätzung der Zukunftschancen einer Population aus bestimmten Eigenschaften der Population

Unter gleichen Rahmenbedingungen werden manche Populationen auffälliger sein als andere. Die Anfälligkeit einer Population läßt sich z.T. aus dem beobachteten Verhalten einer Population erschließen. Diese Möglichkeit soll hier vorgestellt werden.

7.2.2.1 Populationsdynamik

Keine natürliche Population bleibt in ihrer Größe konstant. Betrachten wir Populationen über einen längeren Zeitraum, so werden wir zum Teil beträchtliche Größenschwankungen feststellen, die eventuell mehrere Zehnerpotenzen umfassen können (z.B. Grillenpopulation; REMMERT 1982; MÜHLENBERG 1990). Eine Vielzahl von Faktoren kann für diese Schwankungen verantwortlich sein. Das Ausmaß der Populationsschwankungen ist in der Regel für große Wirbeltiere am geringsten, da diese Umweltschwankungen am

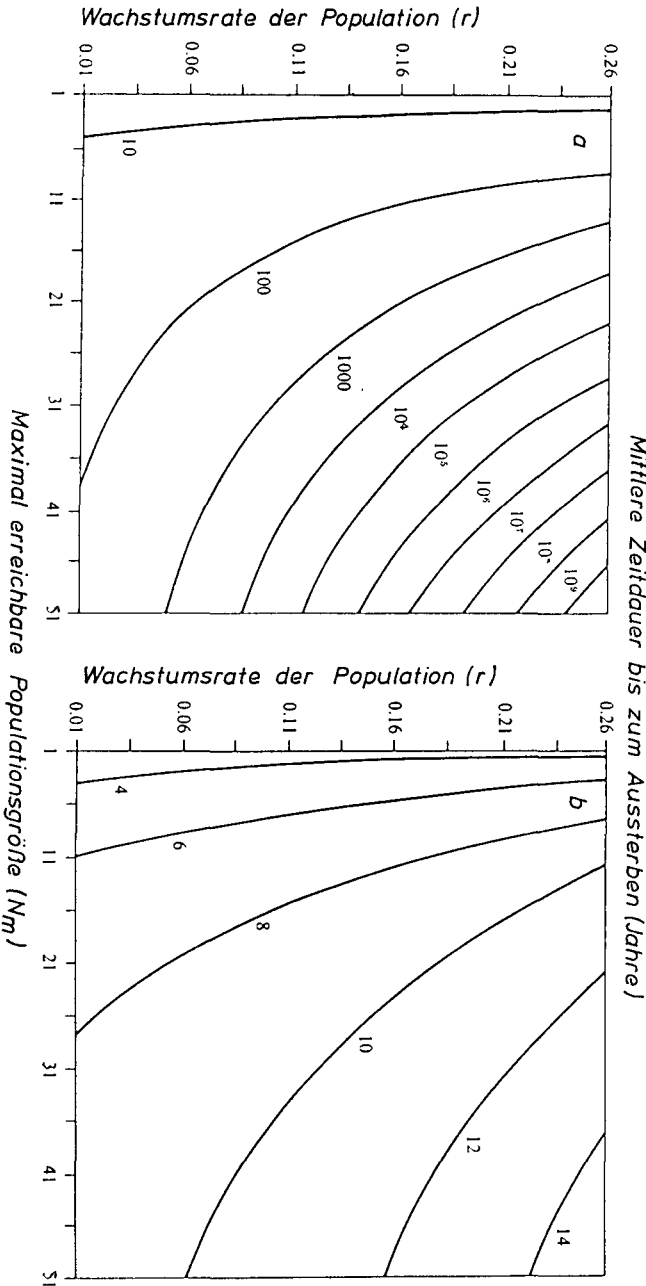


Abb. 3 Ergebnis einer Computersimulation zur Auswirkung von a) demographischer und b) umweltbedingter Varianz auf die durchschnittliche Überlebenszeit der Population (Konturlinien) in Abhängigkeit von der mittleren Wachstumsrate (r) und der maximal erreichbaren Populationsgröße N_m . Aus der Abbildung ist klar zu entnehmen, daß sich Schwankungen in den Umweltbedingungen wesentlich stärker auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population auswirken als demographische Schwankungen.

besten physiologisch abpuffern können oder ungünstigen Bedingungen einfach ausweichen (CALDER 1984). Es ist offensichtlich, daß bei gleicher mittlerer Populationsgröße eine Population mit stärkeren Größenschwankungen einem höheren Aussterberisiko ausgesetzt ist (vgl. Abb. 7). Die Dynamik einer Population spiegelt sich unmittelbar in der Wachstumsrate T der Population wieder. Vorausgesetzt, daß T im Mittel einen positiven Wert annimmt, beeinflusst die Standardabweichung vom T unmittelbar die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population. In der Regel ist sowohl der Maximalwert als auch die Variation um den Mittelwert von T für kleine Tierarten groß und deren Lebensalter geringer als bei großen Tierarten (PETERS 1983; CALDER 1984). Damit ist das Aussterberisiko bei gleicher Populationsgröße für kleine Tierarten höher, (vgl. PIMM & REDFEARN 1988 und Kap 6.3 über Turnover-Raten). Die Bedeutung von Populationsdynamik für das Aussterberisiko kann theoretisch untersucht werden, ohne daß dazu etwas über die Ursachen der Dynamik bekannt sein müsste.

GOODMAN (1987a, 1987b, 1987c) entwickelte ein allgemeines Populationsmodell, das demographische Zufallsschwankungen oder Ereignisse in der Umwelt berücksichtigt, die die Variation der Wachstumsrate der Population beeinflussen. Es betrachtet die Auswirkungen der Habitatkapazität N_m , der mittleren Wachstumsrate r der Population und der Variation in r , V (vgl. Abb. 13).

V kann in dem Modell sowohl durch demographische Zufallsereignisse (s.u.), die jeweils nur einzelne Individuen betreffen, oder durch äußere Umweltereignisse, die alle Individuen der Population gleichermaßen betreffen, verändert werden. Mit wachsender Populationsgröße wird im ersten Fall V abnehmen, da sich die individuellen Unterschiede ausmitteln. Im letzteren Fall wird V durch die Populationsgröße nicht beeinflusst. Es zeigte sich, daß im letzteren Fall die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population nicht einmal linear mit der Habitatkapazität anwächst, während im "demographischen Modell" - in Übereinstimmung mit klassischen Untersuchungen von MACARTHUR (1972) und RICHTER-DYN & GOEL (1972) - die Überlebenswahrscheinlichkeit exponentiell mit der Habitatkapazität anwächst. Das bedeutet für ein praktisches Management, daß bei Dominanz von Umwelteinflüssen eine Verdopplung der Habitatkapazität (z.B. durch Vergrößerung eines Reservates) noch nicht einmal zu einer Verdopplung der Überlebenswahrscheinlichkeit führt. Allerdings kann durch eine Vergrößerung des Lebensraumes die umweltbedingte

Varianz in r zurückgehen, da verschiedene Habitattypen eingeschlossen werden und so die mittlere Überlebenswahrscheinlichkeit deutlich ansteigen wird. Variation in r ist somit nicht nur entscheidender bestimmender Faktor für die Überlebenswahrscheinlichkeit - unter der Annahme, daß r grundsätzlich einen positiven Wert hat - sondern auch der Wert, der am ehesten durch Habitatmanagement beeinflussbar erscheint.

Die Aussagen, die sich aus GOODMAN'S Modell ergeben, decken sich im wesentlichen mit den Resultaten anderer Untersuchungen (z.B. MAY 1973 LEIGH JR. 1981 GINZBURG et al. 1982). Sie stehen auch in Übereinstimmung mit den aus der Inselbiogeographie (Abs. 6.3) bekannten Aussterberaten.

Für das Habitatmanagement bieten sich grundsätzlich an (GOODMAN 1987c):

1. Positionierung des Lebesraumes. Besiedelt die Population insgesamt ein großes Gebiet, eventuell in mehreren Teilpopulationen, so wird es unwahrscheinlich, daß ein einzelnes Umweltereignis (z.B. Wettereinbruch, Krankheit) jeweils die gesamte Population betrifft. Voraussetzung ist allerdings, daß die einzelnen Teilpopulationen nicht zu klein sind (wegen der demographischen und eventuell genetischen Konsequenzen) und daß die Populationen untereinander in Individuenaustausch stehen (also eine Metapopulation bilden).
2. Manipulation der Lebensbedingungen, so daß nicht so starke Schwankungen in der mittleren Wachstumsrate der Population auftreten. Dies könnte z.B. durch Winterfütterung, Krankheitskontrolle oder Kontrolle von natürlichen Feinden geschehen.
3. Direkte Beeinflussung der Populationsgröße durch Ausbürgerung von Tieren aus der Gefangenschaft oder Transfer von Tieren aus anderen Populationen.

Im Rahmen des Zielartenkonzepts (siehe Kap. 8) halten wir nur die erste Möglichkeit für vertretbar, die beiden anderen Eingriffsmöglichkeiten können nur als Maßnahmen des direkten Artenschutzes angesehen werden, die beim Schutz besonders gefährdeter Arten kurzfristig und nur vorübergehend Anwendung finden sollten.

Auf der Basis des Modells von GOODMAN (1987a) hat BELOVSKY (1987) eine erste Abschätzung der Größe einer MVP von Säugetieren bzw. des dafür erforderlichen Flächenbedarfs vorgenommen.

Dazu hat er charakteristische Werte für R und V aus der Literatur entnommen und mit Daten über die

Populationsdichte kombiniert. Es zeigte sich, daß große Säuger mit einer niedrigen Populationsgröße langfristig existieren können: die MVP ist kleiner als für kleine Säuger. Auf Grund des höheren Raumannspruchs benötigt der Schutz von Großsäugern dennoch mehr Fläche (Abb. 48).

Detailliertere Untersuchungen mit präziseren Daten für $R + V$ könnten somit als erste Annäherung bei der Bewertung von Populationsrisiken dienen und damit zu einer vorläufigen Risikoeinschätzung herangezogen werden, z.B. im Rahmen der "Schnellprognose" (SCHNEP ; siehe Kap. 9.4) Dazu sollte nicht nur die Größe einer MVP bestimmt werden, sondern für jede beliebige Populationsgröße ein Aussterberisiko errechnet werden. Insgesamt ist das Modell von GOODMAN eher zu optimistisch, da nur ein Teil der Ursachen für den Verlust von Arten Berücksichtigung finden.

Die Kalkulation der Überlebenswahrscheinlichkeit auf diesem Wege ist im Einzelfall natürlich nur möglich, wenn entsprechende Daten über die Populationsentwicklung aus vielen Jahren (z.B. 10 Jahre) vorliegen. Darüberhinaus können wir nur dann zu einer Prognose kommen, wenn wir annehmen, daß es keine wesentlichen Änderungen der Rahmenbedingungen gibt und keine unvorhergesehenen Ereignisse mit besonderen Auswirkungen auftreten. Da wir nicht die Ursachen der Populationsdynamik kennen, können wir kaum verschiedene Planungsalternativen vergleichen, die zu einer Änderung von Populationsparametern führen können.

Wir kommen zu folgender Schlußfolgerung:

Alleine aus der mittleren Populationsgröße und dem Ausmaß der Populationsschwankungen können wir einige Schlußfolgerungen über die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population ziehen.

Kleine Populationen werden leichter aussterben als große bei gleicher Variation in der mittleren Wachstumsrate. Die Variation in R hat vermutlich eine stärkere Bedeutung für die Überlebenswahrscheinlichkeit als die Habitatkapazität.

Populationstrend

Stellen wir über mehrere Jahre eine ständige Abnahme der Population fest, so liegt natürlich zunächst der Verdacht nahe, daß eine Veränderung der Umwelt (der Rahmenbedingungen) zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen führt. Ursachen könnten u.a. menschliche Eingriffe in die Natur oder Fortschreiten der Sukzession sein. Wie im Kapitel 7.2.3.2 noch erläutert wird, können

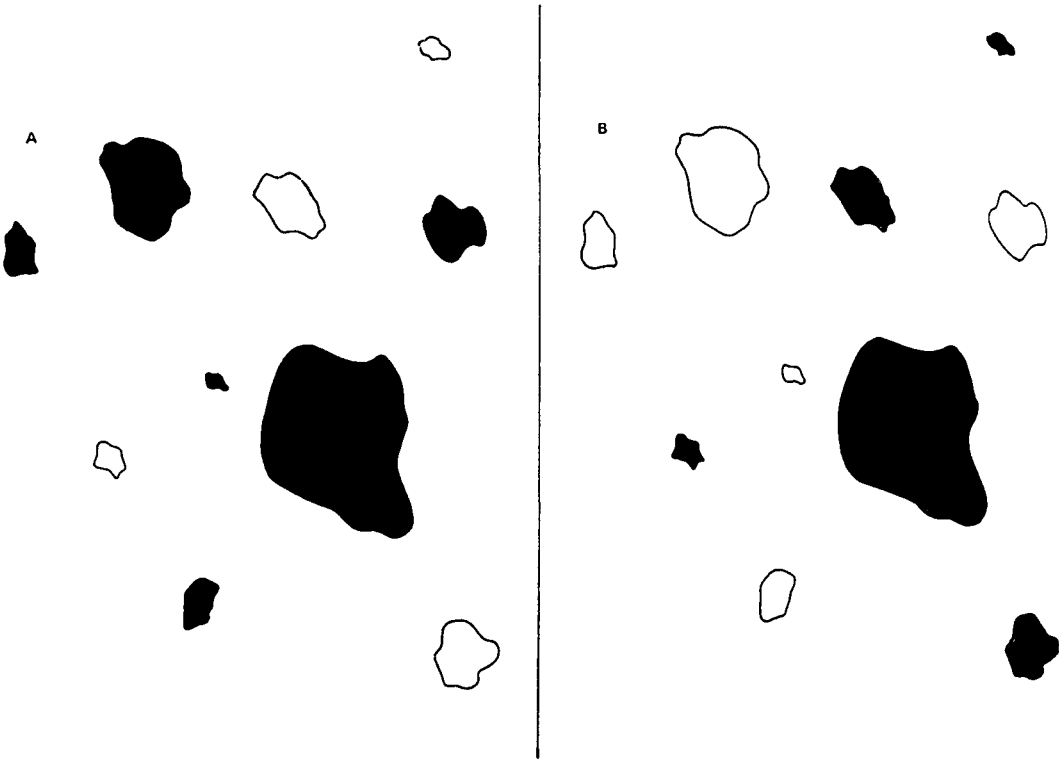


Figure 1.--A hypothetical metapopulation at two different time steps: (A) T=1; (B) T=2.

auch populationsinterne Prozesse insbesondere in kleinen Populationen einen derartigen Trend auslösen.

Es bleibt einer Untersuchung im Einzelfall überlassen festzustellen, was die Ursachen des beobachteten Trends sind, und ob die Entwicklung letztlich zum Aussterben der Population oder zu einem neuen Gleichgewicht auf niedrigerem Niveau führt.

Eine Analyse der Grizzly-Population im Gebiet des Yellowstone Nat. Park in den USA zeigte eine deutlich negativen Populationstrend auf, der vermutlich auf einen Anstieg der Mortalität adulter Tiere zurückzuführen ist. Eine einfache Projektion (KNIGHT & EBERHARDT 1985) sagt eine Abnahme der Zahl adulter Weibchen (25 - 40 im Jahre 1975) auf 10 -20 im Jahre 2000 voraus. Ursache für diese Trendentwicklung könnte der Ausschluß der Bären von den Müllbehältern im Park und in der Parkumgebung seit dem Jahre 1970 sein.

7.2.2.2 Populationsstruktur

In den seltensten Fällen werden wir die Individuen einer natürlichen Population innerhalb eines einzigen homogenen Gebietes finden. Vielmehr verteilen sich die Individuen in mehrere Lokalpopulationen (=Subpopulationen), die in einem Individuenaustausch stehen.

Eine Population, die räumlich in mehrere Subpopulationen aufgeteilt ist, die untereinander in Verbindung stehen, bezeichnet man als **Metapopulation** (LEVINS 1970; SHAFFER 1985; HANSKI 1989). Die Vorstellung von einem System von Lokalpopulationen, in dem die einzelnen Populationen häufig aussterben und neu gegründet werden, wurde bereits von ANDREWARTHA & BIRCH (1954) weniger formal zum Ausdruck gebracht. Sie gingen davon aus, daß einzelne Lokalpopulationen in ihrer Größe nur unwesentlich selbstreguliert sind. Damit ergibt sich über längere Zeiträume hinweg die Vorstellung von einem ständigen Wechsel der aktuell besiedelten Habitatflecken (vgl. Abb. 14).

Tatsächlich sprechen die Ergebnisse der Inselökologie dafür, daß lokales Aussterben und Wiederbesiedeln häufig vorkommen, daß diese Ereignisse stark durch zufällige Ereignisse beeinflusst werden und daß Flächengröße und Abstand zwischen (Habitat-)Inseln beide Ereignisse beeinflussen (vgl. SHAFFER 1985). Mit der Betrachtung von Populationsprozessen hat die Theorie von **Metapopulationen** und ihrer Dynamik in den letzten Jahren die Theorie der

Abb. 15 (aus HOVESTADT 1990 nach EHRLICH & MURPHY 1987)

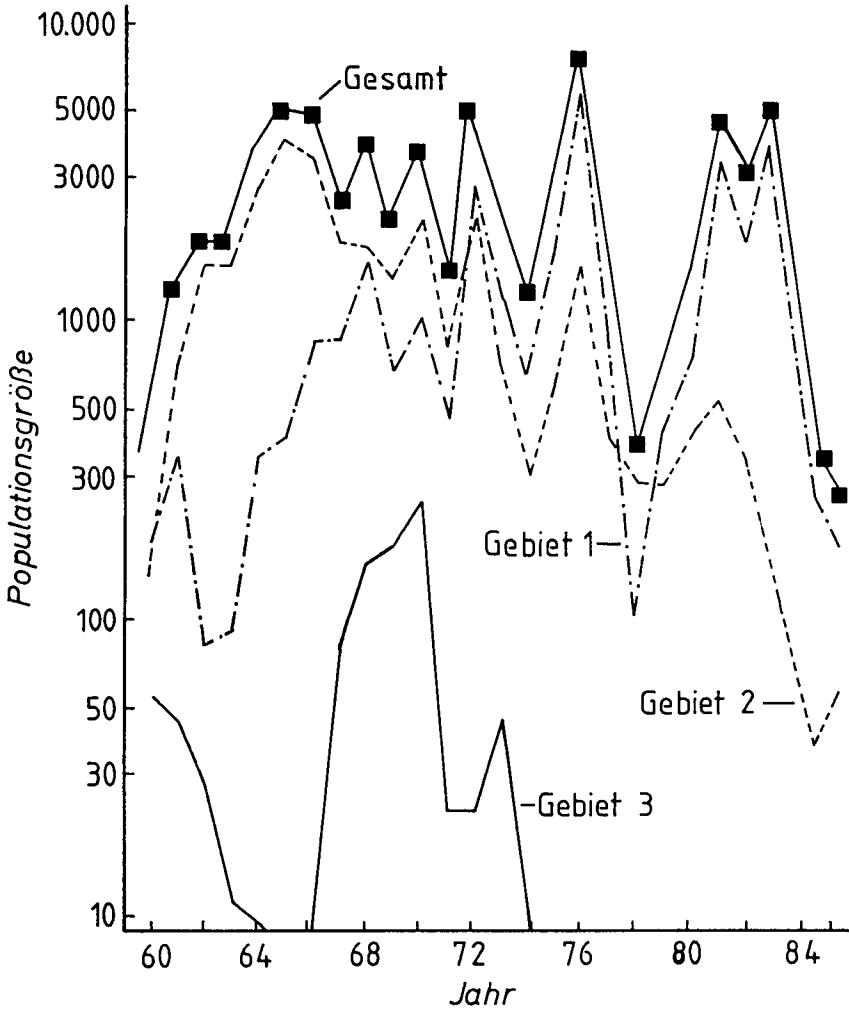


Abb. 5 Die Populationsdynamik des Scheckenfalters *Euphydryas editha* (Lepidoptera) in Kalifornien. Die Schwankungen in der Populationsgröße der genauer untersuchten Metapopulation von Jasper Ridge zwischen 1961 und 1985. Die Subpopulation in Gebiet 3 starb in diesem Zeitraum zweimal aus, einmal davon 1975 während der Trockenperiode (überarbeitet aus EHRLICH & MURPHY 1987)

Inselbiogeographie in ihrer Bedeutung für die Naturschutztheorie abgelöst (HANSKI 1989).

Die Definition einer MVP (nach SHAFFER 1981) läßt sich problemlos auf eine Metapopulation anwenden. Statt auf eine isolierte Lokalpopulation beziehen wir das Überlebenskriterium auf die gesamte Metapopulation.

In einer Schutzkonzeption könnten für einzelne Lokalpopulationen ein höheres Aussterberisiko akzeptiert werden, für die Metapopulation als Ganzes aber nicht. Die MVP-Definition müßte dann dahingehend verstanden werden, daß die Metapopulation den festgelegten Zeitraum mit der entsprechenden Wahrscheinlichkeit überdauert und daß wir keine Änderung in der Zahl der existierenden Lokalpopulationen erwarten.

Schutz einer Metapopulation erfordert eventuell auch die Sicherung von Habitaten, die aktuell gar nicht von einer Lokalpopulation besiedelt werden.

Viele Tierarten existieren in Metapopulationen. Neben den anderen biologischen Parametern, die die Existenzfähigkeit einer Lokalpopulation bestimmen (s.u.), spielt für das Überleben einer Metapopulation die Verbreitungsfähigkeit (s.u.) der betrachteten Art eine entscheidende Rolle. Geeignete Habitate müssen häufig genug sein und ausreichend nah beieinander liegen, um die dauerhafte Existenz der Metapopulation zu sichern.

Als Beispiel für eine Metapopulationen mögen die von Paul EHRLICH und seinen Mitarbeitern untersuchten Schmetterlingpopulationen in Kalifornien dienen (EHRLICH et al. 1972 und 1980; EHRLICH & MURPHY 1987). Je nach klimatischen Bedingungen sterben einzelne Lokalpopulationen dieser Schmetterlinge aus, während andere Populationen gerade unter diesen Bedingungen florieren (Abb. 15). Eine Wiederbesiedlung der geeigneten Habitate erfolgte von den überlebenden Lokalpopulationen aus.

Als einfachste Beschreibung einer Metapopulation ist das Modell von LEVINS (1970) anzusehen.

Dieses Modell untersucht zunächst das Verhalten von unendlich vielen Lokalpopulationen, die entweder an der Kapazitätsgrenze oder ausgestorben sind. Die Zahl der pro Zeiteinheit wiedergegründeten Populationen richtet sich nach der Zahl der besiedelten Habitate - von denen die Besiedler abstammen -, der Zahl der unbesetzten Habitate und der charakteristischen Besiedlungsfähigkeit der betrachteten Art in dem betrachteten räumlichen System. Nur

Box 1. Metapopulation models*Levins' model*

Assume an infinite number of habitat patches of the same size and quality. The size of local populations occupying these patches are assumed to be either 0 (extinct) or K (local carrying capacity), in other words local dynamics are ignored apart from extinction and colonization events. Movements from an occupied patch are assumed to be equally likely to all other patches. The rate of colonization is assumed to be proportional to p , the fraction of occupied patches (sources of colonists) and to $1-p$, the fraction of unoccupied patches. Local populations are assumed to have a constant extinction probability. With these assumptions, changes in p are given by:

$$dp/dt = mp(1-p) - ep \quad (1)$$

where m and e are the colonization and extinction parameters, respectively. The equilibrium value of p is

$$p^* = 1 - e/m \quad (2)$$

p^* is positive if $m > e$. This model has been criticized¹¹ for implicitly assuming a small spatial scale for dispersal (because dispersal to all sites is considered equally probable), but at the same time assuming a large spatial scale for extinctions (local and metapopulation dynamics occur at different time scales, which is unlikely unless the spatial scale is large).

Finite metapopulations

In the real world, metapopulations consist of a finite number of local populations. When the number of local populations is small, it is possible that the metapopulation goes extinct simply because all local populations happen to go extinct at the same time (compare with demographic stochasticity in local dynamics). Nisbet and Gurney¹² give the following approximation for T_M , the mean lifetime of a metapopulation:

$$T_M = T_L \exp(Q^2/[2(M-Q^*)]) \quad (3)$$

where T_L is the mean lifetime of a local population, M is the number of habitat patches, and Q^* is the equilibrium number of local populations [$Q^* = M(1 - 1/mT_L)$]. Eqn (3) may be rewritten as

$$T_M = T_L \exp [M/mT_L + 1/mT_L - 2/2] \quad (4)$$

showing that the metapopulation persistence time increases exponentially with M . As a numerical example, if $M = 20$ and $Q^* = 10$, then T_M is 150 times greater than T_L .

wenn dieser spezifische "colonization parameter" größer als der "extinction parameter" ist, kann die Metapopulation langfristig existieren (Der Anteil der besiedelten Habitate im Gleichgewicht $p=1-e/m$. e =Extinktionsparameter und m =Kolonisationsparameter; vgl. Abb. 16) Erhöhen wir die Aussterbewahrscheinlichkeiten der Lokalpopulationen, z.B. durch Flächenverkleinerung oder Beeinträchtigung der Habitatqualität, oder verringern wir die Besiedlungsrate, z.B. durch weitere Habitatfragmentierung oder Errichtung von Barrieren (z.B. einer Staße), so kann ein zuvor stabiles System plötzlich zusammenbrechen. So hat die zunehmende Isolation von Lokalpopulation vermutlich wesentlich zum Verlust des Schmetterlings *Maculinea arion* in England beigetragen. Insbesondere wurde in 2 Fällen konkret beobachtet, daß nach Zerstörung eines Habitats die Art in einem benachbarten unveränderten Habitat nach kurzer Zeit verschwand (MUGGLETON & BENHAM 1975). In ähnlichem Licht ist der Rückzug vieler Vogelarten aus den fragmentierten Wäldern im Osten der USA zu sehen (vgl. WHITCOMB et al. 1981; ROBBINS 1979).

HANSKI (1982) entwickelte auf der Basis dieses Modells und zahlreicher Beobachtungsdaten die "core and satellite species hypothesis". Danach sind regional verbreitete Arten auch lokal häufig und haben eine geringe Aussterbewahrscheinlichkeit. Diese Arten nennt HANSKI "core-species". Auf der anderen Seite stehen die "satellite-species" die regional und lokal selten sind. Diese Arten sterben leicht insgesamt in der Region aus. Damit könnten häufige Arten bei zunehmender Fragmentierung plötzlich selten werden und schließlich regional aussterben. Untersuchungen u.a. von TAYLOR & WOIWOD (1980 und 1982) DenBOER (1979) stützen HANSKI'S Modell. Einige sichere Lokalpopulationen, die ständig eine große Zahl von Migranten erzeugen, können die Stabilität des Gesamtsystems gewährleisten.

Eine Näherungsformel für die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Metapopulation mit endlich vielen Lokalpopulationen haben NISBET & GURNEY (1982) vorgestellt (vgl. Abb. 16). Betrachten wir die Austerberate nicht als Konstante, sondern realistischer als Größe mit zufälligen Schwankungen um den Mittelwert, so muß die Kolonisationsrate die Austerberate sogar um mehr als die Varianz der Austerberate übertreffen (e.g. $m > \sigma^2$; SHAFFER 1985).

Das Modell geht davon aus, daß die Besiedlungswahrscheinlichkeit aller Habitatflecken gleich ist und gleichzeitig die Aussterbewahrscheinlichkeit der

einzelnen Lokalpopulationen voneinander unabhängig ist. Die erste Annahme verlangt nach kleinräumiger gleichmäßiger Verteilung der Habitatflächen, die zweite erfordert in der Regel eine großflächige Verteilung, *da sonst äußere Umwelteinflüsse gleichzeitig auf alle Lokalpopulationen einwirken werden und die Aussterbewahrscheinlichkeit der Lokalpopulationen in der Zeit korreliert*. Im Einzelfall ist somit eine optimale räumliche Verteilung der Population in Lokalpopulationen zu bestimmen, die das Gesamtrisiko minimiert. Man sollte aber berücksichtigen, daß auch innerhalb einer Lokalpopulation durch die Bereitstellung unterschiedlicher Habitatbedingungen eine Kompensation von Umwelteinflüssen kleinräumig möglich sein kann. Die Untersuchungen von EHRlich und seinen Mitarbeitern demonstrieren die Wichtigkeit von Hangneigung und -richtung für die Fähigkeit einer Schmetterlingspopulation durch Habitatwahl Klimaeinflüsse zu kompensieren.

Bei DenBOER (unveröff. Manuskript 1989) finden sich sowohl Beispiele für nicht korrelierte als auch korrelierte Populationschwankungen von Laufkäferpopulationen. Im letzteren Fall bringt eine Metapopulation keinen erkennbaren Überlebensvorteil gegenüber einer einzigen großen Lokalpopulation.

Es ist im Einzelfall nicht ohne gründliche Analyse klar, ob eine Population besser als eine einzige große Lokalpopulation oder als eine Metapopulation, die insgesamt ein größeres Gebiet (geographische Verbreitung) besiedelt, besser überleben kann. Dies kann nur nach Analyse der wichtigsten Risikofaktoren festgestellt werden. Minimalvoraussetzung ist aber, daß die einzelnen Lokalpopulationen so groß sind, daß demographische Zufallsfaktoren für die Überlebenswahrscheinlichkeit der einzelnen Populationen keine entscheidende Rolle mehr spielen (HANSKI 1989).

Laborexperimente von FORNEY & GILPIN (1989) zur Überlebensdauer von Drosophilapopulationen erbrachten folgende Resultate: 1. Mit doppelt so großem Flächenangebot stieg die Überlebenswahrscheinlichkeit um den Faktor 6 an (exponentielles Wachstum). 2. Ein System mit zwei Populationen (insgesamt gleiche Fläche) mit geringem Individuenaustausch (ca. ein Individuum/ Generation) hat eine höhere Aussterbewahrscheinlichkeit als das große, aber eine deutlich niedrigere als zwei vollständig isolierte Systeme. 3. Auch für deutlich größere Populationen als bisher angenommen ($N > 50$) spielt demographische Stochastizität für das Aussterben eine große Rolle.

Nahrungsangebot und Platz reichte im System für einige hundert Individuen. 4. Zwischen der 6. und 12. Woche des Experiments, (insges. 20 Wochen Laufzeit) ereigneten sich die meisten Austerbeereignisse. Dies könnte sich aus einer Dynamik des Laborsystems, oder durch Änderungen in der Population erklären (Inzucht?). 5. Der Variationskoeffizient für Populationsgröße war im System mit Verbindung signifikant geringer als im isolierten System. Das System wurde nicht schwankenden äußeren Umweltbedingungen ausgesetzt. Damit kann nicht ausgeschlossen werden, daß das verbundenen System bei schwankenden Umweltbedingungen besser abschneidet, wenn die Umweltschwankungen nicht in beiden Teilen korreliert auftreten. Das Versuchssystem erscheint sehr gut für zukünftige Laboruntersuchungen geeignet. Die Untersuchung der Häufigkeit und Bedeutung von korrelierten Umwelteinflüssen auf einzelne Lokalpopulationen innerhalb einer Metapopulation ist von entscheidender Wichtigkeit für die zukünftige Naturschutzplanung (KAULE, mdl. Mitt.).

Um die Risiken für eine Metapopulation abzuschätzen ist es aber erforderlich, Angaben über die Aussterbewahrscheinlichkeit der einzelnen Lokalpopulationen zu erhalten (eventuell nach dem Verfahren, das in den beiden vorherigen Abschnitten beschrieben wurde), und das Ausmaß des Individuenaustausches zwischen den Populationen zu bestimmen. Der Individuenaustausch ist für die Kolonisationsrate verantwortlich. Individuenaustausch kann aber auch das Aussterben einer Lokalpopulation verhindern, der sogenannte "rescue-effect" (BROWN & KOWRIC-BROWN 1977; HANSKI 1982, 1985).

Es hängt sowohl von der Biologie der betrachteten Art als auch von der derzeitigen Verbreitung ab, ob die Sicherung einer Metapopulation oder einer einzelnen Lokalpopulation erforderlich bzw. möglich ist. Arten, denen Anpassungen zur Überbrückung von Habitatlücken fehlen, wie z.B. vielen Waldarten, finden wir selten als Metapopulation. Metapopulationen sollten immer erhalten werden, wenn es die Bedingungen erlauben, da sie grundsätzlich mehr Sicherheit gegenüber den Auswirkungen von Naturkatastrophen und Epidemien bieten und darüber hinaus eine größere Flexibilität in der Naturschutzplanung ermöglichen.

Insgesamt erwarten wir, daß der Schutz von Metapopulationen eher für die Bewohner kleiner Sonderstandorte und für Arten günstig ist, deren Populationsdynamik im wesentlichen durch Umwelteinflüsse bestimmt wird, also Insekten, Kleinsäugetern und eventuell Kleinvögeln. Für große Wirbeltierarten

spielen als Gefährdungsfaktoren demographische und genetische Prozesse in der Regel eine stärkere Rolle. Damit ist eher ein Schutz als Lokalpopulation angezeigt, bzw als Metapopulation mit hoher Migrationsrate. Die hohen Raumannsprüche dieser Arten sorgen ganz automatisch für eine Abpufferung der lokalen Umweltrisiken, die meist nur einen Teil der Individuen in einer Population betreffen werden. Als Ausnahme zu dieser Grundempfehlung kann insbesondere eine Abschätzung des Risikos von Epidemien zu anderen Schlüssen führen.

Wir ziehen folgende Schlußfolgerung:

Viele natürlichen Populationen sind in einzelne Lokalpopulationen aufgeteilt, die untereinander in Individuenaustausch stehen: sie existieren als Metapopulation. Die MVP-Definition läßt sich genauso auf eine isolierte Lokalpopulation wie auf eine Metapopulation anwenden. Die Existenzsicherung einer Metapopulation hängt von ausreichender Migration zwischen den Lokalpopulationen bei geringer lokaler Aussterbewahrscheinlichkeit ab. Einige sichere und große Lokalpopulationen können für die Existenz eines Gesamtsystems wichtig sein.

7.2.2.3 Verbreitungsverhalten (dispersal)

"... dispersal is as essential to the survival of the species as reproduction is to the survival of the population..." (Den BOER 1986).

Definitionen des Dispersal werden bei SHIELDS (1987) zusammenfassend aufgeführt. Als wichtigste Begriffe seien genannt:

Dispersal ist die Wanderung eines Organismus von seinem Ausgangsort (-gruppe) an einen anderen Ort, an dem er sich fortpflanzt (SHIELDS, 1987).

Ist an diesem Ort die Fortpflanzung (über mehrere Generationen) erfolgreich, dann spricht man von "Genetischer Migration".

Aufteilbar ist der Prozess des Dispersal in Emmigration (Auswanderung), Migration (s.u. weitere Definitionen) und Immigration (Einwanderung).

Größen des Dispersal:

Die Dispersalrate (m) ist der Anteil der Individuen einer Population, die pro Gen bzw. Deme und/oder Reproduktionsgruppen wechseln (WRIGHT, 1977, 1978).

Das effektive Dispersal beschreibt die überwanderte Strecke als Anzahl der überquerten home ranges (= Quotient aus mittlere/mediane Dispersalstrecke und mittlerem Aktionsraum- (home range-) Durchmesser) zwischen Startplatz und Vermehrungsort (SHIELDS, 1987).

Bei sessilen Organismen nennt man den Aktionsraum den mittleren Abstand zwischen zwei adulten Organismen.

Bei in Gruppen lebenden Tieren gilt als Dispersalrate die mittlere/mediane Anzahl der Gruppen, die Geburts- und Brutplatz trennen SHIELDS, 1982).

7.2.2.3.1 Formen des Dispersal

Der Begriff Dispersal wird nach verschiedenen Kriterien unterteilt und je nach Unterteilung z.T. mit spezielleren Bezeichnungen versehen.

Es kann z.B. unterschieden werden, wer wandert, wann gewandert wird und wie weit gewandert wird.

Aufteilung nach der Art des Individuums

Es kann unterschieden werden, ob alle Individuen einer Population mit der gleichen Häufigkeit wandern, oder ob einige Gruppen mit größerer Häufigkeit wandern. Diese Gruppen können sich z.B. unterscheiden nach (a) Alter (*Jugenddispersal* = Dispersal vom Brutplatz zum Fortpflanzungsplatz (z.B. Rauhfußkauz, KORPIMÄKI 1988, Kleinsäuger: DICKMAN & DONCASTER 1989); hierhin gehört auch die Samenverbreitung von Pflanzen. *Adultendispersal* = Dispersal zwischen zwei Brutplätzen) oder (b) Geschlecht (Männchendispersal bei *Peromyscus leucopus*: KROHNE et al. 1984, Weibchendispersal beim Häher *Gymnorhinus cyanocephalus*: MARZLUFF & BALDA 1989). Die Unterschiede im Alter des wandernden Individuums hängen z.T. von der jeweiligen genetischen Struktur der Population ab. Diese beeinflußt dann weiterhin das Sozialverhalten der Individuen der Population (HORN 1984, Tabelle 4.1). Geschlechtsunterschiede äußern sich oft in Unterschieden in der Dispersal-Distanz (bei Vögeln wandern Weibchen und bei Säugern Männchen meist weiter, GREENWOOD 1980, z.B. Kohlmeise: WINKEL & FRANTZEN 1989).

Einige Tiere wandern nur in einer (morphologisch und/oder ethologisch) abgrenzbaren Form. Z.B. kommen bei Laufkäfern verschiedene Flügellängen vor. Die Wanderheuschrecke *Schistocerca gregaria* entwickelt zwei Verhaltensformen: die eine wandert viel (*S.g.gregaria*), die andere wenig (*S.g.solitaria*) (Review bei SWINGLAND 1984)

Ein Spezialfall des Dispersal in diesem Zusammenhang ist das Dispersal von Gameten. Dieses hat v.a. für Pflanzen in Form von "Pollendispersal" Bedeutung (z.B. bei *Eucalyptus*: POTTS & REID, 1988).

Zeitpunkt der Wanderung

Eine mögliche Einteilung der Auslöser des Verbreitungsverhaltens ist die in "spontanes" und "induziertes" Dispersal. Spontanes Dispersal ist z.B. genetisch festgelegt und jahreszeitlich ausgelöst. Induziertes Dispersal wird z.B. durch soziale Interaktionen (bei *Peromyscus leucopus*: KROHNE et al. 1984) oder Konkurrenzsituationen in stark besiedelten Gebieten ausgelöst (BOYCE, 1984; ein Beispiel ist der Pupfish (*Cyprinodon* sp.): McMAHON & TASH, 1988). Das Wissen, in welche Kategorie ein beobachtetes Dispersal einzuordnen ist, ermöglicht Entscheidungen bzgl. des Managements der Population. Spontanes Dispersal wird einen Planer veranlassen, v.a. zur Reduktion der Mortalität während des Dispersals beizutragen (z.B. durch Anlage verbindender Landschaftsstrukturen). Induziertes Dispersal hingegen macht Management der Ausgangspopulation (z.B. durch Flächenvergrößerung oder Verringerung der Konkurrenz während besonders schlechter Phasen durch Zufüttern oder Anlage von Nistmöglichkeiten) denkbar.

7.2.2.3.2 Wie weit wird gewandert?

Ist das Dispersal auf die Distanz innerhalb von 10 home-ranges beschränkt, dann spricht man von Ortstreue (Philopatry). Liegt die mittlere Dispersal-Distanz oberhalb von 30 home-ranges, dann spricht man von Vagrancy. (beides: SHIEDLS 1987).

In einer Metapopulation kann zwischen "kleinräumigem Dispersal" innerhalb einer Metapopulation und "großräumigem Dispersal" zwischen Subpopulationen bzw. Populationen gesprochen werden (CHEPKO-SADE & HALPIN 1987).

Einige Autoren unterscheiden zwischen "Dispersal" und "Migration": Dispersal ist eine kurze, ungerichtete Bewegung weg vom Heimatort, Migration ist eine gerichtete Bewegung von einzelnen Individuen oder Gruppen (ENDLER 1977).

Unterschieden werden muß der Begriff "Migration" in diesem Sinne von der Migration ohne Fortpflanzung am Migrationsort, wie z.B. dem Vogelzug.

Bei der Bestimmung der Distanz, wie weit ein Tier wandert, muß zur Definition der Zeitraum mitangegeben werden: bezieht sich die Angabe auf die Zeit bis zur 1. Reproduktion oder auf das gesamte Lebensalter eines Tieres? (vgl. BERGER 1986).

7.2.2.3.3 Adaptiver Wert des Dispersal

Der Wert des Dispersals für ein Tier muß immer im Vergleich zum "nicht-Dispersal" (Philopatris) gesehen werden. Probleme, die für Tiere die "zu Hause" bleiben, auftreten, steigern den Wert des Dispersals. SHIELDS (1987) beschreibt in zwei Listen detailliert die Faktoren, die jeweils vorteilhaft und nachteilig für ein Tier sind, welches entweder Dispersal oder Philopatris zeigt. Es gibt Fälle, wo wir beide Strategien bei einer Tierart beobachten können (DOBSON & JONES 1985).

Davon ausgehend, daß viele Tiere Verbreitungsverhalten zeigen, muß man schließen, daß die möglichen Nachteile des Dispersal oft geringer sind als die möglichen Gewinne. SWINGLAND (1984) diskutiert Dispersal und Philopatris auch als Evolutions stabile Strategien (ESS, MAYNARD SMITH & PRICE 1973).

Wichtige Kosten des Dispersals sind sicherlich die hohe Mortalität der sich verbreitenden Individuen. Ein klassisches Beispiel sind die norwegischen Lemminge (*Lemmus lemmus*), die bei ihrer Wanderung Fjorde durchschwimmen und dabei oft umkommen sollen (Rev. bei STENSETH 1984). Weitere Unsicherheiten sind die oft geringe Wahrscheinlichkeit, ein weiteres geeignetes Habitat zu finden. Diese Kosten werden wohl v.a. ausgeglichen durch Verhinderung von Inzucht-Depressionen (z.B. LIDICKER 1962) und Vermeidung von Konkurrenzsituationen mit verwandten Individuen (HAMILTON & MAY 1977).

SHIELDS (1987) erwähnt nicht die möglichen Dispersal-Vorteile wie "Nachkommenstreuung" und "Zugewinn von Flächen".

Nachkommenstreuung läßt ein Individuum durch Wanderungen zwischen Demen seine Nachkommen über mehrere Populationen streuen, um damit auch bei (immer möglichem) lokalem Aussterben einer Population lebende Nachkommen in anderen Populationen zu haben (Den BOER 1968). Gleichzeitig kann ein wanderndes Individuum dabei mehr Geschlechtspartner antreffen und kommt so häufiger zur Paarung (LIDICKER 1962).

Zugewinn von unbesiedelten Gebieten ermöglicht stärkere Vermehrung und Manifestation der eigenen Gene in mehr Nachkommen als gewöhnlich, weil die intraspezifische Konkurrenz ablaufende zunächst fehlt. (HORN 1984, Beispiel Bockkäfer *Tetraopes tetraophthalmus*: DAVIS 1986). Besonders für Besiedler von ephemeren Habitaten ist diese Art der Verbreitung wichtig und stellt eine Anpassung an, Verschlechterung der Habitateigenschaften und häufige Neubesiedelung dar. (BOYCE 1984).

Einige für Kleinsäuger relevanten Modelle, die aussagen, in welcher Situation jeweils Dispersal und in welcher Philopatrie evolutiv von Vorteil ist, diskutiert STENSETH 1984. Er kommt aufgrund von Weiterentwicklungen der behandelten Modelle zu dem Schluß, daß Dispersal in der Phase des Lebenszyklus adaptiv am wichtigsten ist, in welcher der Zustand der Sättigung des Lebensraums noch nicht erreicht ist. Die Steuerung dieser Lebenszyklen durch Dispersal hält er für möglich.

7.2.2.3.4 Bedeutung des Dispersal für die Planung

Neben den Ansprüchen von Populationen an Habitateigenschaften und Flächengröße ist die Wanderungsfähigkeit von Individuen zwischen Populationen oder Lebensräumen einer der Schlüsselfaktoren im Schutz von Arten. TURIN & Den BOER (1988) finden z.B., daß Laufkäferarten mit geringer Dispersal-Fähigkeit mit größerer Wahrscheinlichkeit aus einem Gebiet aussterben, als solche mit hohem Verbreitungsvermögen.

Probleme durch Isolation

Die Zerschneidung unserer Landschaft durch Straßen, intensive Agrarnutzung und menschliche Siedlungen führt zur Verringerung der Wanderung zwischen Populationen von Tieren und damit zur Veränderung der lokalen Häufigkeit der Arten (LYNCH & WHIGHAM 1984). Die Populationen, die die so entstandenen Lebensrauminselfinseln besiedeln, sind natürlicherweise Schwankungen unterworfen, die gelegentlich zum Aussterben einer solchen Population führen. Dieses äußert sich z.B. in einer (anfänglichen) Erhöhung des Turnovers der Artengemeinschaften bei Insellebensgemeinschaften (WRIGHT 1985) oder in der Abhängigkeit der Zahl der Vogelarten aus dem Waldinneren von Isolationsparametern (OPDAM et al. 1985; OPDAM & SCHOTMAN 1987, vgl. Kap. 6.4).

Es entstehen bei starker Isolation für eine isolierte Population Probleme weiterhin dadurch, daß sie durch

Zufallereignisse (Drift) oder lokal gerichtete Selektion genetisch verarmen kann.

In Räuber-Beute-Systemen (z.B. Schädling-Nützling) führt die Zerschneidung der Landschaft meist zu einer Förderung der Beute und damit zur Schwächung der Wirkung der Räuber (KAREIVA 1987).

Probleme durch Verkleinerung von Populationen

Die Populationsgröße ist der wichtigste Faktor in Hinblick auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen. In kleinen Populationen wirken sich die genetischen Effekte besonders stark aus und natürliche Schwankungen führen eine Population oft an die Grenze des Aussterbens.

Wert des Dispersals für die Lösung dieser Probleme

Regelmäßige Wanderungen zwischen (meist kleinen) Populationen verbinden diese zu einer größeren Metapopulation (s. Kap. 7.2.2.2). Einige der o.g. Nachteile einer zu kleinen Population können hierbei reduziert werden. Durch die Wanderungssteigerung nimmt weiterhin der "rescue effect" zu, der die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens einer Population verringert (BROWN & KODRIC-BROWN 1977).

Die Erkenntnis, daß die Einschränkung des Individuenaustausches zu einem großen Teil für die Verringerung der Artenzahlen verantwortlich ist, führt die Landschaftsplanung zunehmend dazu, Naturlebensräume derart zu schützen bzw. zu gestalten, daß Wanderungen zwischen Populationen möglich werden. Landschaftselemente mit einer derartigen Funktion werden unter den Stichwörtern "Trittsteinbiotope" und "Korridore" zusammengefaßt.

Für einige Großtiere wird ein Ersatz der natürlichen Wanderung durch menschlichen Transport von Individuen zwischen den übriggebliebenen Restpopulationen diskutiert. Diese Maßnahmen sind nach Auffassung der Planer erheblich kostengünstiger als die Anlage eines aufwendigen Verbundsystems. Man muß sich jedoch im klaren sein, daß dieses Konzept lediglich für einige große Tiere, wie den Puma oder den Kondor durchführbar ist und keine weitere Tierart dadurch geschützt wird (z.B. das Puma s. SIMBERLOFF & COX 1987 und NOSS 1987, CHESSER et al. 1980). Weiterhin muß auch hier mit einer großen Mißerfolgsquote gerechnet werden, weil nicht davon ausgegangen werden kann, daß sich die transportierten Tiere in ihrer neuen Umgebung ähnlich gut zurechtfinden wie zu Hause. Dieses Modell ist also nur als Notfallmaßnahme für unmittelbar vom Aussterben bedrohte Arten sowie für das Management von Zootieren anzusehen.

Planungsansatz Biotopverbundsystem

Der Begriff "Biotopverbundsystem" ist zum Standardbegriff in naturschutzorientierter Landschaftsplanung geworden (s. MADER 1985). In kaum einem Planungskonzept fehlt das Ziel, ein (meist großräumiges) Biotopverbundsystem zu schaffen. Die konkrete Aussage dieses Zieles wird jedoch i.d.R. nicht angegeben (siehe z.B. RÜCKERT 1988, HAHN-HERSE 1985). Aus diesem Grund gehen wir hier auf einige der möglichen Ziele ein:

Isolation eines Habitats kann ausgelöst werden durch Aneinander grenzen von Lebensräumen verschiedener Biotoptypen. Einige Tier- und Pflanzenarten benötigen aber gerade diese Grenzbereiche entweder direkt als Lebensraum oder weil sie in verschiedenen Phasen ihres Lebens verschiedene Habitate bewohnen (z.B. Amphibien). Dieser Ansatz stellt den Teil des gedanklichen Ansatzes des Planungskonzeptes "Biotopvernetzung" dar, der verschiedene Biotoptypen zu einem vernetzten Mosaik ordnet und zur Steigerung der Wandlungsmöglichkeiten zwischen verschiedenen Biotopen beiträgt (HEYDEMANN 1988; RÜCKERT & SCHÖN 1988; THIESSEN 1988; BULL et al., 1976). I.d.R. wird dieser Ansatz ohne konkrete Bezugnahme auf einzelne Tier- oder Pflanzenarten verfolgt (siehe z.B. das Lauenburger Programm (Schleswig Holstein): THIESSEN 1988).

Als Planungskonzept ist dieser unspezifische Ansatz den Planungsansätzen des "Managements einer Tierpopulation" unterzuordnen. Es erhält dann Bedeutung, wenn eine Tier- oder Pflanzenpopulation direkt betroffen ist (Schutzkriterium Lebensraumsprüche, Beispiele Rebhuhn: ESCHWEGE 1988; Artenhilfsprogramm Laubfrosch in Schleswig-Holstein: THIESSEN 1988) oder wenn die Planung eine Wahl zwischen den Alternativen verbundene oder insel förmig isolierte Schutzgebiete erlaubt.

Der zweite Ansatz des Schutzkonzeptes Biotopvernetzung, die Verbindung von gleichartigen Lebensräumen, dient der Steigerung des Austausches von Individuen zwischen Populationen der Arten in der Lebensrauminsel (s.u.) (ESCHWEGE 1988; RIESS 1988, Beispiel Straßenrandstreifen für Pflanzen: RATTAY-PRADE 1989). Dienen die Biotopverbindungen gleichzeitig als Lebensraum für die Art, dann steigern sie zusätzlich die zur Verfügung stehende Fläche und damit die Populationsgröße. Haben sie diese Eigenschaften nicht, muß ihre Funktion als "Bewegungskorridor" (s.u.) nachgewiesen sein. Die Schaffung von Lebensraumkorridoren halten wir für wichtiger als die von Bewegungskorridoren.

Biotoptypen zur Steigerung der Wanderungen zwischen Naturlebensräumen

Trittsteinbiotope (stepping-stone islands)

Als Trittsteinbiotope werden inselhafte Biotope angesehen, die derart zwischen Naturlebensräumen liegen daß ein zwischen ihnen wanderndes Tier nur eine kürzere Isolationsbarriere überbrücken muß (MADER 1981a). Ihre Wirkung kann darin liegen, Deckung und Erhöhung zu bieten (ermöglicht Wanderung in mehreren kleinen Etappen, MADER 1981a) "Trittsteinbiotope" können auch die Wanderungswilligkeit durch Anbieten von Habitat in der erreichbaren bzw. wahrnehmbaren Umgebung des Tieres steigern. Weiterhin fördern Trittsteinbiotope den Genfluß zwischen Populationen (GILPIN 1980 theoretische Überlegungen).

MacARTHUR & WILSON (1967) finden aufgrund theoretischer Überlegungen, "daß selbst winzige Inseln den biotischen Austausch erheblich verstärken können, vorausgesetzt, sie haben die Fähigkeit, Populationen der Arten überhaupt zu stützen. Hinreichend ist hier evtl. ihre Wirkung als Refugium¹, welches bereits Ausgangspunkt für Wanderungen in weiter entfernt liegende Bereiche sein kann (MADER 1981a; GILPIN 1980). Ist der Trittstein relativ klein, muß davon ausgegangen werden, daß seine Artenzusammensetzung lediglich ein Teil der "Besiedlungsquelle" ist. In diesem Fall werden sich die Zuwanderungen zwischen der Besiedlungsquelle und dem Trittstein bezüglich der Häufigkeit, mit der einzelne Arten wandern, unterscheiden (GILPIN 1980).

MacARTHUR & WILSON sagen voraus, daß Trittsteinbiotope für aktiv sich ausbreitende Arten wichtig und für passiv, z.B. mit dem Wind verbreitete Tierarten weniger wichtig sind. Die Wahrscheinlichkeit zum Vorkommen einer Art auf einer Insel hängt ab von der Lage des Trittsteins (Entfernung zur Besiedlungsquelle) (GILPIN 1980).

¹ Refugium = ein "Lebensraum, der aus unterschiedlichen Gründen, u.a. auch wegen seiner geringen Flächenausdehnung, für einzelne Tierarten als suboptimal anzusehen ist, der aber ein mehrere Generationen währendes Überleben ermöglicht" (MADER 1981a).

Je kleiner der Trittstein, desto weniger Arten kann er beherbergen. Diese sind dann v.a. die Arten, die auf der Zielinsel sowieso vorkommen. Der Beitrag eines Trittsteins zur Ausbreitung einer Art nimmt also mit abnehmender Trittsteingröße ab (GILPIN 1980).

Mehrere Trittsteinbiotope in Kette steigern auch die Wanderung von "schlechten Verbreitern" (TAYLOR & REGAL 1978).

Ein Spezialfall der Trittsteine sind die Rastplätze für Zugvögel. Hier ist die Funktion eines Inselbiotops selbstverständlich nicht notwendigerweise die eines Lebensraumes für die Art, sondern lediglich die, daß es ein Zugtier eine gewisse Zeit beherbergen und mit Nahrung für den Weiterzug versorgen kann. Auch in dieser Hinsicht wird gelegentlich die Größe von solchen Habitaten diskutiert. Auch kleine Habitate üben nämlich auf Zugvögel eine anziehende Wirkung aus. Bieten sie für wandernde Tiere nicht so viel Nahrung wie sie zum Weiterflug bräuchten, wirken sie eher als "Falle" für die gelandeten Tiere.

Korridore

Als Korridore werden linienhafte Strukturen in der Landschaft angesehen. Alle darüber hinausgehenden Definitionen unterscheiden sich von Autor zu Autor.

Es kann lediglich die generelle Aussage gemacht werden, daß Korridore aufgrund ihrer oft schmalen Ausdehnung und der dadurch verursachten starken Randeffekte zusätzlich zu den Arten, die aufgrund ihrer Lebensraumeigenschaften zu erwarten sind, besonders viele Arten aus benachbarten Lebensräumen beherbergen (z.B. Trassen von Hochspannungsleitungen: JOHNSON et al. 1979).

Man kann nach der Funktion folgende Korridortypen unterscheiden:

Strukturkorridore sind linienhafte Strukturen der Landschaft (FORMAN 1981, 1983; FORMAN & GODRON 1981; FORMAN & BAUDRY 1984; Beschreibung eines Netzwerkes: BAUDRY & BUREL 1985), die mit oder ohne Verbindung zu Biotopinseln ihre Aufgabe besonders in der Steigerung der Zahl von Lebensräumen erfüllen (z.B. für den Fasan: McATEE 1945). Diese fügen sich mit anderen Strukturen zu einem strukturellen Verbundsystem zusammen, das in der englischsprachigen Literatur als "connectedness" (im Unterschied zur funktionalen "connectivity", s.u.) bezeichnet wird (BAUDRY 1984; BAUDRY & MERRIAM 1988). In Deutschland kann z.B. das Ackerrandstreifenprogramm, welches oft als Teil

eines Lebensraumverbundsystems angesehen wird, so aufgefaßt werden (s. z.B. SCHREINER 1988).

Biotopkorridore werden angelegt, um Lebensräume zu verbinden, ohne, daß dabei an besondere Arten (Zielarten) gedacht wird (Beispiel Trockengebietsverbindungen mit Schaftritten: BIELEFELD 1985).

In vielen Fällen sind Verbindung und zu verbindende Struktur bereits linienhafte Naturräume, wie z.B. Fließgewässersysteme (DAHL 1988).

In einem anderen Ansatz werden Habitatinselfen oft großflächig und mit den zu verbindenden Inseln möglichst ähnlichem Habitat verbunden. Ein Teil des deutschen "Biotopverbundsystems" besteht gedanklich aus dieser Art Korridor.

Populationskorridore dienen der Verbindung von Populationen in Lebensrauminselfen mithilfe geeigneter Landschaftsstrukturen. Die Wirkung, die sie auf die Lebewesen haben, ist die Steigerung der Bereitschaft zu wandern (SOULÉ et.al, 1988; WEGNER & MERRIAM 1979; MERRIAM 1984; MORRISON & MERRIAM 1985; HELLIWELL 1975) und damit der Aufrechterhaltung eines Genflusses (z.B. wird Inzuchtdepression durch Korridore seltener: HARRIS 1984, 1985) und eines populationsdynamischen Austausches (SIMBERLOFF & COX 1987). Für die Lebensgemeinschaft in einer Insel bedeutet ein Korridor einerseits eine Steigerung der Zuwanderung (inclusive der Neu- und Wiederbesiedlung von Gebieten, SOULÉ et.al, 1988), andererseits eine Verringerung der Aussterbewahrscheinlichkeit von Arten. Beide Effekte verschieben sowohl die Einwanderungs-, als auch die Aussterbekurve des klassischen Modells der Inselbiogeographie von MacARTHUR & WILSON (1967) und führen zu einer Erhöhung der Artenzahlen auf der Insel (SIMBERLOFF & COX 1987; MacCLINTOC et al. (1977) erklären eine hohe Vogeldiversität in einem beobachteten Wald mit dem Vorhandensein eines Korridors). Populationskorridore werden im Gegensatz zum unspezifischen Biotopkorridor gezielt für eine Art (oder eine Gruppe von Arten) eingerichtet, um für diese die Nachteile der Verinselung zu reduzieren.

Einige Ergebnisse stellen die Wirksamkeit dieser Korridore infrage: HELLIWELL (1975) fand keine Wanderungen von Pflanzen entlang von Hecken, HELLIWELL (1973) fand auch keine Abhängigkeit von Wald-Vogelgemeinschaften von ihrer Isolation. Die bei SIMBERLOFF & COX (1987) angesprochenen Kosten eines Korridors, Ausbreitungssteigerung von Krankheiten, Feuer und anderen Katastrophen, können nach

unserer Meinung in der BRD vernachlässigt werden, wenn die Anlage von Korridoren lediglich die Wiederherstellung von Verbindungen, die vom Menschen zerstört wurden, beinhaltet (NOSS 1987).

Ein Modell (inclusive seiner Anwendung auf Weißfußmäuse (*Peromyscus leucopus*) in Waldinseln), welches die Reduktion der Aussterbewahrscheinlichkeit einer Art in Lebensrauminseln durch Verbindungen zu anderen Inseln belegt, geben FAHRIG et al., 1983; MERRIAM 1984; FAHRIG & MERRIAM 1985; MERRIAM 1988. Ein System aus solchen funktionalen Korridoren wird im englischen mit "connectivity" bezeichnet.

Laborexperimente konnten zeigen, daß *Drosophila*-Fliegen in kleinen verbundenen "Inseln" eher überleben als in gleichgroßen Inseln ohne Verbindungen. In großen Inseln (Größe = Summe der Inseln des anderen Ansatzes) wurde eine noch geringere Aussterbewahrscheinlichkeit gefunden (FORNEY & GILPIN 1989).

Die Arten, deren Restlebensräume mit solchen Populationskorridoren verbunden werden (oder werden sollen), sind z.Zt. oft spektakuläre Arten, wie der Puma (*Felis concolor*) (z.B. NOSS 1987), Affen (*Colobus badius* und *Cercocebus galeritus*: MEDLEY 1989). Wie dieses Prinzip ausgeweitet werden muß, wird im Kap. 8 (Zielartenkonzept) gezeigt.

Populationskorridore müssen hinsichtlich ihrer Funktion für die Tiere in zwei verschiedene Ansätze unterteilt werden: Sie können für die betrachtete Art entweder (linienförmige) Lebensräume (*Lebensraumkorridor*) oder (nur) Landschaftselemente, die die Zahl ihrer Wanderungen steigern, sein (*Bewegungskorridor*). Dieser Unterschied hat Konsequenzen für die Landschaftsplanung, weil der Lebensraumkorridor immer eine größere Fläche beanspruchen wird.

Bisher ist lediglich der Lebensraumkorridor hinreichend von der Wissenschaft abgesichert worden (z.B. stellen Hecken einen solchen für die Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) dar: POLLARD & RELTON 1970; die Weißfußmaus (*Peromyscus leucopus*) nutzt Steinwälle in offener Landschaft als Waldersatz (SINCLAIR et al. 1967). Diese Absicherungen erfolgten aber oft aufgrund von Beobachtungen von Verbreitungsänderungsmustern (z.B. Ausbreitung der gemeinen Salzschwade (*Puccinellia distanz*) entlang mit Salz gestreuter Straßen (SCHNEDLER 1988).

Nur beim Lebensraumkorridor kann zur Zeit davon ausgegangen werden, daß er die gewünschte Wirkung hat. Der

Bewegungskorridor kann zwar planerisch der kostengünstigere sein, weil sein Flächenbedarf geringer ist, Forschungsergebnisse zu diesem Ansatz fehlen aber nahezu vollständig (s. Kap. 7.2.2.3.5; HANSSON 1988).

Schlußfolgerungen für die Planung:

Der Schlüsselfaktor "dispersal" setzt für die Planung folgende Richtlinien:

Zum Erhalt und zur Vergrößerung von Popualtionen müssen Barrieren zwischen Lebensräumen in ihrer Isolationswirkung verringert werden. Hierzu müssen entweder geeignete Strukturen in der Landschaft geschaffen und/oder die Isolationswirkungen großflächig (z.B. durch Extensivierungen) verringert werden. Angelegte Strukturen müssen gewissen Mindestanforderungen bezüglich ihrer Qualität (Ressourcenangebot, Fläche) genügen. Sie müssen für die Arten, denen durch die Anlage der Strukturen geholfen werden soll, die Funktion eines Lebensraumes haben.

Die Anlage von Strukturen kann entweder linienhaft (als Korridore) oder punktuell (als Trittsteine) erfolgen. Mit Korridoren können einige Tiere prinzipiell größere Strecken überbrücken (evtl. muß zur Aufrechterhaltung der Bedingung "Lebensraum" bei längeren Korridoren auch die Breite zunehmen). Durch Trittsteinbiotope können nur kleinere Distanzen zwischen großen Reservaten überbrückt werden. Annahmen, daß durch eine hinreichende Zahl von Trittsteinen beliebige Distanzen überbrückt werden können (SCHREINER 1987) widersprechen inselökologischen Hypothesen und empirischen Untersuchungen (COX et al. 1976). Müssen große Distanzen überbrückt werden, dann müssen große Schutzgebiete, die alleine das gewollte Artenspektrum beherbergen, zwischen den zu verbindenden Gebieten geschaffen oder als Schutzgebiet ausgewiesen werden.

Planungsansätze, die verschiedene Biototypen zu Mosaiken ordnen (wird z.T. als Bestandteil eines vom Biotopverbundsystems aufgefaßt), sind dem Bereich "Sicherstellung der Lebensraumansprüche" zuzuordnen und, wenn unspezifisch angelegt, den oben geschilderten Ansätzen unterzuordnen.

Verbreitungsverhalten von Tieren

Die für geeignete Planungsmaßnahmen notwendigen Informationen über das Verbreitungsverhalten sind:

Wie weit wandert ein Tier im Normalfall von seiner Gruppe/seinem Habitat weg? Wie hängt diese Distanz ab von den überwanderten Landschaftstypen? Wie oft kann eine solche Wanderung beobachtet werden (z.B. in Abhängigkeit von der Ausgangspopulationsgröße)?

Die Antworten auf diese Fragen müssen artspezifisch gegeben werden, weil sich verschiedene Arten z.T. erheblich unterscheiden können (HANSSON 1988). Generelle Aussagen, (z.B. wie die Wanderungsentfernung mit der mittleren Körpergröße einer Tierart korreliert ist oder wie die Nutzung eines Korridors von der Ernährungsweise abhängt (HANSSON 1988) sind zwar bis zur Erreichung hinreichender Ergebnisse notwendige Größen, müssen langfristig aber durch die art- oder sogar populationspezifischen Daten ersetzt werden.

Eine wesentliche Frage wird die Bestimmung der Isolationswirkung verschiedener isolierender Habitattypen auf die Verbreitungseigenschaften einzelner Tierarten sein (Arbeiten, die Isolation nachweisen: Straßen für Kleinnager: OXLEY et al. 1974; Asphaltstraßen auf Kleinsäuger: MADER & PAURITSCH 1981; Schotterstraßen: MADER 1988; Grasstreifen im Soyabohnenfeld: KEMP & BARRETT 1989; keine Isolation zeigen Hochspannungsleitungstrassen für die Weißfußmaus *Peromyscus leucopus* und die Kurzschwanzspitzmaus *Blarina brevicauda*): SCHREIBER & GRAVES 1977). Man kann z.B. erwarten, daß eine Kulturlandschaft Landhabitatinselfn weniger isoliert als ein Meer (Weißfußmäuse (*Peromyscus leucopus*) wandern z.B. regelmäßig zwischen den verschiedenen Elementen eines Farmland-Mosaiks: MIDDLETON & MERRIAM 1981). Aber auch das Meer wirkt meist weit weniger isolierend, als man erwartet (POKKI 1981; HANSKI 1986; Review bei DIAMOND 1987). Forschungsbedarf besteht hier auch bezüglich der Auswirkungen aktueller Veränderungen in der Bewirtschaftungsweise, z.B. Extensivierungen oder Flächenstilllegungen.

Nutzung von Landschaftsstrukturen im Verbreitungsverhalten

Tiere zeigen auch entlang linienförmiger Lebensraumstrukturen Ausbreitungsverhalten (GETZ et al. 1978).

Für die Nutzung von Populationskorridoren im o. g. Sinne sind die folgenden Fragen zu beantworten:

1. Bei welcher Ausdehnung und welchen Biotopeigenschaften geht die Lebensraumfunktion eines Landschaftselementes verloren, so daß die Landschaftsstruktur nur noch als Bewegungskorridor fungieren könnte. Für Waldcarabiden in Hecken geben GLÜCK & KREISEL (1988) eine Breite von 6m an, ab der autochthone Populationen dort existieren können. Sie finden jedoch lediglich 60% der Waldcarabiden in mehr als 6m breiten Hecken. Weiterhin geben sie einen Kriterienkatalog für die Anlage einer Hecke als Lebensraum an. BUREL (1989) teilt Waldlaufkäferarten in die Gruppen "core forest species", "peninsular species" und "corridor species" ein, je nachdem, wieviele außerhalb des Waldes (entlang einiger Hecken) beobachtet wurden. Die Korridorarten (*Abax ater*, *Carabus granulatus* und *Chaetocarabus intricatus*) nutzen hierbei (definitionsgemäß) den Korridor als Lebensraum. ANDERSON et al. (1977) geben an, daß "transmission-line corridors" innerhalb von Waldstücken Vögel der offenen Landschaft anziehen, wenn der Korridor breiter als 31.5m ist.

Wenn diese Frage für ein Landschaftselement beantwortet ist, muß man für die diesen Anforderungen nicht genügenden Strukturen die folgenden weiteren Fragen stellen:

2. Ist die geplante oder beobachtete Landschaftsstruktur ein funktionaler Korridor? Diese Frage ist inhaltlich identisch mit: Steigert der Korridor die Wanderung von Tieren zwischen den Inseln? Nur diese Steigerung der Wanderung gegenüber den benachbarten Strukturen ist die adequate Information für den Planer. Neben dem Korridor ist auch die Umgebung mit zu betrachten!

3. Hängt diese Wanderungssteigerung von der Form (Länge, Breite) des Korridors ab?

Man kann evtl. indirekte Schlüsse aus Inventaruntersuchungen von linienhaften Strukturen ziehen. GLÜCK & KREISEL (1988) können z.B. eine Zunahme der Waldartenzahl in Abhängigkeit von der Heckenbreite nachweisen. Für Vögel in Trassen von Hochspannungsleitungen

zeigen ANDERSON et al. (1977) eine Veränderung der Artenzahl und -zusammensetzung bei veränderter Breite. SOULÉ et al. (1988) beschreiben Beobachtungen von einigen Vögeln entlang Chapparal-Streifen von 1m bzw. 10m Breite. Die Untersuchungen von MADER & MÜLLER (1984) und GLÜCK & KREISEL (1988) zeigen keine Abhängigkeit der Waldartenzahl von der Heckenlänge. BUREL'S (1989) Korridorarten zeigen keine Verringerung ihrer Häufigkeit mit der Entfernung vom Wald. Es kann also vermutet werden, daß Tiere, die die Hecke als Lebensraum nutzen, keine Verringerung ihrer Häufigkeit mit der Heckenlänge zeigen. Die Ergebnisse von RHOEBUCK et al. 1944 über das Absinken der Individuenzahl der Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*) in einer Hecke mit zunehmender Entfernung von deren Verbindung mit dem Wald konnten von POLLARD & RELTON (1970) nicht bestätigt werden. Tiere, die die Hecke lediglich als Refugium oder gelegentlichen Aufenthaltsort nutzen, könnten aber mit zunehmender Entfernung zur Besiedlungsquelle seltener werden.

4. Wie wirken sich "Unterbrechungen" im Korridor aus bzw. wie groß ist die Barriere-Wirkung eines Korridors gegenüber einem anderen Biotoptyp (FORMAN 1983)? Diese Frage gewinnt besonders in der großräumigen Vernetzung verschiedener Biotoptypen zunehmend an Bedeutung.

5. Erfolgt vom wandernden Tier nach der Ankunft im anderen Inselbiotop noch Paarung bzw. Eiablage? Diese Frage wird für kleine Tiere oft nur aufgrund von Randbeobachtungen zu klären sein. Z.B. zeigt HANSSON (1988), daß die Erdmaus (*Microtus agrestis*) als trächtiges Weibchen wandert. Diese Beobachtungen haben selbstverständlich eine große Bedeutung für die Einschätzung der Wirkung der gewanderten Individuen auf die genetische Zusammensetzung und Demographie der Populationen.

6. genetische Fragen:

a. Sind die beiden Inseln genetisch isoliert? Möglicherweise ist der (geringe) Austausch zwischen der isolierten Populationen immer noch groß genug, um diese Frage zu verneinen.

b. Ist der Genaustausch durch den Korridor stark genug, um die genetische Differenzierung der beiden Inselpopulationen zu verhindern? Hier wird in der Regel ein Monitoring der durchgeführten Maßnahmen der einzige Weg zur Beantwortung der Frage sein.

Die Beantwortung dieser Fragen legt ein Fundament für naturschutzorientierte Landschaftsplanung, sofern sie das

Ziel hat, die Wanderung als einen der Schlüsselfaktoren für die Überlebensfähigkeit von Tierpopulationen zu fördern. In einigen Fällen wird der Planer aber vor der Entscheidung stehen eine bestimmte Fläche eher zur Vergrößerung eines Habitats als zur Anlage eines (z.Zt. noch weitgehend unerforschten) Bewegungskorridors eingesetzt werden sollte (MÜHLENBERG 1988).

Zusammenfassung zum Kapitel 7.2.2:

Auf Grund einiger basaler Populationsdaten wie der Wachstumsrate R der Population, der Varianz in R (bzw. der mittleren Populationsgröße und ihrer Standardabweichung) und Angaben über Individuenaustausch zwischen benachbarten Lokalpopulationen können wir die Überlebenswahrscheinlichkeit eventuell abschätzen. Insbesondere die Auswirkungen von Umweltschwankungen und Konsequenzen der Isolation von Lokalpopulationen auf das Risiko für eine Population können wir alleine durch die Betrachtung der Populationsparameter erfassen. Auswirkungen von Flächenverkleinerung oder -vergrößerung auf die Zukunftsprognose können bestimmt werden. Für die Analyse der Daten steht ein relativ gut entwickeltes mathematisches Rüstzeug bereit. Kenntnisse über die Ursachen der Populationsschwankungen und Details des Verbreitungsverhaltens sind zunächst nicht erforderlich, jedoch sind Beobachtungen der Population über einen ausreichend langen Zeitraum (mind. 10 Jahre) äußerst wünschenswert. Wir halten ein solches Verfahren der Abschätzung für geeignet, im Rahmen der Schnellprognose (SCHNEP, s. Kap. 9.4) zu einer ersten Risikoeinschätzung zu kommen. Damit sind aber auch die Grenzen dieses Verfahrens zur Risikoabschätzung gegeben. Solange nichts über die Faktoren bekannt ist, die die Populationsentwicklung beeinflussen, können wir weder die Folgen seltener Umweltereignisse bzw. Kombinationen von Umweltereignissen, genetischer Risiken oder verschiedener Eingriffe in den Lebensraum bewerten. Das Verfahren wird nur dann zu guten Prognosen führen, wenn sich an den grundlegenden Existenzbedingungen der Population nichts ändert. Eine genauere Prognose der zukünftigen Entwicklung einer Population, setzt demnach eine Untersuchung der Faktoren voraus, die zur Gefährdung einer Population beitragen. Die Bedeutung der Gefährdungsursachen -bereits in der MVP-Definition genannt- soll nun im folgenden Abschnitt untersucht werden.

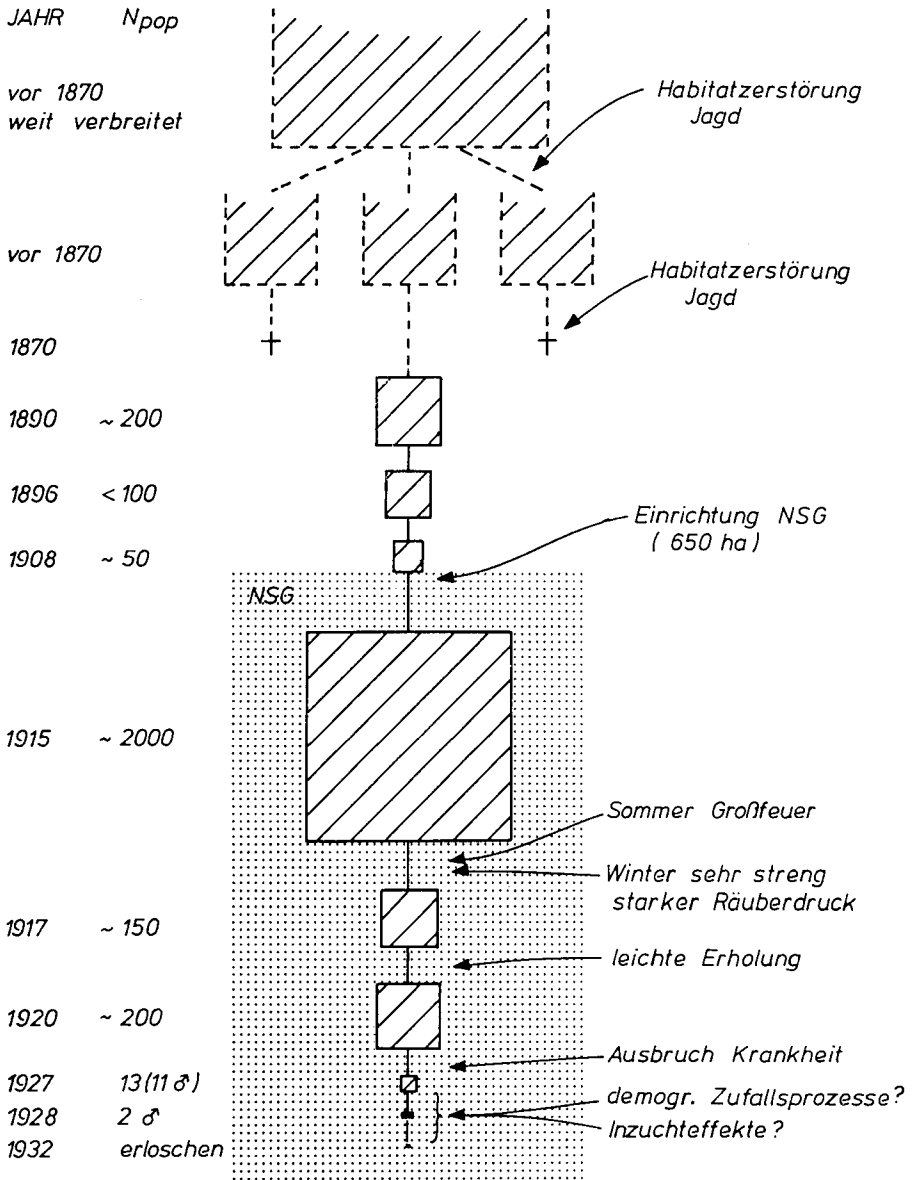


Abb. 1 Entwicklung der Populationsgröße (N_{pop} , dargestellt durch die schraffierten Kästen) der letzten ostamerikanischen Population von Präriehühnern (*Tympanuchus cupido cupido*) zwischen 1870 und 1932. Im Jahre 1908 wurde ein bewachtes Naturschutzgebiet eingerichtet. Verschiedene Prozesse oder Ereignisse (Pfeile) waren in ihren Auswirkungen so gravierend, daß die Population im Jahre 1932 ausstarb. Ursprünglich war die Art häufig und im gesamten Osten Nordamerikas verbreitet.

7.2.3 Abschätzung der Zukunftschancen einer Population durch Analyse der "Risikofaktoren"

Wir können uns dann das beste Bild von den Zukunftschancen einer Population machen, wenn wir die populationsinternen und -externen Ereignisse und Mechanismen kennen, die die Existenz einer Population bedrohen. Wir nennen diese Ereignisse Risikofaktoren. Wir untersuchen hier nur diejenigen Risiken, die die Existenz einer Population auch unter grundsätzlich geeigneten Rahmenbedingungen gefährden. Änderungen im Habitat, Habitatverluste oder massive Störungen, die die Existenz einer Population auf Dauer ausschließen, müssen im Rahmen einer wirkungsvollen Schutzstrategie -nach Analyse der Habitatansprüche der Art- ohnehin ausgeschlossen werden.

SHAFFER (1981) teilt die Risikofaktoren in 4 Kategorien ein

- 1.) Demographische Zufallsprozesse
- 2.) Genetische Zufallsprozesse
- 3.) Zufällige Änderungen in den Umweltbedingungen
- 4.) Katastrophale Umweltereignisse

Ein Beispiel für Risikofaktoren, die zum Aussterben einer Population geführt haben, ist in Abb. 17 dargestellt.

7.2.3.1 Demographische Zufallsprozesse

Zufallsbedingte Unterschiede im Überleben und Fortpflanzungserfolg von Individuen führen zu Schwankungen verschiedener für die Population charakteristischer Parameter, wie Geschlechterverhältnis, Aufbau der Alterspyramide und Geburten- und Todesrate (SHAFFER 1981; SIMBERLOFF 1986b). Werden z.B. pro Generation N Nachkommen produziert, so ist die Wahrscheinlichkeit, daß alle Individuen vom selben Geschlecht sind, $1/2^{N-1}$. Aussterben alleine in Folge eines solchen Ereignisses ist für kleine Populationen erheblich höher als für große Populationen. Im Falle der Präriehuhnpopulation (vgl. Abb. 17, in 7.2.3) waren 11 der 13 letzten Individuen Männchen. Erhöhung des Anteils von männlichem Nachwuchs könnte auch ein Ergebnis von Inzucht sein (s.u.). Für Populationen mit mehr als 20 - 50 Individuen besteht nur eine sehr geringe Wahrscheinlichkeit, in Folge demographischer Zufallsprozesse auszusterben (MACARTHUR & WILSON 1967; RICHTER-DYN & GOEL 1972; GOODMAN 1987).

Die Risiken derartiger demographischer Schwankungen können durch besondere Eigentümlichkeiten in der Biologie von Arten stark erhöht werden. So finden wir z.B. viele Arten, die kleinräumig kein ausgewogenes Geschlechterverhältnis aufweisen. Eine kleine Gemsenpopulation bei Weißenburg bestand aus 12 Weibchen und einem Männchen, da Gemsenmännchen Rivalen aus der Gruppe vertreiben. Nach dem Tode des Haremsmännchens wäre die Population erloschen, wenn nicht ein neues Männchen ausgesetzt worden wäre (BAUER, Gutach. im Anhang). Die Umweltbedingungen können bereits das Geschlechterverhältnis bei der Geburt verschieben, beim Reh führen günstige Bedingungen zu einem Weibchenüberschuß (ELLENBERG 1978).

Demographische Risiken werden also selten die Größe einer MVP entscheidend determinieren. Sie können aber bei Populationen ins Gewicht fallen, die sehr starken Größenschwankungen ausgesetzt sind und somit immer wieder auf so kleine Populationsgrößen sinken, daß jeweils eine akute Gefahr auf Grund demographischer Risiken besteht.

7.2.3.2 Genetische Risiken

Einleitung

Einer der Aspekte, die bei einer langfristigen Planung von überlebensfähigen Population zu berücksichtigen sind, ist die genetische Konstitution der Population und ihre zukünftige Entwicklung (SCHONEWALD-COX et al. 1983; FRANKEL & SOULÉ 1981).

In diesem Kapitel sollen kurz Ausmaß, Entstehung und Bedeutung genetischer Variabilität in natürlichen Populationen dargestellt werden. Damit soll klar werden, welche Bedeutung genetische Gesichtspunkte für die Konzeption eines erfolgreichen Naturschutzprogrammes haben. Schließlich soll dargelegt werden, wie die genetische Konsistenz einer Population erfasst werden kann, und welche Managementmaßnahmen ergriffen werden können, um die genetischen Risiken für eine kleine Population zu verringern, falls es keine realistischen Möglichkeiten gibt, Flächen von ausreichender Größe zur Verfügung zu stellen.

Das Thema "Genetische Risiken" nimmt aus mehreren Gründen an dieser Stelle einen breiteren Raum ein:

1. Eine direkte genetische Beziehung zwischen "genetischen Zustand" einer Population und ihrer Überlebenswahrscheinlichkeit kann bislang kaum hergestellt

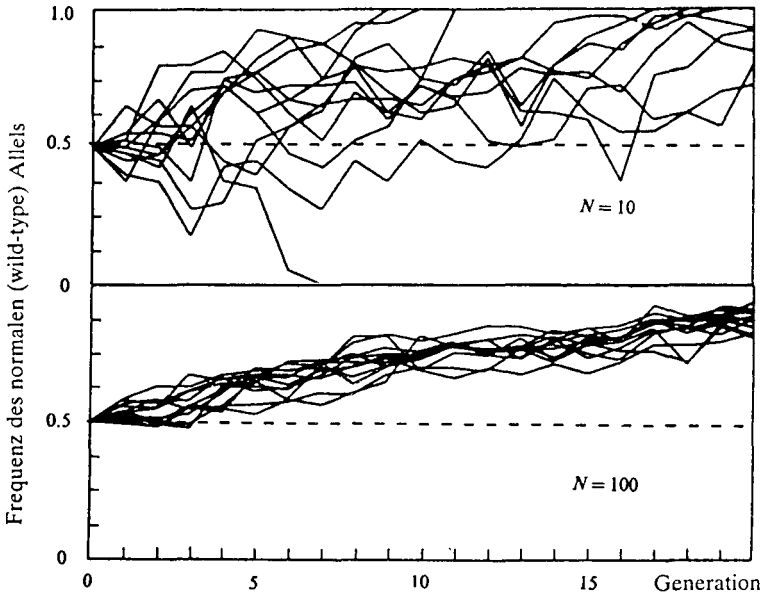


Abb. 3.2. Zufällige Drift des Farbgens „black“ in *Tribolium*. Heterozygote waren erkennbar, so daß die Genfrequenzen exakt durch Zählung ermittelt werden konnten. Die Abbildung zeigt die Ergebnisse für zwei Populationsgrößen, $N = 10$ (oben) und $N = 100$ (unten). In jeder Populationsgröße gab es 12 Linien. Die natürliche Selektion bevorzugte das „Wildtyp“-Allel und führte zu einem Gesamtanstieg seiner Frequenz. Zufällige Drift verursachte die Variation der Linien um das Gesamtmittel und war wirkungsvoller in den kleinen als in den großen Populationen (nach RICH, BELL und WILSON, 1979).

werden, obwohl eine derartige Beziehung mit Sicherheit besteht.

2. Deshalb kann die Bedeutung der genetischen Gefährdung bislang kaum in Kombination mit den anderen Risikofaktoren bewertet werden (mehr zu diesem Punkt im Verlauf des Textes).

3. Die Populationsgenetik verfügt über ein umfangreiches theoretisches Gerüst, das im Detail aber noch erheblicher Verbesserung bedarf.

7.2.3.2.1 Genetische Variabilität

In natürlichen Populationen findet sich ein erhebliches Maß von genetischer Vielfalt. Dies bedeutet, daß die Individuen in einer Population genetisch nicht einheitlich ausgestattet sind, sondern daß ein einzelnes Individuum auf vielen Genloci heterozygot (s. u.) ist und in der Population als Ganzes eine Vielzahl von Allelen existieren. Darüberhinaus finden wir eventuell auch einen Unterschied zwischen zwei Populationen einer Art im Allelbestand und in der Allelfrequenz.

Maße für genetische Variabilität

Bis zu Beginn der 60-er Jahre konnte vor allem durch Inzuchtexperimente belegt werden, daß nahezu jedes Individuum bei *Drosophila* mindestens eine Mutation trägt, die sich im homozygoten Zustand durch ein auffälliges Merkmal zu erkennen gibt (AYALA & KIGER 1984). Ähnliche Hinweise ergeben sich auch aus den Ergebnissen von Selektionsexperimenten, die nahezu immer zu positiven Ergebnissen geführt haben (vgl. Abb. 18). Dies ist nur dann zu verstehen, wenn es ein beträchtliches Maß von genetischer Variation gibt, die überhaupt eine Reaktion auf die Selektion ermöglicht.

Entscheidend für eine quantitative Abschätzung der genetischen Variabilität in natürlichen Populationen war aber die Entwicklung der Gelelektrophorese, die es erlaubt, eine zufällig ausgewählte Stichprobe von Proteinen für eine große Zahl von Individuen auf ihre Variation hin zu untersuchen. Da Proteine durch Gene codiert werden, ergeben diese Untersuchungen ein Bild der genetischen Variation (z.B. HARTL 1981).

Wir können ein Population daraufhin untersuchen, welcher Anteil der Genloci durch 2 oder mehr Allele vertreten ist. Mustert man beispielsweise 100 Individuen einer Population an 20 verschiedenen Genloci und findet für 12 der Genloci mehrere Allele, so kann man $12/20 = 0,6$ (oder 60 %) als ein Maß für den Anteil polymorpher Loci in der Population verwenden.

$$\text{Polymorphiegrad } P = N_p / N_{ges}$$

mit N_p = Zahl der polymorphen Loci

N_{ges} = Gesamtzahl der untersuchten Loci

Dieses Maß hat aber Nachteile. Der Anteil der polymorphen Loci ist abhängig von der Zahl der untersuchten Individuen, da mit zunehmender Stichprobengröße die Chance steigt, weitere seltene Allele zu finden. Diese Probleme kann man umgehen, indem man als Kriterium für Polymorphismus festlegt, daß kein Allel an einem Locus häufiger als z. B. 95 % sein darf. Diese Grenze ist aber willkürlich und je nach Grenzwert wird sich das Maß für Polymorphismus nach unten oder oben verschieben. Ein weiterer Nachteil ist die Tatsache, daß ein geringfügig polymorpher Locus (z. B. Allel a 94 %, Allel b 6 %) genauso ins Gewicht fällt wie ein hochpolymorpher (z. B. 4 Allele à 25 %) (AYALA & KIGER 1984).

Dennoch ist dieses Maß z. B. dann sinnvoll zu verwenden, wenn es darum geht, einen Überblick über das gesamte genetische Potential einer Population oder Art zu gewinnen. Ein Vorteil besteht vor allem dann, wenn eine Population in kleine Subpopulationen aufgeteilt ist oder bei Arten, die Inzuchten bzw. sich selbst befruchten und jeweils ein geringes Maß an genetischer Heterozygotie (s.u.) aufweisen.

Heterozygotie

Als ein besseres Maß für die genetische Variabilität hat sich die durchschnittliche Häufigkeit von Individuen die an einem Genlocus heterozygot sind, erwiesen. In einer Population mit Zufallspaarung ist diese Häufigkeit H (Heterozygotiegrad) ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, daß sich zwei zufällig aus einer Population gezogenen Allele voneinander unterscheiden und ist somit unabhängig von der Zahl der untersuchten Individuen.

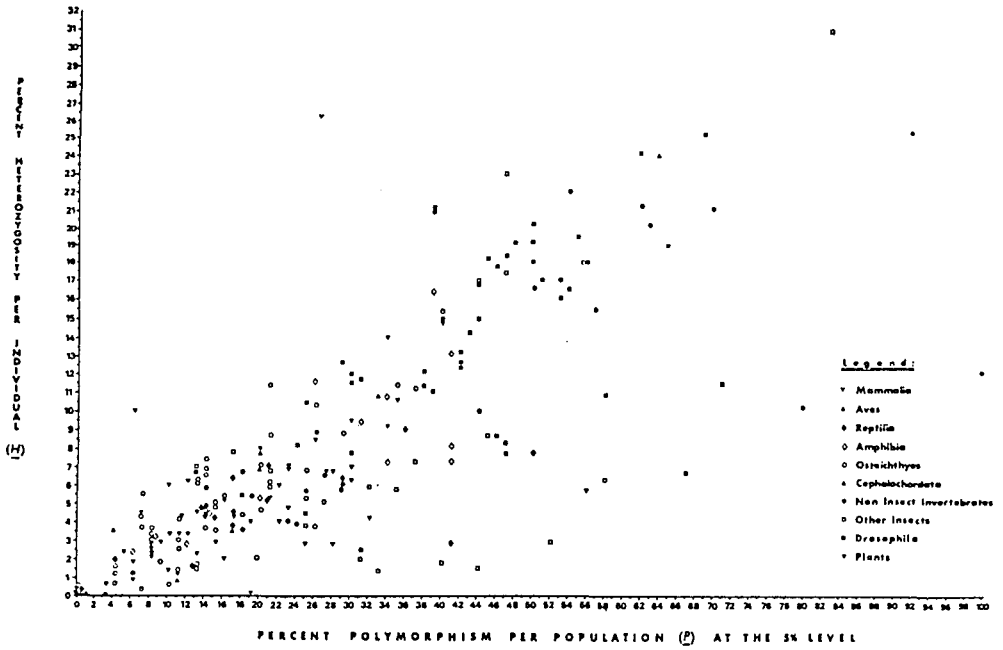


FIG. 3. Scatter diagram of P and H over all species according to the taxonomic groupings listed in Table I.

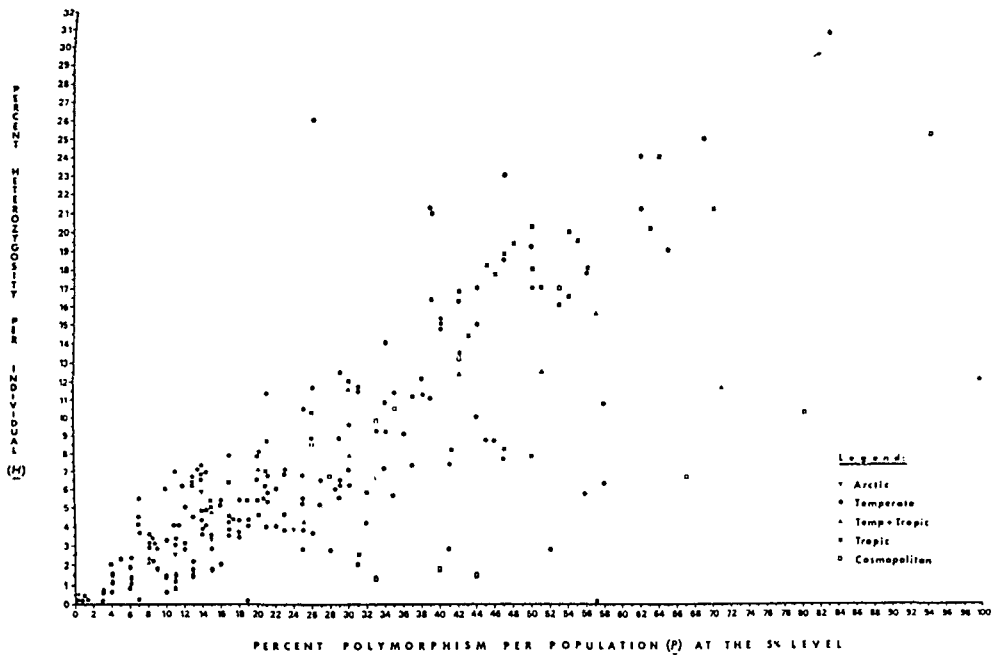


FIG. 4. Scatter diagram of P and H over all species listed in Table I reclassified according to their life zones.

Erst in den letzten 20 Jahren ist es mit Hilfe gelelektrophoretischer Methoden möglich geworden diese Unterschiede quantitativ zu beschreiben (NEI 1975; HARTL 1981; AYALA & KIGER 1984). Mit diesen Methoden ist es heute möglich, die genetische Variabilität von Populationen standardisiert und regelmäßig zu erfassen.

Probleme ergeben sich bei Organismen, die selbstbefruchtend sind oder bei der es vor allem zur Paarung zwischen verwandten Individuen kommt. In beiden Fällen sind die Individuen in höherem Maße homozygot, als es bei zufälliger Paarung nach den Allelfrequenzen zu erwarten wäre. Liegen derartige Paarungssysteme vor, kann statt der beobachteten Heterozygotie die erwartete Heterozygotie verwendet werden, die sich aus der Frequenz der Allele errechnen läßt.

n = Zahl der Allele am betrachteten

Locus

Hexp. = $1 - n \sum_{i=1}^n g_i^2$ g_i = Frequenz des Allels i (nach AYALA & KIGER 1984)

Mit den vorgestellten Methoden können wir nicht nur genetische Variabilität innerhalb einer Population feststellen, sondern auch den "genetischen Abstand" zwischen zwei verschiedenen Populationen. Der Abstand zwischen zwei Populationen ist um so geringer je mehr Individuen zwischen den Populationen wandern. Aus den Allelbeständen der beiden Populationen (natürlich nur für polymorphe Genloci) läßt sich der genetische Abstand zwischen zwei Populationen errechnen (nach NEI 1972).

Ausmaß genetischer Variabilität

Typische Werte für das Ausmaß an genetischer Diversität in natürlichen Populationen, bestimmt durch einfache Gelelektrophorese, wurden von NEVO (1978), FRANKEL & SOULE (1981), AYALA & KIGER (1984) und HARTL (1985) zusammengestellt.

Sowohl Polymorphismus als auch Heterozygotie sind bei Insekten und Pflanzen (mit Ausnahme der Selbstbestäuber) am höchsten, für Vögel oder Säuger liegen sie niedriger. Inselpopulationen und Spezialisten haben typischerweise einen geringeren Heterozygotiegrad (NEVO 1978 s. Abb. 19).

Werden weitere verfeinerte Analyseverfahren, z.B. DNA-Sequenzierung oder sequenzielle Elektrophorese, angewendet,

Tabelle. Genetische Variabilität bei großen Wildtierarten

Tierart	n_1	n_p	n_L	\bar{P} (%)	\bar{H} (%)	Quelle
Elch (<i>Alces alces</i>)	734	18	23	9,4	2,0	RYMAN et al. (1980)
	180-1436	3	23*	4,0	0,06	RYMAN et al. (1977)
(<i>Cervus canadensis</i>)	25- 200	1	24***	4,0	1,2	CAMERON u. VYSE (1978)
Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>)	594	22	34	7,7	2,2	GYLLENSTEN et al. (1983)
Weißwedelhirsch (<i>Odocoileus virginianus</i>)	-	-	28	32,0	10,0	MANLOVE et al. (1976)
	753	-	19	35,8	7,4	BACCUS et al. (1983)
Damhirsch (<i>Dama dama</i>)	794	37	30**	0,0	0,0	PEMBERTON (1984)
	18-118	1	15**	6,6	1,8	HARTL et al. (im Dr.)
Wildschwein (<i>Sus scrofa ferus</i>)	15	1	15	6,7	1,2	SMITH et al. (1980)
	54	3	42	19,0	2,9	HARTL u. CSAIKL (im Dr.)
Gemse (<i>Rupicapra rupicapra</i>)	43	3	25	12,0	1,2	NASCETTI et al. (1985)
	62	2	41	13,5	5,0	MILLER u. HARTL (einger.)
Robben:						
<i>Mirounga angustirostris</i>	159	5	24*	0,0	0,0	BONNELL u. SELANDER (1974)
<i>Mirounga leonina</i>	-	-	18*	27,0	3,0	Mc. DERMID et al. (1972)
<i>Pusa hispida</i>	82	-	21*	9,5	0,9	SIMONSEN et al. (1982)
<i>Pagophilus groenlandicus</i>	6	-	21*	4,8	0,7	
<i>Cystophora cristata</i>	10	-	21*	4,8	0,9	
Polarbär (<i>Thalartos maritimus</i>)	52	-	13*	0,0	0,0	ALLENDDORF et al. (1979)
Rotfuchs (<i>Vulpes vulpes</i>)	282	-	21****	0,0	0,0	SIMONSEN (1982)
Dachs (<i>Meles meles</i>)	5	-	21****	0,0	0,0	
Edelmarder (<i>Martes martes</i>)	2	-	21****	0,0	0,0	
Steinmarder (<i>Martes foina</i>)	121	-	21****	0,0	0,0	
Wiesel (<i>Mustela nivalis</i>)	13	-	21****	0,0	0,0	
\bar{P} = Polymorphierate \bar{H} = durchschnittlicher Heterozygotiegrad n_1 = Zahl der untersuchten Individuen n_p = Zahl der untersuchten Populationen n_L = Zahl der untersuchten Loci.						
Die Angabe der durchschnittlichen Zahl der Allele pro Locus (\bar{A}) fehlt in einigen Arbeiten und wurde daher nicht in die Tabelle aufgenommen. Die in verschiedenen Studien gefundene geringe Variabilität wird von den jeweiligen Autoren wie folgt interpretiert:						
* Rezipienter oder länger zurückliegender Engpaß in der Populationsgröße						
** Engpaß in der Populationsgröße bzw. gezielte Inzucht durch den Menschen						
*** Erklärung durch die „environmental grain“-Hypothese						
**** Erklärung durch unterschiedliche genetische Anpassungsstrategien bei Carnivoren und Herbivoren						

so verdreifacht sich das feststellbare Maß an Heterozygotie (AYALA & KIGER 1984). In der Regel korrelieren das Ausmaß von Polymorphismus und Heterozygotie sehr gut, dies gilt jedoch nicht unbedingt. Betrachten wir eine Population, die aus vielen kleinen isolierten Teilpopulationen besteht, so kann die Heterozygotie innerhalb der einzelnen Teilpopulationen sehr gering (wegen genetischer Drift s. u.), das Ausmaß an Polymorphismus in der Gesamtpopulation jedoch hoch sein (FRANKEL & SOULÉ 1981). Gleiches gilt für Organismen, die typischerweise selbstbefruchtend sind z.B. viele Pflanzen oder parthenogenetische Eidechsen TEMPLETON (mdl. Mitt.), oder bei denen es häufig zu enger Inzucht kommt. Den Wert für Heterozygotie, den wir beobachten, richtet sich also nach den Organismen, die wir untersuchen, und nach der existierenden Populationsstruktur. Ursache für diese Unterschiede in der genetischen Variabilität können sowohl stochastische Prozesse sein, die in den kleineren Wirbeltierpopulationen größere Bedeutung gewinnen und zu einer Reduktion der genetischen Variabilität führen (s. u.). Genauso könnte aber Selektion für den beobachteten Unterschied verantwortlich sein: Insekten leben in einer Umwelt, in der lokale Variationen bereits Anpassungen begünstigen, während Wirbeltiere eher auf einen "Durchschnittstypus" selektiert werden, der sich unter allen Bedingungen insgesamt am besten zurechtfindet (vgl. HARTL 1985), Abb. 20.

Entstehung und Erhaltung genetischer Variabilität: Mechanismen

Wie kommt genetische Variabilität in natürlichen Populationen zustande und wie wird ihr Ausmaß reguliert? Eine Quelle neuer genetischer Informationen in einer Population können Mutationen sein. Darüberhinaus wird durch Individuen, die von außen in die Populationen zuwandern und sich erfolgreich fortpflanzen neues genetisches Material mitgebracht.

Isolierte Population

Betrachten wir zunächst eine völlig isolierte Population, die in keinerlei Individuenaustausch mit anderen Lokalpopulationen steht. Neues genetisches Material ist in einer solchen Population ausschließlich das Produkt von Mutationen. Die Mutationsrate beträgt für höhere Organismen etwa 10^{-5} bis 10^{-6} pro Locus und Genom (AYALA & KIGER 1984). Neben Selektion und Mutation verändert die zufällige Auswahl des genetischen Materials einer Generation aus dem Genpool der vorherigen Generation die Häufigkeit einzelner

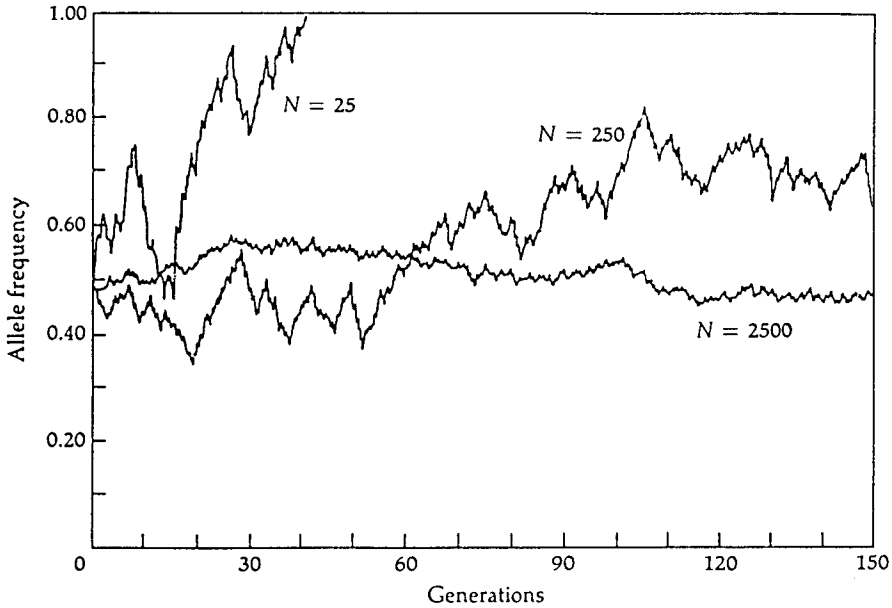


Figure 23.5 Population size and drift. The graphs show the results of computer experiments that simulate chance effects in three populations of different size, each starting with an allelic frequency of 0.50. N is the effective population size (After W.F. Bodmer and L.L. Cavalli-Sforza, *Genetics, Evolution, and Man*, W.H. Freeman, San Francisco, 1976.)

Allele in einer Population (FUTUYAMA 1979; FALCONER 1981). In der nächsten Generation wird dann die neue Genfrequenz zum Ausgangspunkt. Dies bedeutet, daß es keine Kräfte gibt, die die Genfrequenz auf ihrem Ausgangswert halten, solange dies nicht durch eine der deterministischen Kräfte (e.g. Selektion, Genfluß, Mutation) geschieht. Damit folgt die Genfrequenz einem sogenannten "Random Walk" und wird irgendwann den Wert 1 (Fixierung) oder 0 (Extinction) annehmen. Diesen Vorgang nennt man "genetische Drift" (WRIGHT 1943). Je kleiner eine Population, um so rascher kann sich die Genfrequenz von einer auf die nächste Generation verändern (AYALA & KIGER 1984), Abb. 21.

Die wesentliche Konsequenz genetischer Drift ist der Verlust von genetischer Vielfalt aus der Population, da die Frequenz einzelner Allele auf 0 sinken kann und diese Allele somit endgültig für die Population verloren sind (SLATKIN 1980; 1981; 1982; ALLENDORF 1983), Abb. 22.

$$H_t = H_0 e^{-t/2N} \quad H_t = \text{Heterozygotiegrad zum Zeitpunkt } t$$

Genetische Drift kann in kleinen Populationen sogar zur Fixierung selektiv geringfügig nachteiliger Gene führen, nämlich dann wenn $4Ns \ll 1$ mit s = Selektionskoeffizient (FUTUYAMA 1979).

Genfluß zwischen Populationen

Unter natürlichen Bedingungen sind die wenigsten Populationen vollständig isoliert. Damit kann durch die Einwanderung von Individuen neues genetisches Material in die Population eingebracht werden. Gleichzeitig führt Genfluß zwischen zwei Populationen auch zu einer Verringerung der genetischen Unterschiede zwischen zwei Populationen (ALLENDORF 1983). Kommt es zu einem Austausch von Genmaterial zwischen Lokalpopulationen (Migration), so richtet sich im Falle selektiver Neutralität das Ausmaß der genetischen Diversität im Gleichgewicht zwischen den Populationen nur nach der Zahl der ausgetauschten Individuen (Nm), nicht aber nach der Austauschrate m . Das bedeutet, daß zwischen kleinen Populationen ein relativ größerer Individuenaustausch stattfinden muß, um die Diversität auf ein vergleichbares Maß zu reduzieren. Ursache dafür ist, daß in großen Populationen genetische Drift nur wenige Effekte zeigt und somit der Unterschied zwischen den Populationen durch proportional weniger Individuen ausgeglichen werden kann (HARTL 1980; ALLENDORF 1983), vgl. Abb. 23.

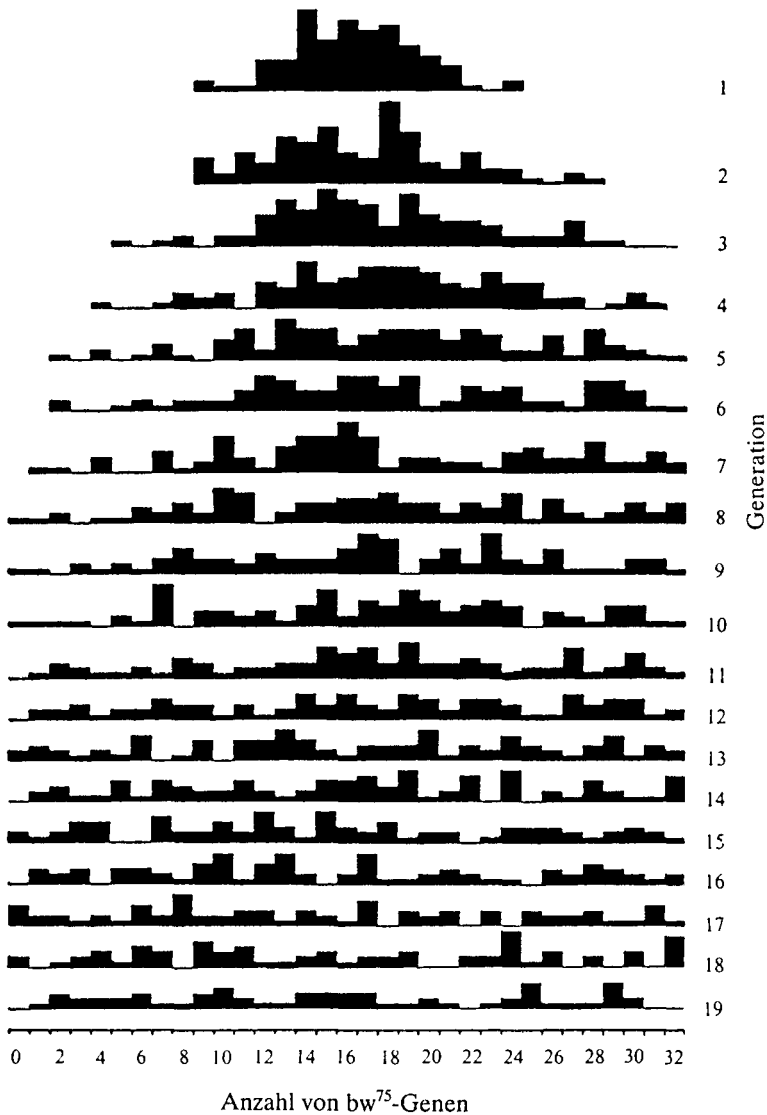


Abb. 3.3. Verteilung der Genfrequenzen in 19 aufeinanderfolgenden Generationen zwischen 105 Linien von *Drosophila melanogaster*, jede mit 16 Individuen (= 32 Genen). Die Genfrequenzen gelten für zwei Allele am „brown“-Genort (bw^{75} und bw), mit Ausgangsfrequenzen von jeweils 0.5. Die Höhe jeder schwarzen Säule zeigt die Anzahl von Linien mit der entsprechenden auf der Abszisse gegebenen Genfrequenz, vorher fixierte Linien wurden ausgeschlossen (nach BURI, 1956).

Es genügt oft ein einziges erfolgreich austauschendes Individuum pro Generation, um denselben Allelbestand in zwei Lokalpopulationen aufrecht zu erhalten, aber auch mit einer wesentlich höheren Austauschrate von 2-3 Individuen können wesentliche Unterschiede in den Allelfrequenzen bestehen (KIMURA & OHTA 1971; ALLENDORF 1983)

Auf Grund einer Untersuchung der genetischen Variabilität zwischen Populationen folgt, daß zwischen nahe beieinander liegenden Populationen des Kleinschmetterlings *Argyresthia mendica* nur ein geringer Individuenaustausch stattfindet. Austausch erfolgt vor allem durch passive Windverdriftung (SEITZ 1983). Derartige genetische Untersuchungen sind also geeignet, Erkenntnisse über Populationsgröße und Populationsstruktur zu bekommen und somit auch zur Lösung von Fragestellungen geeignet, die nicht selbst genetischer Natur sind.

Unterliegen die verschiedenen Lokalpopulationen Selektionen, so kann bei gleichartiger, stabilisierender Selektion die genetische Divergenz niedriger, bei unterschiedlicher gerichteter Selektion höher ausfallen als im Falle selektiver Neutralität (ALLENDORF 1983). Die Auswirkungen der Selektion auf die Divergenz sind grundsätzlich bei kleineren Lokalpopulationen geringer (ALLENDORF 1983), da sie von der Wirkung genetischer Drift überlagert werden.

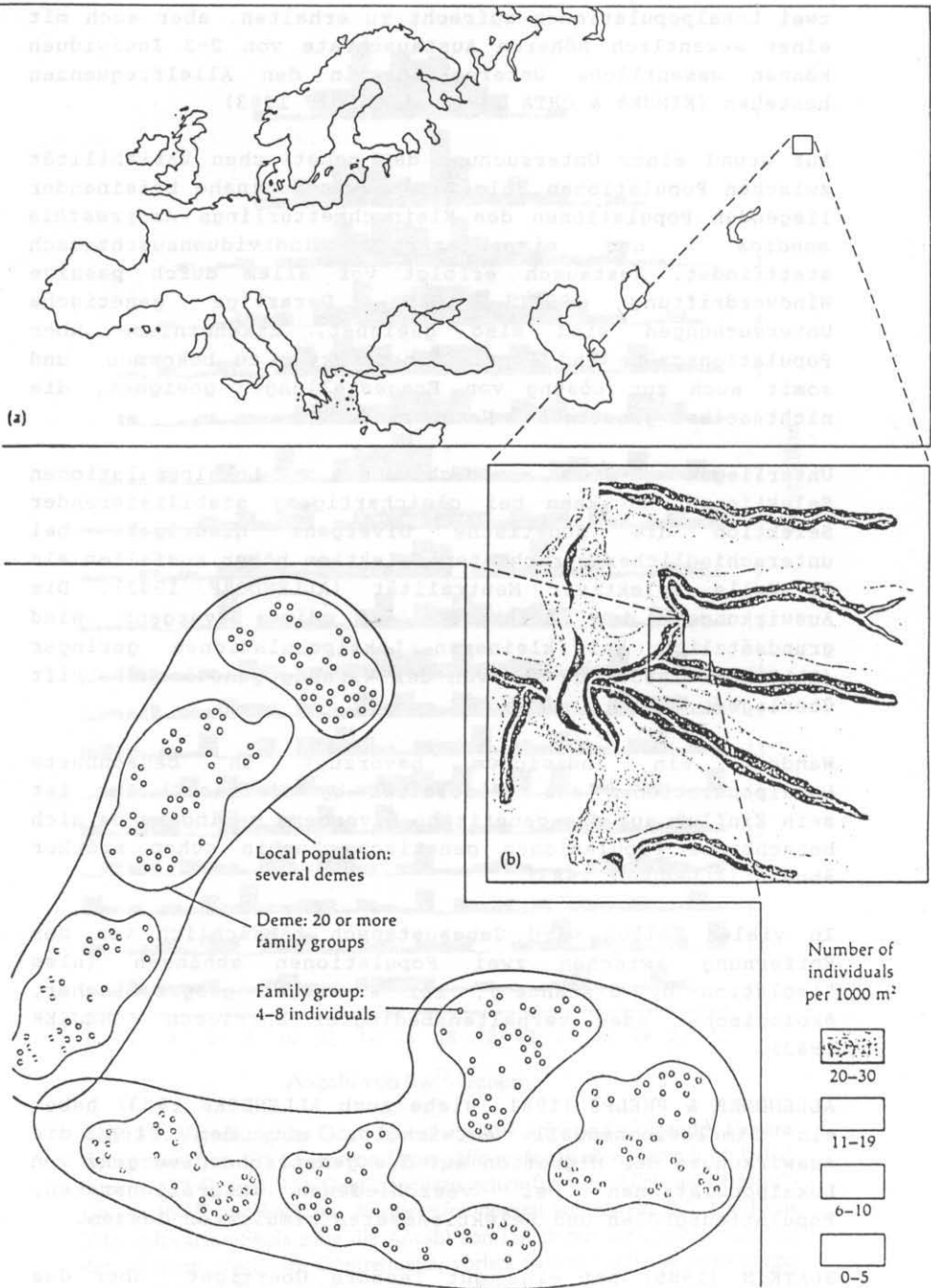
Wandert ein Individuum bevorzugt in benachbarte Lokalpopulationen aus ("isolation by distance"), so ist sein Einfluß auf die genetische Divergenz geringer, da sich benachbarte Populationen genetisch ohnehin schon stärker ähneln (ALLENDORF 1983).

In vielen Fällen wird Geneaustausch tatsächlich von der Entfernung zwischen zwei Populationen abhängen (also "isolation by distance"), sei es wegen geographischer, ökologischer oder verhaltensbedingter Barrieren (CHESSEY 1983).

ALLENDORF & PHELPS (1981, siehe auch ALLENDORF 1983) haben ein Simulationsmodell entwickelt, mit dem sich die Auswirkungen der Migration auf die genetische Divergenz von Lokalpopulationen bei verschiedenen Migrationsraten, Populationsgrößen und Selektionsraten simulieren lassen.

SLATKIN (1985) hat eine gut lesbare Übersicht über das komplexe Thema der genetischen Struktur von Metapopulationen verfasst. Insbesondere untersucht er

Abb. 23 (aus AYALA & KIGER 1984)



Beispiel für den Genfluß zwischen Populationen. I.d.R. sind lokale Populationen nicht vollständig voneinander isoliert.

verschiedene Methoden mit denen sich daß Ausmaß des Genflusses zwischen Subpopulationen bestimmen läßt. Es besteht aber noch eine erhebliche Unklarheit in der Terminologie und es fehlt ein Vergleich zur Aussagekraft von verschiedenen Formeln unter realen Bedingungen. Genauso besteht ein Mangel an standardisierten einfachen und praxisnahen Methoden, die es erlauben, genetische Strukturen und Genfluß in realen Populationen zu bestimmen.

Eine Vielzahl von direkten Untersuchungen, so an *Drosophila* (DOBZANSKY et al. 1977; DOBZANSKY & WRIGHT 1943), dem Scheckenfalter, *Euphydryas editha*, (EHRlich 1961; EHRlich et al 1975; GILBERT & SINGER 1973) und Zauneidechsen (RAHMEl & MEYER 1988) belegen, daß Dispersal Distanzen 1. oft erstaunlich gering sind, 2. häufig von der Habitatqualität beeinflußt werden (es besteht oft eine negative Korrelation zwischen Populationsdichte und Dispersaldistanz) und 3. Dispersal von der Sozialstruktur beeinflußt wird. Übersichten dazu finden sich in SLATKIN (1985) und ENDLER (1977).

Insgesamt ergibt sich das Bild, daß Genfluß zwischen Populationen (EHRlich & RAVEN 1969) eher gering ist und leicht unterbrochen werden kann, was eine lokale Anpassung und eine genetische Unabhängigkeit relativ kleiner Populationen erlaubt, aber leicht zu genetischer Verarmung führen kann. Ein Bahndamm hat auf eine Grasfroschpopulation dieselbe genetische Trennwirkung wie 10km Entfernung über "normales " Habitat, führt also zu einer nahezu vollständigen Trennung der Populationen auf beiden Seiten des Dammes (SEITZ, mdl. Mitt.).

Bedeutung genetischer Variabilität

Die genetische Variabilität innerhalb einer Population ist nach allem grundlegenden Wissen entscheidend für die Fähigkeit, sich an veränderte Umweltbedingungen anzupassen. Dies konnte experimentell z. B. durch die Laborhaltung von *Drosophila*-Fliegen nachgewiesen werden. Bringt man eine Population in eine neue Umgebung, so findet ein Anpassungsprozeß statt, der es den Individuen erlaubt, die neuen Ressourcen zunehmend besser zu nutzen. Im Laufe der Zeit können sich die Populationen mit größerer Variabilität schneller und besser auf die neue Situation einstellen als Populationen mit geringer genetischer Variabilität (Abb. 24).

Heterozygote Individuen sind bei *Drosophila* in der Entwicklung robuster gegenüber Umwelteinflüssen, eine

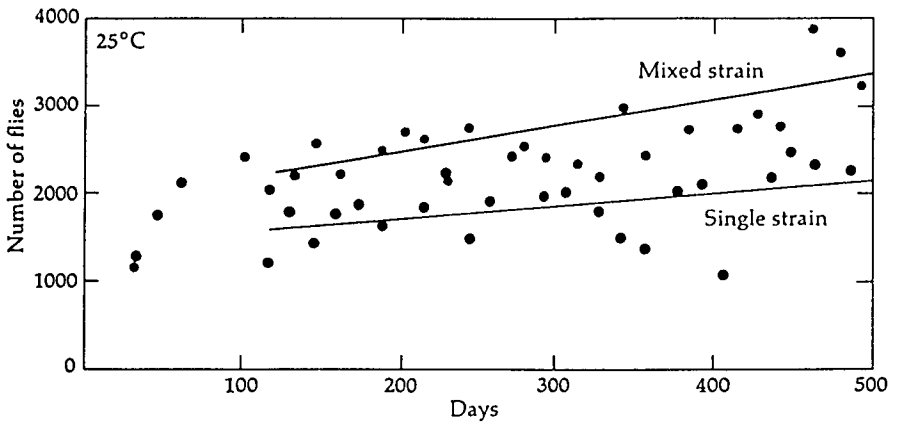


Figure 22.2

Correlation between amount of genetic variation and rate of evolution in laboratory populations of *Drosophila serrata* exposed to a new environment. The graph shows the change in number of flies during approximately 25 generations. The mixed-strain population initially had greater genetic variation than the single-strain population. Both populations increased in numbers throughout the

experimental period, but the average rate of increase was substantially greater in the mixed-strain population than in the single-strain population. Increases in the number of flies over the generations reflect the increasing adaptation of the population to the experimental environment, which is promoted by evolution.

Tatsache die sich unter anderem an der geringeren bilateralen Asymmetrie in heterozygoten Individuen ablesen läßt (nach THODAY 1955, LERNER 1954 FUTUYAMA 1979). Geringe morphologische Varianz heterozygoter Individuen fand auch EANES (1978) bei einer Untersuchung des Monarchfalters (*Danaus plexippus*), vgl. Abb. 25 und 26.

FISHER konnte auf Grund theoretischer Überlegungen zeigen, daß ein direkter Zusammenhang zwischen der Fähigkeit einer Population auf Selektionsdrücke zu reagieren und dem Ausmaß an additiver genetischer Variabilität in der Population besteht: "The rate of increase in fitness of a population at any time is equal to its genetic variance in fitness at that time" (FISHER 1930; siehe AYALA & KIGER 1984, S. 734). Dies bedeutet umgekehrt, daß eine Population ohne genetische Variabilität nicht in der Lage ist, sich an veränderte Umweltbedingungen anzupassen.

Die Bedeutung genetischer Heterozygotie für die unmittelbare Fitness läßt sich für Wildpopulationen nur schwer ermitteln (LEMKUHL 1984). Tatsächlich gibt es eine ganze Reihe von Populationen, die trotz minimaler genetischer Heterozygotie scheinbar problemlos existieren: z. B. Seeelefant (BONNELL & SELANDER 1974), Elch (RYMAN et al. 1980), Eidechsen (SOULÉ 1980), diverse selbstbefruchtende Pflanzen (FRANKEL & SOULÉ 1981), Alpensteinbock (HARTL 1985). Das heißt, genetische Heterozygotie ist nicht in jedem Fall Voraussetzung für das Überleben einer Population, wenigstens über einige Generationen hinweg. Dies sollte aber nicht zum Umkehrschluß verleiten: genetische Variabilität sei nicht nötig. Wir kennen schließlich nur Beispiele von überlebenden Populationen, die negativen Fälle, bei denen sich Mangel an genetischer Vielseitigkeit ausgewirkt hat, sind ausgestorben.

Nahezu nichts läßt sich über die langfristige Bedeutung genetischer Variabilität für die Überlebensfähigkeit einer Population sagen. Im Lichte der gesamten gefestigten Grundlagen der Evolutionstheorie und angesichts der Erfahrungen aus Labor, Haustier- und Zoonhaltung ist es aber angebracht, von einer hohen Bedeutung genetischer Variabilität für die Anpassungsfähigkeit einer Art bzw. Population auszugehen (LEMKUHL 1984). Insbesondere in der heutigen Umwelt, die durch den Menschen ständig verändert wird, kann die Fähigkeit zur Anpassung lebenswichtige Bedeutung gewinnen. Die Anpassung ursprünglich heller englischer Birkenspanner (*Biston betularia*) an die Farbe rußgeschwärzter Bäume kann hier als ein klassisches

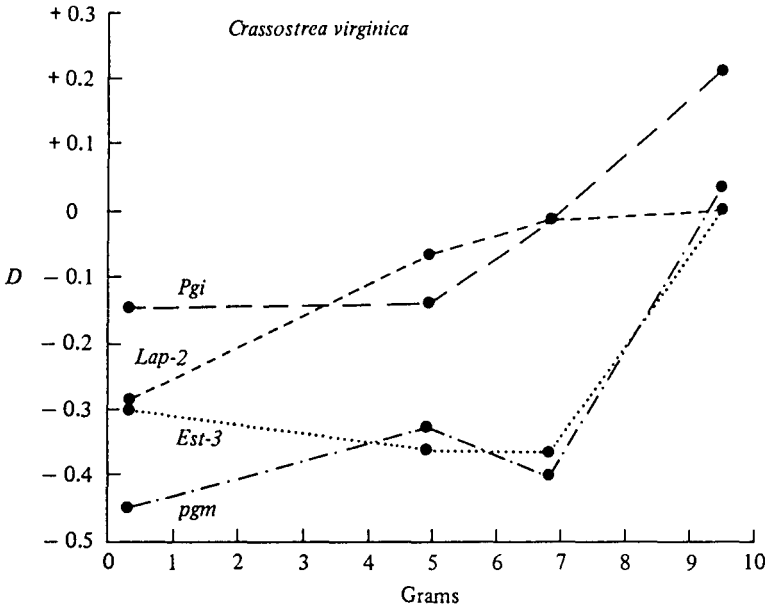


Fig. 3.6 Deviations from expected heterozygosity at four loci in the American oyster. The ordinate is the deviation: observed heterozygosity (H_o) minus expected heterozygosity (H_e) divided by H_e . The abscissa is weight in grams. After Singh and Zouros (1978).

Beispiel dienen (KETTLEWELL 1973). Weitere Beispiele sind die Entstehung von blei- und kupfertoleranten Pflanzen in entsprechenden Minen, oder Kaninchen, die gegen Myxomatose resistent sind (FRANKLIN 1980).

Der südafrikanische Gepard (*Acinonyx jubatus*) ist im Vergleich zu anderen Katzen schwer in Gefangenschaft zu züchten, hat dort und in freier Wildbahn eine hohe Jungenmortalität und einen hohen Anteil abnormer, unfruchtbarer Spermien in den Männchen. Das Immunsystem der Geparden ist so einheitlich, daß Hauttransplantationen auch zwischen nichtverwandten Tieren möglich sind. Entsprechend sind Geparden vergleichsweise krankheitsanfällig. Alle diese Befunde sind im Lichte äußerst geringer genetischer Variabilität der südafrikanischen Gepardenpopulation zu sehen (O'BRIEN et al. 1985). Ursache für diese niedrige Variabilität ist vermutlich ein "genetischer Flaschenhals" (s. u.), den die Population in ihrer Vergangenheit durchlaufen hat (Abb. 27).

Auch für Individuen innerhalb einer Population läßt sich ein Vorteil von heterozygoten Individuen gegenüber homozygoten nachweisen. SAMLOW & SOULE (1983) beobachteten, daß bei der Kröte *Bufo boreas* heterozygote Individuen eine bessere Überlebenswahrscheinlichkeit im Winter haben.

Verhaltensvorteile in aggressiven Auseinandersetzungen für heterozygote gegenüber weniger heterozygoten Mäusen beobachtete GARTEN, Jr. (1976). Die Zahl der heterozygoten Loci korreliert positiv mit dem Körpergewicht frisch gefangener Männchen sowie ihrer Dominanz.

Für den Naturschutz stellt sich somit die Frage, wie groß eine Population sein muß, um das Maß von genetischer Variabilität aufrecht zu erhalten, das für die Anpassung an zukünftige Umweltänderungen und Vermeidung von gravierender Inzucht erforderlich ist (LANDE & BARROWCLOUGH 1987). Die Antwort wird sowohl von der Art genetischer Variabilität, die man betrachtet und dem Verhältnis von Populationsgrößen zu effektiver Populationsgröße (N_e), als auch der Art von Selektion und von den Zielvorstellungen beeinflusst. Grundsätzlich ist Forschung zu dieser Fragestellung schwierig, insbesondere unter Freilandbedingungen.

Inbesondere die Variation in der Zahl der Nachkommen im gesamten Leben führt in der Regel dazu, daß N_e deutlich niedriger als N ausfällt. Generationsüberlappung führt z. T. ebenfalls zu starken Reduktion von N_e gegenüber N . Schwanken Populationen sehr stark, z.B. $N \rightarrow 10 N \rightarrow 100 N$

Abb. 26 (aus FRANKEL & SOULÉ 1981)

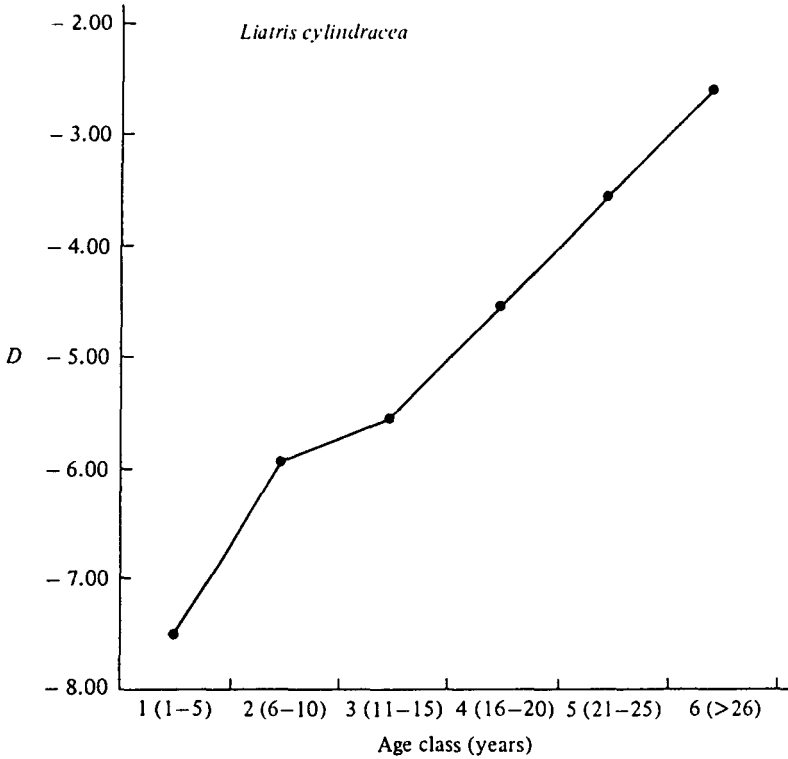


Fig. 3.7 The decrease in heterozygote deficiency with age in a natural population of *Liatris cylindracea*. Ordinate is deviation from expectation assuming random mating. Data from Schaal and Levin (1976).

... so ist N_e sehr viel näher am niedrigsten festgestellten Wert, nämlich $2.7 N_e$.

7.2.3.2.2 Einfluß der Populationsgröße

Der Zusammenhang zwischen Populationsgröße und genetischer Variabilität soll in diesem Abschnitt kurz erläutert und seine Bedeutung für den Naturschutz besprochen werden.

Eine Population kann aus natürlichen oder anthropogenen Gründen zusammenbrechen und sich anschließend wieder erholen. Ein derartiger "Flaschenhals" (engl. "bottleneck") hat auch Auswirkungen auf die genetische Variabilität einer Population. Vergleichbar zu der Flaschenhalssituation ist auch die Situation einer Population, die aus wenigen - im Extremfall nur einem befruchteten oder parthenogenetischen Weibchen - Individuen begründet wird (engl. "founder-effect"), Abb. 28.

Vor allem haben wir es im Naturschutz aber mit dauerhaft kleinen Populationen zu tun, deren Größe das natürliche Maß oft deutlich unterschreiten.

Auswirkung der Populationsgröße auf die Heterozygotie

Die Auswirkungen auf die genetische Variabilität einer Population lassen sich klar zusammenfassen. Einen guten Überblick geben LANDE & BARROWCLOUGH (1987).

Auswirkungen eines genetischen Flaschenhalses und des Gründereffektes

Ein Flaschenhals genauso wie die Begründung einer Population durch wenige Individuen hat folgende genetische Konsequenzen:

1. Erholt sich die Population nach dem Zusammenbruch rasch, so gehen im wesentlichen nur seltene Allele verloren, während der Heterozygotiegrad relativ unberührt bleibt (HEDRICK 1983). Bereits 10 Individuen können über 90 % der genetischen Variabilität erhalten wenn sich die Population danach zügig erholt. Das heißt, ein derartiges Ereignis verringert die Zahl der Allele in einer Population, aber im wesentlichen nicht den Heterozygotiegrad (Abb. 29).

Hatten wir an einem Locus vor dem Flaschenhals m Allele, so errechnet sich die erwartete Zahl der Allele nach dem Flaschenhals n als (nach DENNISTON 1978)

Abb. 27 (aus O'BRIEN et al. 1985)

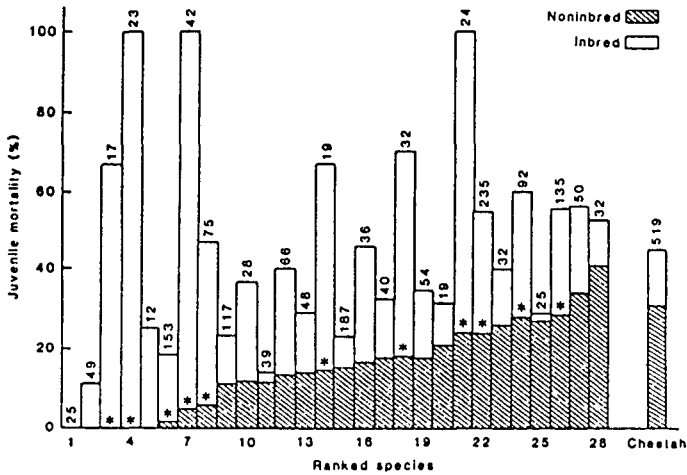


Fig. 1. Infant mortality in 29 mammalian species bred in captivity. Hatched bars are ranked frequencies of juvenile mortality among matings between unrelated parents. All wild-caught animals were considered to be unrelated. Higher values in all cases except species 25 were obtained from consanguineous (inbred) matings (open bars). Species with statistically significant inbred mortalities greater than nonbred mortalities are indicated by an asterisk. The species are (1) four-striped rat; (2) climbing rat; (3) salt desert cavy; (4) Wied's red-nosed mouse; (5) zygoutis; (6) short bare-tailed opossum; (7) scimitar-horned oryx; (8) sitatunga; (9) degu; (10) spiny rat; (11) Père David's Deer; (12) punare; (13) wildebeest; (14) Indian elephant; (15) elephant shrew; (16) acouchi; (17) muntjac; (18) sable; (19) boris; (20) giraffe; (21) Eld's deer; (22) pygmy hippopotamus; (23) Grant's zebra; (24) Dorcas gazelle; (25) kudu; (26) Japanese serow; (27) reindeer; and (28) dik-dik. The cheetah data are from Table 1 and the data for the other species are from Ralls and colleagues (17). Numbers above the bars give the total number of animals considered in each species.

$$E(n) = m - \sum (1 - p_j)^{2N}$$

mit p_j = Häufigkeit des j -ten Allels vor dem Flaschenhals

2. Hält der Flaschenhals länger an (über mehrere Generationen), was für Populationen mit geringer Wachstumsrate zutrifft (HEDRICK 1983), so geht durch genetische Drift ein erheblicher Teil der genetischen Variabilität (Heterozygotie) verloren. Die geringe genetische Variabilität des südafrikanischen Gepards (s.o.) ist wahrscheinlich das Ergebnis eines anhaltenden Flaschenhalses in der jüngeren Vergangenheit. Es ist in diesem Fall von Interesse, wie schnell sich die Heterozygotie nach einem bottleneck wieder auf das Ausgangsniveau bzw. einen erwünschten Wert einstellt. Die Antwort wird davon abhängen, welche Art von genetischer Variabilität wir betrachten. Polygenetisch bestimmte Merkmale werden nach 100-1000 Generationen wieder ihre ursprüngliche Vielfalt aufweisen, für einzelne Loci dauert es erheblich länger (10^6 - 10^8 Generationen) bis das ursprüngliche Ausmaß der genetischen Variabilität wieder erreicht ist. Natürlich kann die genetische Variabilität wesentlich rascher wieder hergestellt werden, wenn die Population im Individuenaustausch mit anderen Populationen steht.

3. Kommt es mehrfach zu Flaschenhälsen (z. B. alle 20 Generationen) so entspricht die genetische Variabilität der einer deutlich kleineren Population als nach dem arithmetischen Mittelwert zu erwarten wäre.

Auswirkungen von anhaltend geringer kleiner Populationsgröße auf die genetische Variabilität

Durch Fragmentierung und Isolation sind viele der Populationen, insbesondere der bedrohten Tierarten, heute dauerhaft klein.

Kleine Populationen verlieren kontinuierlich genetische Variabilität bis sich ein neues Gleichgewicht aus Mutation, Selektion und genetischer Drift entsprechend der Populationsgröße einstellt.

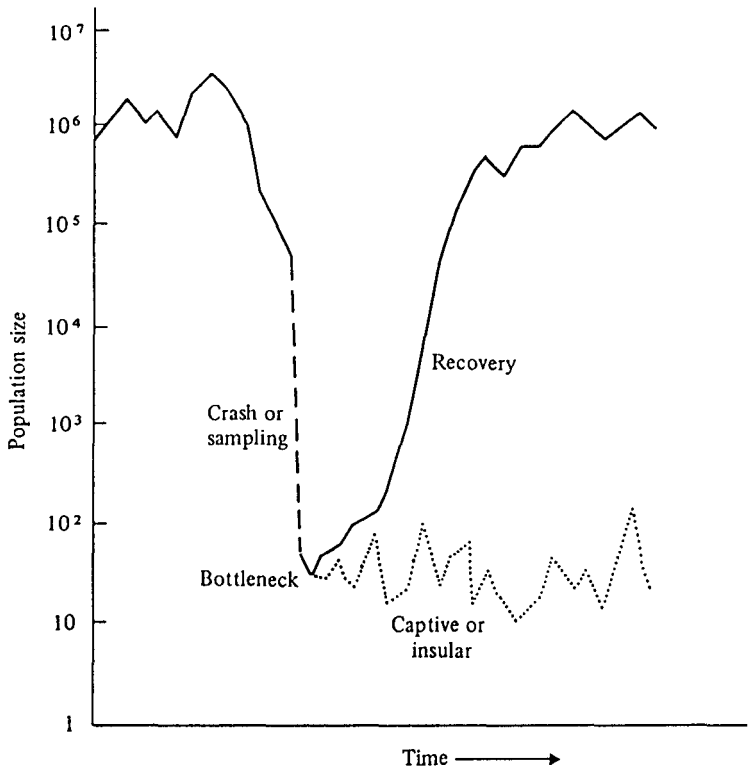


Fig. 3.1 The kinds of changes in population size relevant to conservation genetics.

Der Verlust an genetischer Variabilität verläuft dabei gemäß einer Exponentialfunktion

$$H_t = H_0 e^{-t/2 N_e}$$

mit H_t : Heterozygotie zum Zeitpunkt t
 H_0 : Heterozygotie in der Ausgangspopulation
 N_e : effektive Populationsgröße
 (siehe Kap. 7.2.3.2.3)

Nach $2N_e$ Generationen beträgt die Heterozygotie nur noch 37% des Ausgangswertes (LANDE & BARROWCLONGH 1987 nach WRIGHT 1931). Diese Verlustrate gilt für selektiv neutrale Heterozygotie und im Falle rezessiver seltener Allele. Selektion kann für Merkmale, die durch einen einzigen Locus bestimmt werden, stabilisierend auf die Heterozygotie wirken. Für quantitative Merkmale (polygenisch) führt stabilisierende Selektion zu einer Verringerung der Variabilität. In kleinen Populationen schreitet der Verlust genetischer Variation immer weiter fort, die Population wird also immer weniger in der Lage sein, auf Umweltänderungen adaptiv zu reagieren.

Auf Basis einiger vereinfachender Annahmen, die unbedingt noch eines besseren Beleges bedürfen, kann man im Moment abschätzen, daß mit einer effektiven Populationsgröße N_e von mehr als 500, angesichts der Ungenauigkeit der Abschätzung wohl besser 1000, typische Werte genetischer Variabilität in natürlichen Populationen erhalten werden können (vergl. FRANKLIN 1980; LANDE & BARROWCLONGH 1987). Hier ist aber ein dringender Forschungsbedarf zu erkennen.

Inzuchtvermeidung

Eine weitere Konsequenz einer Populationsverkleinerung ist das Auftreten von Inzucht. Von Inzucht reden wir, wenn sich verwandte Tiere paaren. Nach einem Zusammenbruch einer Population läßt es sich in der kleinen Restpopulation gar nicht vermeiden, daß es zu Inzucht kommt. Für den Genetiker tritt Inzucht genau genommen nur auf, wenn Verwandte häufiger miteinander paaren als dies nach der Populationsgröße zu erwarten wäre. Meist wird jedoch nicht zwischen den beiden Definitionen unterschieden, insbesondere wenn Inzucht direkt aus der Analyse von Stammbäumen bestimmt wird (Methode: siehe z.B. FALCONER 1981). Der negative Effekt der Inzuchtdepression tritt

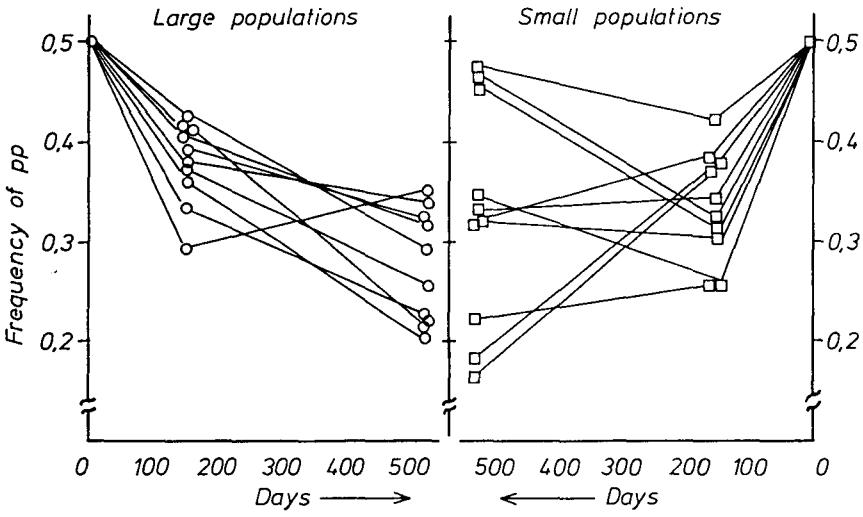


Abb. 30 (aus SALWASSER et al. 1984)

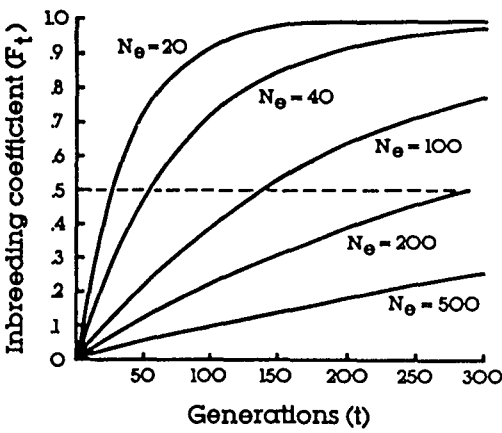


Figure 2. Inbreeding increases as a function of effective population number, N_e , and the number of generations. At low N_e the inbreeding coefficient, F_t , rapidly approaches the 0.50 probable extinction point (after Hartl 1980).

aber auf jeden Fall bei Verwandtenpaarung auf, egal welche Definition wir zu Grunde legen.

Im Freiland ist es ausgesprochen schwierig, Inzuchteffekte nachzuweisen, da dies außergewöhnlich langer und aufwendiger Untersuchungen bedarf. Inzucht führt genetisch zu einer Erhöhung des Anteils homozygoter Individuen in der Population, während die Genfrequenzen unverändert bleiben. Im Vergleich zu nicht ingezüchteten Nachkommen zeigen sich in den meisten natürlichen Populationen deutlich Nachteile in der Überlebensrate, aber auch im Wachstum für ingezüchtete Nachkommen. Klassische Ausprägungen von Inzuchtdepression sind u. a. Unfruchtbarkeit, Aborte und hohe Juvenilsterblichkeit. Das Ausmaß dieses Nachteiles ist bislang eher unterschätzt worden (CHARLESWORTH & CHARLESWORTH 1987). Da lange Phasen von Inzucht aber auch zu einer Elimination der verantwortlichen Gene aus der Population führen, ist nur in den Fällen mit dem Auftreten gravierender Inzuchteffekte zu rechnen, in denen üblicherweise nicht inzüchtende Arten plötzlich auf eine geringe Populationsgröße reduziert werden. Eine genauere Analyse der wenigen Daten aus natürlichen Populationen läßt aber den Schluß zu, daß auch in solchen Populationen heterozygote Individuen einen fitness-Vorteil besitzen (CHARLESWORTH & CHARLESWORTH 1987).

Für Wirbeltiere gibt es einen Nachweis negativer Auswirkungen im natürlichen Populationen von Kohlmeisen (GREENWOOD et al. 1978) Inbrütende Paare verloren mehr Eier durch Unfruchtbarkeit und mehr Nestlinge. GREENWOOD et al. (1978) stellten in ihrer Untersuchung fest, daß die Rekrutierung von Nachkommen ingezüchteter Bruten in die Brutpopulation geringer war als die nicht ingezüchteter Bruten. Dagegen beobachtete VAN NORDWIJK & SCHARLOO (1981) einen geringen Vorteil in der Rekrutierung von ingezüchteten Nachkommen in die Brutpopulation. Er erklärt dies dadurch, daß die Nachkommen der fittesten Tiere (mit den besten Genen) ihrerseits die höchste Wahrscheinlichkeit haben sich, mit einem verwandten Partner zu paaren. Ein Weibchen hinterließ 37 Enkel - etwa 1/3 der Gesamtpopulation. Wir finden hier den Fall, daß Inzucht zwar die Populationsfitness verringert, wir aber gleichzeitig beobachten, daß die Individuen mit den höchsten Inzuchtkoeffizienten die höchste Fitness innerhalb der Population haben.

Wesentlich mehr Erkenntnisse über die Auswirkungen von Inzucht, insbesondere bei Wirbeltieren, stammen aus der Zucht und Tierzucht. Von 20 ingezüchteten Linien von

H

Abb. 31 (aus AYALA & KIGER 1984)

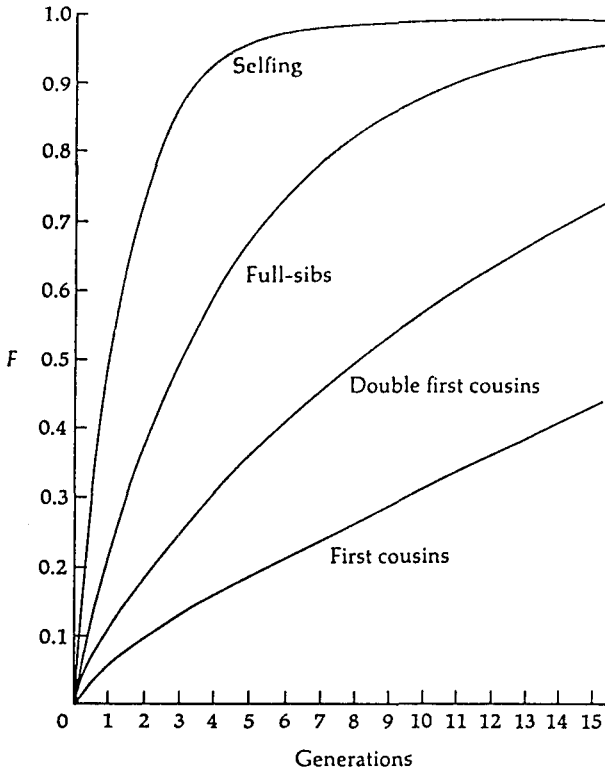


Figure 25.3
Increase in the inbreeding coefficient, F , when a given type of inbred mating is practiced in successive generations.

Labormäusen überlebte nur eine über die 12. Generation hinaus (BOWMANN & FALCONER 1960). Umfangreiche Datenanalysen belegen die negativen Auswirkungen der Inzucht in der Zoonhaltung (BALLOU & RALLS 1982 siehe auch Abb. 27).

Der "Kumulative Inzucht Koeffizient" kann bei einem Wert über 0,5 ein hohes Aussterberisiko anzeigen (in Übereinstimmung mit Beobachtungen aus Laborversuchen und Gefangenschaftshaltung (SOULÉ 1980)). Inzucht kann sich durch anhaltende Paarung innerhalb kleiner Gruppen über mehrere Generationen sozusagen "anreichern". Diese Anreicherung wird mit dem kumulativen Inzucht-Koeffizienten erfasst. Der Koeffizient kann nach einer Formel von HARTL (1980) bzw. HEDRICK (1983) berechnet werden:

$$f_t = 1 - (1 - (1 / (2N_e + 0.5)))^t$$

bzw. $f_{t+1} = 1/2N + (1 - 1/2N)f_t$

mit f_t = Kumulativer Inzuchtkoeffizient
in der t-ten Generation
 t = Zahl der Generationen vom
Zeitpunkt 0 an
 N_e = Effektive Populationsgröße
im betrachteten Zeitraum
(vgl. Abb. 30 und 31)

Die Formel geht davon aus, daß innerhalb der Population Zufallspaarung vorliegt. Es ist wichtig, daß die negativen Auswirkungen der Inzucht zum Teil erst nach mehreren Generationen auffällig werden, wie z. B. die Erfahrung aus der Laborhaltung des Goldhamsters belegen (RALLS & BALLOU 1982). Das Aussterberisiko bleibt also nicht konstant, sondern nimmt zu. Hierin unterscheiden sich genetische Risiken grundsätzlich von den anderen betrachteten Risikofaktoren. Bei anhaltender Inzucht besteht eine Aussterbewahrscheinlichkeit von 80 - 95 % (FRANKEL & SOULÉ 1981). Der plötzliche Zusammenbruch der letzten schwedischen Mittelspechtpopulation ohne erkennbare Umweltveränderungen geht eventuell auf das Überschreiten einer kritischen Inzuchtschwelle bei 0.5-0.6 zurück (vgl. PETERSSON 1985)

Nach einer Faustregel von FRANKEL & SOULÉ (1981) sollte in Wildpopulationen ein Inzuchtkoeffizient von 0.01 (1%) nicht überschritten werden, da sonst nachteilige Gene zu leicht fixiert werden könnten. Das bedeutet, daß N_e nicht unter den Wert 50 fallen darf. Genaugenommen ist zu erwarten, daß Arten mit besonders hoher genetischer Variabilität besonders empfindlich auf Inzucht reagieren, da sie mehr

homozyot nachteilige Gene enthalten. Eine Verbesserung der Regel könnte erreicht werden, wenn es gelingt eine Beziehung zwischen der genetischen Variabilität und den Auswirkungen genetischer Inzucht herzustellen (LEMKUHL 1984). Der aus der Tierzucht beobachtete kritische Grenzwert von 0,5 - 0,6 für den kumulativen Inzuchtkoeffizienten, wäre bei einer Inzuchtrate von 1% nach etwa 90 Generationen erreicht (vergl. Formel von HARTL 1980). Tatsächlich sind aber bereits vorher Auswirkungen von Inzucht auf die individuelle Fitness zu beobachten, die in Kombination mit anderen Einflüssen schon sehr viel früher zum Aussterben einer Population führen können. Eine effektive Populationsgröße von 50 ist deshalb als absolutes Minimum anzusehen (LEMKUHL 1984).

7.2.3.2.3 Die effektive Populationsgröße

Sämtliche Aussagen der Genetiker beziehen sich nicht auf die absolute Populationsgröße N , sondern auf die sogenannte effektive Populationsgröße N_e . Diese stimmt nur dann mit N überein, wenn die Population die Eigenschaften einer genetischen "Idealpopulation" hat. Bei Abweichungen von diesen Eigenschaften muß N_e durch entsprechende Berechnungen aus N ermittelt werden (s.u.). Für die Praxis ist zunächst nur wichtig festzuhalten, daß in der Regel N deutlich größer ist als N_e , wenigstens um den Faktor 2.

Für den Grizzly-Bär im Yellowstone National Park errechneten HARRIS & ALLENDORF (1989), daß N_e nur etwa 30 % der Populationsgröße N beträgt. REED et al. (1988) bestimmten, daß 509 Brutpaare des Spechtes (*Picoides borealis*) erforderlich sind, um eine effektive Populationsgröße von 500 zu überschreiten. Da ein Brutpaar in der Regel von mehreren unverpaarten Helfern begleitet wird, entspricht dies einer Populationsgröße von einigen tausend Individuen. Die Fläche, die zur Sicherung einer derartigen Population erforderlich ist, beträgt 640 km² oder sogar 1 400 km² je nach Raumannspruch der Familien. REED et al. (1988) gehen in ihrer Kalkulation von einer konstanten Populationsgröße mit Zufallspaarung und keinerlei Unterschieden in der Fortpflanzungsrate einzelner Individuen aus, so daß ihre Abschätzung für N_e als optimistisch angesehen werden muß.

Während grundsätzlich Klarheit über den Zusammenhang von N und N_e bezüglich Abweichung in einzelnen Punkten von den Eigenschaften der Idealpopulation bestehen, ist noch weitgehend unklar welche Methode in der Praxis eine

umfassende Berechnung von N_e mit den besten Ergebnis erlaubt. Die Untersuchung von HARRIS & ALLENDORF (1989) vergleicht die verschiedenen Berechnungsmethoden mit dem Ergebnis einer Computersimulation für eine Grizzlybär-Population ($N_e \approx 1/3 N$). Derartige Computersimulationen können in der Zukunft eventuell einen wichtigen Beitrag liefern, um die Entwicklung der genetischen Situation einer Population in der Zukunft zu prognostizieren. Standardisierte Berechnungsmethoden für verschiedene "life history" Typen müssen hierfür entwickelt werden.

Die Bestimmung der effektiven Populationsgröße

Berechnungen wurden nach LANDE & BARROWCLOUGH 1987; HEDRICK 1983; FRANKEL & SOULE 1981) zusammengestellt. vergleichende Gegenüberstellung in HARRIS & ALLENDORF (1989).

Um das mathematische Instrumentarium der Populationsgenetik auch auf reale Populationen anzuwenden, hat WRIGHT (1931) das Konzept der "effektiven Populationsgröße" (N_e) eingeführt:

Die effektive Populationsgröße N_e ist die Größe der Idealpopulation, in der zufällige genetische Drift im gleichen Maße auftritt, wie in der tatsächlichen Population (LANDE & BARROWCLONGH 1987).

In der genetischen Idealpopulation haben alle Individuen der Population die gleiche Chance Elterntier eines beliebigen Nachkommens in der Population zu sein. Das bedeutet, daß die Gameten, die die Individuen der nächsten Generation bilden, zufällig aus dem Pool aller vorhandenen Gene gezogen werden (HEDRICK 1983).

Weicht eine reale Population von dieser Annahme ab, so können wir aus der realen Population mit entsprechenden Korrekturfaktoren die effektive Populationsgröße bestimmen.

Die wichtigsten dieser Korrekturfaktoren sollen hier dargestellt werden:

Merkmale einer Idealpopulation Korrektur bei Abweichung von der
Idealbedingung

1. Die Zahl der fortpflanzenden Männchen (N_m) ist gleich der Zahl der fortpflanzungs-fähigen Weibchen (N_f)
- $$N_e = \frac{4N_m N_f}{N_m + N_f}$$
2. Die Variation in der Zahl der Nachkommen σ^2 ist gleich der k Mittelwert k in der Zahl der Nachkommen (in einer stabilen Population 2)
- $$N_m = (N_m k_m - 1) / [k_m + (\sigma^2 k_m / k_m) - 1]$$
- N_m = Zahl der Männchen in der Population
- $$N_f = (N_f k_f - 1) / [k_f + (\sigma^2 k_f / k_f) - 1]$$
- N_f = Zahl der Weibchen in der Population
- Mann kann entweder alle Tiere in der Popualtion zählen
 $N_m + N_f = N$, nur die Tiere im fortpflanzungsfähigen Alter oder nur die, die sich tatsäch-lich fortpflanzen. In jedem Fall muß dann k und σ^2 für die entsprechende Gruppe berechnet werden.
3. Die Populationsgröße bleibt über die Zeit konstant
- $$N_e = \sum_{i=1}^t 1/N_e(i)$$
- mit $N_e(i) = N_e$ zum Zeitpunkt (i)
4. Generationen überlappen nicht
- Korrektur komplex (vgl. LANDE & BARROWCLOUGH 1987)
5. Alle Individuen haben die gleiche Wahrscheinlichkeit, sich miteinander zu paaren
- Entweder kann N_e für eindeutig abgrenzbare Lokalpopulationen berechnet werden, oder bei homogener Verbreitung wird Nachbarschaftsgröße bestimmt.
- $$N_e = 4 \pi p \sigma^2$$
- p = Populationsdichte
 T = Variation der durchschnitt-lichen Migrationsentfernung
Generation
(vgl. CHEPKO in SADE et al. 1987)

7.2.3.2.4 Möglichkeiten zur Beeinflussung der genetischen Zusammensetzung

Im Einzelfall wird es erforderlich sein, hochgradig gefährdete Populationen zeitweise durch Ausbürgerung von Tieren aus Gefangenschaftshaltung zu stützen. Eventuell kann eine Art überhaupt nur im Zoo erhalten werden, bis wieder geeignetes Habitat zur Verfügung steht (jüngstes Beispiel ist der kalifornische Kondor). Die Vermeidung von Inzuchtdepression und Erhaltung der genetischen Diversität sind dann ein wesentliches Ziel der Tierhaltung. Es sei jedoch betont, daß neben genetischen auch andere Aspekte bei Haltung von Tieren Beachtung finden müssen, die für eine Aussetzung in die Natur vorgesehen sind. Wesentlich ist z. B. die Fähigkeit zum Nahrungserwerb unter natürlichen Bedingungen, oder der Erhalt eines funktionierenden Sozialsystems. Hinsichtlich genetischer Variabilität ist optimale Haltung und Paarung in der Praxis oft nicht mit dem natürlichen Verhalten und Sozialsystem zu vereinbaren (z. B. gleichmäßiger Fortpflanzungserfolg, optimales "Dispersal" und Individuenaustausch zwischen Gruppen).

Bei der Erhaltung genetischer Variabilität in insgesamt kleinen Populationen befindet sich der Züchter in einem Dilemma. Will er die individuelle Heterozygotie maximal halten, so sollten alle Tiere in einer einzigen Fortpflanzungspopulation erhalten werden (das muß nicht unbedingt am selben Ort sein, sondern kann durch häufigen Austausch von Tieren zwischen den verschiedenen Zoos erfolgen). Bei insgesamt geringer Individuenzahl wird in diesem Fall im Laufe der Zeit ein großer Teil der genetischen Variabilität durch genetische Drift verloren gehen. Ist es das Ziel, eine möglichst große Zahl verschiedener Allele in der Gesamtpopulation zu erhalten, so ist es besser eine größere Zahl isolierter Populationen zu erhalten. In jeder der Populationen werden durch genetische Drift in kurzer Zeit einzelne Allele fixiert werden (Homozygot), wir können aber erwarten, daß sich die fixierten Allele von Population zu Population unterscheiden. In diesem Fall besteht aber das eventuell größere Risiko, daß innerhalb der Populationen gravierende Inzuchteffekte auftreten (CHESSER et al. 1980).

Ein denkbarer Ansatzpunkt zur Verminderung des Verlustes genetischer Variabilität ist die Erhöhung der effektiven Populationsgröße N_e . Dies kann am natürlichsten durch

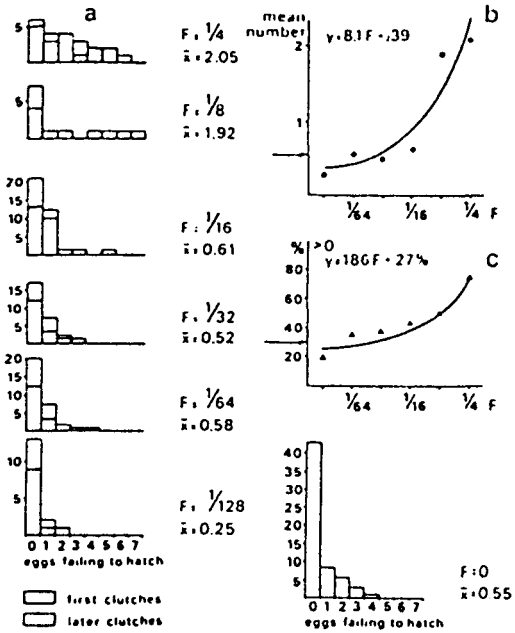


FIG. 3. a) Distribution of the numbers of eggs failing to hatch I. b) Regression of mean number of eggs failing on degree of inbreeding. c) Regression of percentage of clutches with one or more eggs failing to hatch on degree of inbreeding. Arrow indicates value found for $F = 0$.

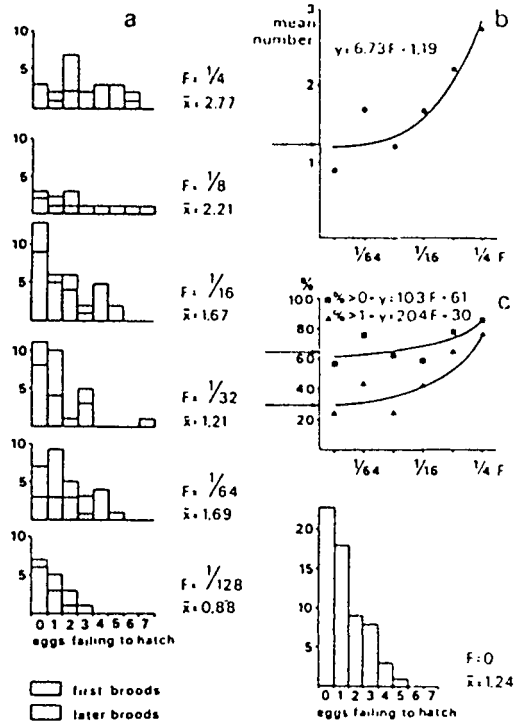


FIG. 4. a) Distribution of the numbers of eggs failing to hatch II. b) Regression of mean number of eggs failing on degree of inbreeding. c) Regression of percentage of clutches with one or more eggs failing to hatch on degree of inbreeding. Arrow indicates value found for $F = 0$.

Vergrößerung der Gesamtpopulation erreicht werden (CHESSEY et al. 1980). Zusätzlich kann all denen Effekten entgegen gewirkt werden, die zu einer Verringerung von N_e gegenüber der aktuellen Populationsgröße N führen. Insbesondere die Vereinheitlichung des Fortpflanzungserfolges sowohl hinsichtlich des Geschlechterverhältnisses als auch hinsichtlich der Zahl der Nachkommen verspricht einen starken Effekt. Bei völlig identischem Fortpflanzungserfolg aller Brutpaare, also $x = 2$, $\sigma = 0$ wäre N_e sogar $2N$. Es sei jedoch angemerkt, daß derartige Eingriffe oft nicht mit dem Verhalten und Sozialsystem der Tiere in Übereinstimmung gebracht werden können.

In einem langfristigen Schutzkonzept sollten aber keine Konzepte Eingang finden, die auf kontinuierlichen Eingriff des Menschen angewiesen sind, z. B. den regelmäßigen Austausch eingefangener Tiere. Derartige Maßnahmen sollten nur vorübergehend bei der Sicherung besonders bedrohter Arten eingesetzt werden.

7.2.3.2.5 Schlußfolgerungen für den Naturschutz

Es gibt eine fortgeschrittene - bei weitem noch nicht vollständige - Theorie der Änderung in der genetischen Zusammensetzung von Populationen als Konsequenz diverser Populationsentwicklungen: Populationsdynamik, Dispersal, bottlenecks und geringe Populationsgröße. Wesentliche Erkenntnisse dieser Theorien sind folgende:

1. Sowohl Inzuchteffekte als auch der Verlust genetischer Variabilität können sich akkumulieren, Risiken können also über die Zeit anwachsen.
2. Ein einzelner befristeter Populationszusammenbruch hat keine gravierende Auswirkung auf die genetische Variabilität.
3. Migration führt zur Vereinheitlichung der genetischen Zusammensetzung von Subpopulationen bei relativ geringer Migrationsrate.
4. Die effektive Populationsgröße ist meist deutlich geringer als die aktuelle Populationsgröße.

Sehr viel weniger Information liegt über die Bedeutung von Inzuchtdepression und Verlust genetischer Variabilität für die Überlebensfähigkeit von natürlichen Populationen vor. Befunde gibt es fast ausschließlich aus der Labor- und Zootierhaltung. Diese Befunde und die gesamte Evolutionstheorie legen nahe, daß ein vollständiger Naturschutz die Erhaltung der gesamten genetischen Variabilität mit einschließen sollte, bzw. das unmittelbare

Table 1. *Inbreeding coefficients (F) and mean litter sizes in the first twelve generations of inbreeding. The means are of all litters, irrespective of lines*

Genera- tion	F (%) of litters	Unselected Lines					Selected Lines					Selecion differ- ential
		No. of lines surviving	No. of ♀♀ mated	No. of litters	Litter size		No. of lines surviving	No. of ♀♀ mated	No. of litters	Litter size		
					Mean	s.e.				Mean	s.e.	
Base	0	—	30	30	7.77	0.48	—	—	—	—	—	—
0	12.5	10	45	43	6.88	0.43	—	—	—	—	—	1.88
1	31.3	10	29	28	6.32	0.55	10	37	33	5.58	0.46	1.73
2	43.8	10	29	27	5.04	0.51	10	34	34	5.68	0.41	1.63
3	54.7	9	19	18	5.00	0.57	10	35	28	5.32	0.46	1.75
4	63.3	6	16	12	4.58	0.60	4	17	8	4.38	0.60	1.00
5	70.3	4	11	8	5.89	0.99	1	1	0	—	—	—
6	76.0	3	10	8	6.63	0.80	0	—	—	—	—	—
7	80.6	3	19	14	7.71	0.54						
8	84.3	3	16	13	6.08	0.45						
9	87.3	3	23	19	5.21	0.56						
10	89.7	3	27	21	7.29	0.54						
11	91.7	2	28	11	5.18	0.77						
12	93.5	1	20	19	7.58	0.60						

Risiken für die Existenz von Populationen durch Inzucht und genetische Verarmung bestehen. Anders formuliert: Schutzziel = Schutz aller Genotypen, nicht nur der Arten.

Der Erhalt einer effektiven Populationsgröße $N_e > 500$ langfristig und $N_e > 50$ kurzfristig werden auf sehr geringer Datenbasis empfohlen (FRANKEL & SOULÉ 1981; LANDE & BARROWCLOUGH 1987). Deshalb schlägt SHAFFER (1981) vor, in jeder Population ein Ausmaß genetischer Variabilität zu erhalten, das für unberührte Populationen der Art charakteristisch ist. Die Erreichung dieses Zieles könnte durch ständiges genetisches Monitoring der Zielpopulation kontrolliert werden. Computersimulationen könnten helfen die effektive und reale Populationsgröße zu bestimmen, die für eine Gewährleistung dieses Zieles erforderlich ist.

1.) Genetische Risiken müssen bei der Bestimmung einer MVP vor allem dann beachtet werden, wenn die Population gegenüber anderen Gefährdungsfaktoren relativ robust ist. Dies dürfte vor allem für Populationen großer Wirbeltiere zutreffen, die gegenüber Umweltschwankungen relativ unanfällig sind. Für Insekten erwarten wir hingegen eher, daß andere Faktoren, z.B. Klimaschwankungen oder Habitatdynamik, Bedeutung für die Risikoanalyse haben (vgl. EHRLICH 1983).

2.) Genetische Risiken könnten aber häufig als sekundäre Risiken in Erscheinung treten, wenn eine Population aus anderen Gründen stark dezimiert wurde. Kann sich die Population nach einem Einbruch z.B. wegen einer Epidemie nicht rasch erholen, so drohen ihr dann weitere Risiken durch den Verlust genetischer Variabilität und eventueller Inzuchteffekte. Damit könnte ein interaktiver Kreislauf entstehen, der schließlich zum Aussterben der Population führt (GILPIN & SOULÉ 1986).

In der Zukunft muß der Zusammenhang zwischen genetischer Variabilität, Inzucht und Überlebenswahrscheinlichkeit eingehend untersucht werden. Es ist erforderlich, praxisnahe Methoden für eine "genetische Kartierung" zu entwickeln. Für die Bestimmung von N_e müssen zuverlässige und handhabbare Methoden und Berechnungsverfahren entwickelt werden (vgl. Abb. 32 und 33).



Abb. 4. Oben: Verlauf des simulierten Auerhuhnbestandes unter Berücksichtigung der Junitemperatur. Mehrere längerfristige Phasen der Populationsentwicklung sind zu erkennen, obwohl die treibende Variable keinen Trend zeigt. — Unten: Die Überlebensraten der Küken zeigen eine große Variabilität. Die Population fällt ab, wenn mehrere niedere Überlebensraten aufeinanderfolgen.

Die Umweltbedingungen, denen eine Population ausgesetzt ist, verändern sich ständig, ohne daß damit eine grundsätzliche Veränderung der Umwelt verbunden wäre. Ungewöhnlich kalte Winter treffen die Population hart oder ein reichhaltiges Angebot an Nahrung ermöglicht ein Anwachsen der Population, Räuber und Parasiten sind häufig oder selten. Das Auftreten dieser Ereignisse ist nicht vorhersehbar, also "zufällig". Es hängt sowohl von den betrachteten Umweltfaktoren als auch von der Ausdehnung der Population ab, ob alle oder nur ein Teil der Individuen von einem solchen Ereignis betroffen werden. Auch hier kann das Schicksal der Präriehühner auf Martha's Vineyard als praktisches Beispiel dienen. Ein besonders strenger Winter in Verbindung mit einer ungewöhnlich hohen Zahl von Habichten reduzierte die Population drastisch. Drei Jahre später markierte der Ausbruch einer Krankheit "den Anfang vom Ende" für die Population (s. Abb. 17, in Kap. 7.2.3).

Einer der wichtigsten Umwelteinflüsse ist das Wetter. Wintermortalität vieler Vögel richtet sich direkt nach der Temperatur, z.B. beim Kleiber (NILSSON 1978). Witterung im Winter (Niederschlag) und Juni (Temperatur) bestimmen die Populationsdynamik des Haselhuhns in der Schweiz (EIBERLE & MATTER 1984). Ein Zusammenhang zwischen Reproduktionserfolg, Populationsentwicklung und Temperatur im Juni besteht offensichtlich auch beim Auerhahn (SCHRÖDER 1974; SCHRÖDER et al. 1982). Sie konnten sogar eine Computersimulation entwickeln, die die Populationsentwicklung des Auerhahns in den letzten 200 Jahren recht gut nachvollziehen kann (Abb. 34) und die alleine durch die Temperaturbedingungen im Juni gesteuert wurde. Eine MVP für diese Art müßte dementsprechend "Spielraum" für eine Kette von nassen, kühlen Sommerjahren lassen.

Im Falle des ostamerikanischen Präriehuhns waren mehrere strenge Winter ebenso an der Dezimierung der Population beteiligt wie ein ungewöhnlich massives Auftreten von Räubern (SIMBERLOFF 1986).

Ein extremes Beispiel von Witterungseinflüssen beobachtete REMMERT 1984 an einer fränkischen Grillenpopulation. Insektenpopulationen sind oft anfällig gegenüber Klimaschwankungen und können tatsächlich lokal aussterben, wie die Scheckenfalterpopulationen Kaliforniens belegen (EHRLICH & MURPHY 1987).

Krankheiten, vor allem auffällige Epidemien werden bei natürlichen Populationen immer wieder beobachtet (z.B. Butulismus, Myxomatose, Tollwut, Salmonellen etc.). Dennoch ist wenig bekannt, in wie weit derartige Epidemien zu Erlöschen von Lokalpopulationen beigetragen haben. Als Risikofaktor müssen wir vor allem Epidemien betrachten, während die Bedeutung von Krankheiten, an denen einzelne Tiere immer wieder leiden, schon in der "normalen Mortalität" miteingefasst werden.

Im großen und ganzen gibt es erstaunlich wenig Information darüber, wie Krankheiten zum Aussterben von Populationen beigetragen haben bzw. beitragen können. Als konkretes Beispiel kann das Schicksal der letzten ostamerikanischen Population von Präriehühnern (*Tympanuchus c. cupido*) dienen, die durch den Ausbruch einer Geflügelkrankheit, nach vorangegangenen Einbrüchen der Population aus anderen Gründen, so entscheidend geschwächt wurde, daß sie sich nicht mehr erholen konnte (SIMBERLOFF 1986).

Eine ähnliche Entwicklung zeichnet sich aktuell für die Wolfspopulation auf der Isle Royal in den USA ab, deren Bestand durch eine Hundekrankheit von mehr als 40 Individuen auf 12 im Jahre 1987 zusammengeschrumpft ist, Aussterben der Population ist zu befürchten.

In jüngster Zeit mußten wir einen bis zu 80 %igen Verlust der Seehundpopulation in der Nordsee durch eine Virus-Krankheit hinnehmen (KREMER 1989). Weitere bekannte Beispiele sind die Auswirkungen der Rinderpest auf die Wiederkäufer-Populationen Ostafrikas (SINCLAIR 1979) und die Tollwutausbreitung in den Rotfuchs-Populationen (*Vulpes vulpes*) (BRAUNSCHWEIG 1980)

Unter englischen Greifvögeln lassen sich etwa 10%-25% der Todesfälle auf Infektionskrankheiten oder Parasitenbefall und weitere 10%-25% auf andere organische Krankheiten. Tatsächlich wird in einem noch größeren Anteil Krankheit zu einer Beeinträchtigung führen, die die Lebenserwartung oder den reproduktiven Erfolg vermindert (GREENWOOD 1977). Gerade bei Greifvögeln ist zu erwarten, daß viele Krankheiten durch Beutetiere übertragen werden. Somit ist eine dichteabhängige Regulation des Krankheitsverlaufes in der Population eher unwahrscheinlich. Dies gilt vor allem deshalb, weil viele der Krankheiten nicht artspezifisch sind (GREENWOOD 1977).

In der Zukunft ist eher noch mit einer Zunahme der Bedeutung von Krankheiten als Faktor bei der Dezimierung von Populationen zu rechnen. Dies hat zwei Gründe: 1. kommt

es immer wieder zur Einführung faunenfremder Organismen bzw. von Organismen aus weit entfernt liegenden Regionen, die Krankheitskeime einschleppen können, gegen die *keine wirksamen Abwehrkräfte* existieren und 2. ist die Abwehrkraft von kleinen Populationen, insbesondere wenn sie schon lange klein sind, eventuell vermindert (Verlust genetischer Variabilität).

Es sollte auch berücksichtigt werden, daß Krankheiten oft erst dann wirksam werde, wenn Tiere aus anderen Gründen geschwächt sind. Untersuchungen über derartige synergistische Effekte, z.B. Ausbruch einer Krankheit nach einem strengen Winter mit geringem Nahrungsangebot liegen bislang nur wenige verwertbare Ergebnisse vor. Hier könnte eine Informationssammlung und -auswertung zusätzliche Erkenntnisse bringen (KAULE, mdl. Mitt.).

Nach Seuchen überlebt oft nur ein geringer Teil der Population. War bereits die Ausgangspopulation individuenarm, so können die wenigen Überlebenden eventuell keine neue Population mehr aufbauen. Gibt es keine weiteren Lokalpopulationen, die u.U. überhaupt nicht von einer Epidemie betroffen wurden, so ist eine Wiederbediedlung bzw. Auffrischung von außen nicht möglich.

Grundsätzlich spricht die Gefahr von Epidemien somit für den Erhalt von Metapopulationen, da das Überleben einer Gesamtpopulation oft eher davon abhängen wird, daß Teilpopulationen nicht von einer Epidemie erfaßt werden und nach deren Erlöschen die geeigneten Habitate neu besiedeln.

Im Rahmen einer Risikoanalyse sollte ermittelt bzw. abgeschätzt werden, wie häufig Krankheiten auftreten können, welche Auswirkungen sie haben (Intensität) und mit welcher räumlichen Anordnung der Populationen die Konsequenzen am besten gemildert werden können. Darüberhinaus ist auch zu beachten, wie sich über längere Zeiträume wiederholtes Auftreten von Epidemien auswirken kann, insbesondere auf die effektive Populationsgröße N_e .

7.2.3.4 Natur- und Umweltkatastrophen

Überschwemmungen, Lawinen oder, wie im Falle der Präriehühner, Feuer können einzelne Lokalpopulationen völlig auslöschen bzw. mit einem Schlag erheblich reduzieren. EWENS et al. (1987) weisen darauf hin, daß die

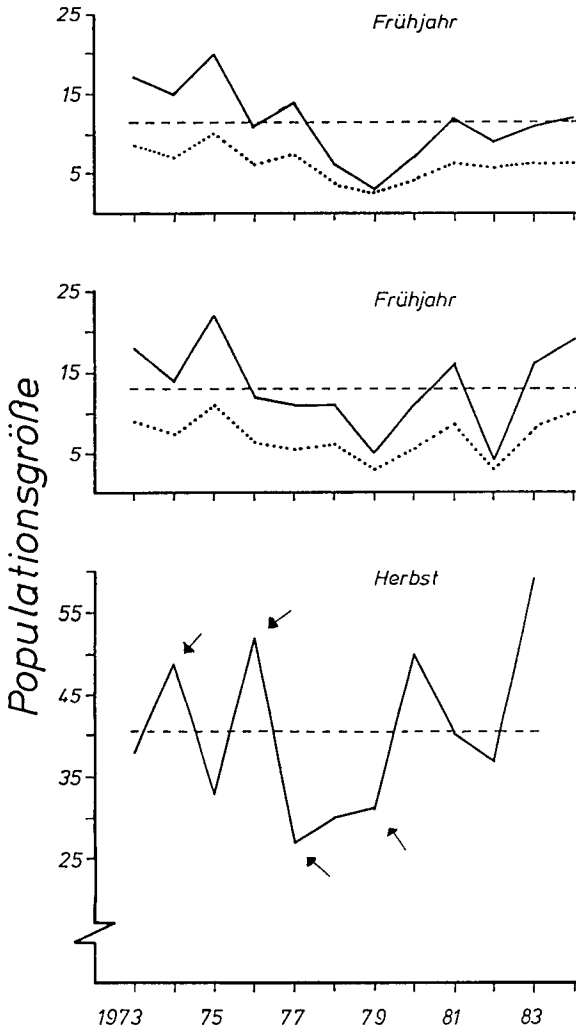


Abb. 35 Größenschwankungen einer südschwedischen Kleiberpopulation, festgestellt zu verschiedenen Jahreszeiten. Die gepunkteten Kurven stellen die Angaben nur für die Weibchen dar.

Wahrscheinlichkeit einer Population eine Naturkatastrophe zu überleben, häufig stärker durch die räumliche Ausdehnung der Population als durch die Zahl der Individuen bestimmt wird. Unter Umständen ist eine einzelne Population somit nicht in der Lage, ein festgelegtes Überlebenskriterium zu erfüllen (SHAFFER 1987). In diesem Fall ist es für einen erfolgreichen Schutz der Art unbedingt erforderlich, mehrere Lokalpopulationen zu erhalten.

So hat ein Sturm einen der Restbestände des Kranichs *Grus americanus* (whooping crane) in Louisiana, USA, soweit reduziert, daß an eine Erholung der Population aus eigener Kraft nicht mehr zu denken war (SAMSON et al. 1985). An der Nordseeküste führen Sturmfluten immer wieder zu erheblichen Einbrüchen in den Brutvogelkolonien.

Grundsätzlich betrachtet sind Naturkatastrophen Bestandteil der Schwankungen in den Umweltbedingungen. Alleine aus pragmatischen Gesichtspunkten ist es günstiger, Naturkatastrophen als eigene Kategorie von Unsicherheitsfaktoren zu berücksichtigen. Während "normale" Schwankungen in den Umweltbedingungen in ökologischen Untersuchungen miteinfaßt werden (können), treten die definitionsgemäß seltenen Katastrophen selbst in Langzeituntersuchungen meist nicht in Erscheinung. Es wird in vielen Fällen der Auswertung historischer Überlieferungen und der Intuition des Forschers überlassen bleiben, die Häufigkeit und Auswirkungen von denkbaren Naturkatastrophen abzuschätzen.

Umwelt-Katastrophen, wie unlängst von SANDOZ am Rhein, könnten ebenfalls ganze Populationen bedrohen.

7.2.4 Zusammenfassung: Wege zur Bestimmung einer MVP

Das Wissen über die oben genannten Risiken für die Existenz einer Population, muß im Rahmen einer Risikoanalyse so verfügbar gemacht werden, daß Prognosen über die Zukunft einer Population möglich werden.

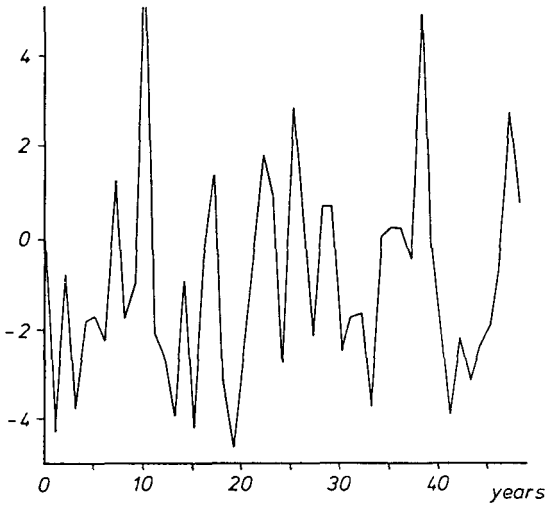
In diesem Abschnitt soll noch einmal das Konzept der MVP zusammengefasst und der Weg zur Bestimmung einer MVP skizziert werden.

1. Schritt

Wir beobachten an natürlichen Populationen, daß diese zum Teil beträchtlichen Größenschwankungen ausgesetzt sind (Abb. 35). Wir wissen, daß im Rahmen dieser natürlichen Schwankungen Populationen aussterben. Das Ausmaß der

Winter Temperature

degrees centigrade



Beech Mast

index

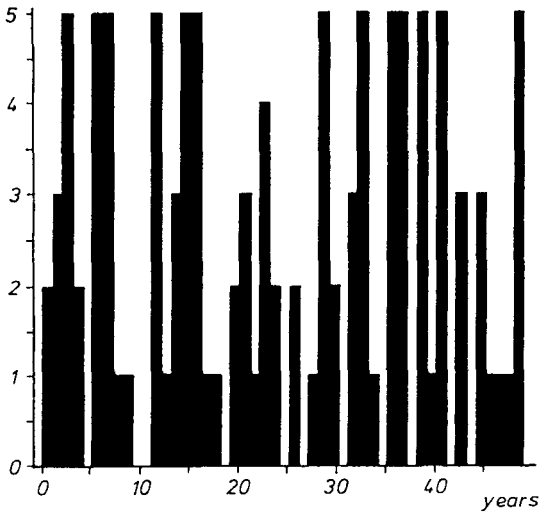


Abb. 36 Mit Hilfe des Computers generierte Folge von Winter-temperaturen und Buchenmast-Ereignissen für einen Zeitraum von 50 Jahren.

Schwankungen ist in der Regel für große Vertebraten am geringsten und für Insekten am höchsten (bis über Faktor 100), Kleinsäuger (Faktor 10) oder Singvögel (Faktor 3) nehmen eine mittlere Stellung ein (MÜHLENBERG 1990). Wir wollen jetzt die mittlere Größe der Population bestimmen, bzw. die Rahmenbedingungen (Flächengröße und -qualität, Habitattyp, Habitatfragmentierung) ermitteln, die einer Population mit einer festgelegten Wahrscheinlichkeit (z.B. 95%) über einen festgelegten Zeitraum (z.B. 100 Jahre) das Überleben ermöglichen: eine MVP.

2. Schritt

Wir interessieren uns für die speziellen Ursachen, die in der konkreten Situation zu einer Zu- oder Abnahme der Population geführt haben (Pfeile in Abb. 35). Um diese zu erkennen sind wir auf eine Untersuchung der Ökologie und Demographie der Population im Feld und Auswertung von Literaturdaten angewiesen. Zum Beispiel haben sich für die schwedische Kleiberpopulation (*Sitta europaea*) vor allem die Wintertemperatur und zusätzlich das Angebot an Bucheckern im Herbst als Faktoren herauskristallisiert, die die Dynamik der Population beeinflussen. Im Falle des kalifornischen Scheckenfalters (Checkerspot butterfly, *Euphydryas editha*) wird die Dynamik der Teilpopulationen bis hin zum Aussterben von Lokalpopulationen durch Sommertrockenheit, Hanglage und Angebot an Futterpflanzen bestimmt (WEISS et al. 1988). Für die fränkischen Grillen reichen nur die wenigen besonders warmen Sommer für eine explosionsartige Vermehrung der Population aus (REMMERT 1984).

3. Schritt

Um nun die Überlebenswahrscheinlichkeit beispielsweise einer Kleiberpopulation unter bestimmten Umweltbedingungen zu ermitteln, müssten wir ca. 500 verschiedene Kleiberpopulationen mit exakt identischen Umweltbedingungen über einen längeren Zeitraum beobachten und den Anteil der aussterbenden Populationen bestimmen. Dies ist natürlich nicht möglich!

Wir können eine derartige Untersuchung aber mit Hilfe einer Computersimulation oder analytischer Methoden durchführen. Dazu erzeugen wir zunächst eine wirklichkeitsnahe Kette von Umweltereignissen (Abb. 36 a und b). Mit einem realistischen Populationsmodell - es berücksichtigt umfangreiche ökologische und demographische Daten der untersuchten Population - können wir die Reaktion einer Population auf diese Umweltereignisse simulieren (Abb. 37).

Number of Individuums

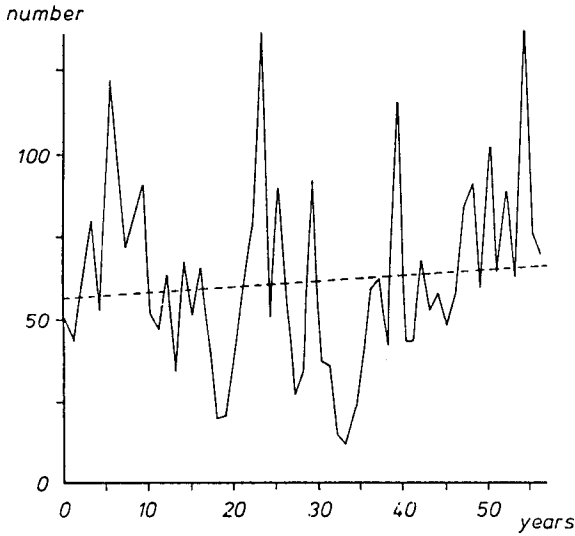


Abb. 37 Vom Computer errechnete Populationsentwicklung der simulierten Kleiberpopulation als Reaktion auf die in Abb. 36 vorgegebenen Umweltereignisse.

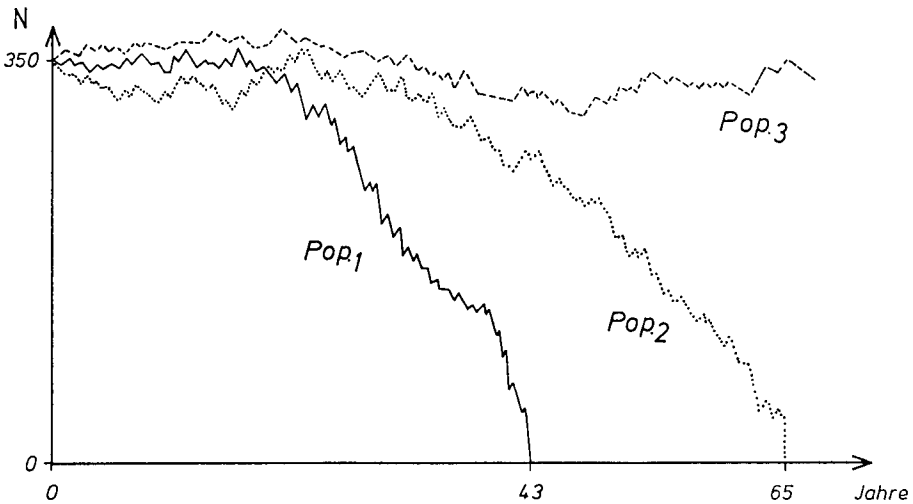


Abb. 38 Dreifache Wiederholung der Simulation einer Populationsentwicklung am Beispiel des Kleibermodells. In zwei Fällen ist die "Computerpopulation" innerhalb des 100 Jahreszeitraums ausgestorben.

Wir wiederholen dieses Experiment wenigstens 500 mal, wobei wir die einzelnen Simulationsabläufe abbrechen wenn die "Computerpopulation" ausgestorben oder wenn ein bestimmter Simulationszeitraum (z.B. 100 Jahre) verstrichen ist (Abb. 38). Selbst unter vollständig identischen Umweltbedingungen ist der Verlauf der Populationsentwicklung nicht völlig determiniert. Demographische Zufallereignisse, die wir ja ebenfalls in unserem Simulationsprogramm erzeugen, werden auch unter völlig identischen Umweltbedingungen zu verschiedenen Resultaten führen.

In der Regel wollen wir aber eine Prognose über die zukünftigen Chancen einer Population erstellen, entweder unter identischen Rahmenbedingungen, oder unter veränderten Bedingungen, wie sie zum Beispiel in einem Regionalplan niedergelegt sind. Wir kennen zwar die Gesetzmäßigkeiten mit der bestimmte Umweltereignisse auftreten, können aber - auf Grund der stochastischen Natur dieser Ereignisse - die Zukunft nicht exakt voraussehen. Deshalb werden wir für jede der "Simulationspopulationen" nicht völlig identische Umweltbedingungen verwenden, sondern Umweltbedingungen, die nach denselben bekannten Gesetzmäßigkeiten in jedem Simulationsprogramm neu erzeugt werden.

5. Schritt

Die Simulationsergebnisse lassen sich in einer kumulativen Überlebenskurve zusammenfassen (Abb. 39). Aus dieser Kurve können wir entnehmen, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Population bei bestimmten Rahmenbedingungen einen bestimmten Zeitraum überleben wird. Im weiteren Verlauf können wir die Rahmenbedingungen ändern - z.B. erweitertes Flächenangebot, verstärkte Isolation - und wiederum 500 Simulationen durchführen. Auf diese Weise können wir nun Rahmenbedingungen ermitteln, die einer Population ein Überleben mit der festgelegten Wahrscheinlichkeit ermöglichen. Die Population, die unter diesen Bedingungen existieren kann, ist dann eine minimalgroße überlebensfähige Population, die das gesellschaftlich festgelegte MVP-Kriterium erfüllt.

6. Schritt

In vielen Fällen werden wir feststellen, daß die Populationen bedrohter Arten nicht mehr dem festgelegten MVP-Kriterium entsprechen (Abb. 40a). Mit Hilfe unserer Computersimulationen können wir versuchen Rahmenbedingungen zu ermitteln, die die Existenz einer MVP ermöglichen. Im einfachsten Fall können wir dies durch eine

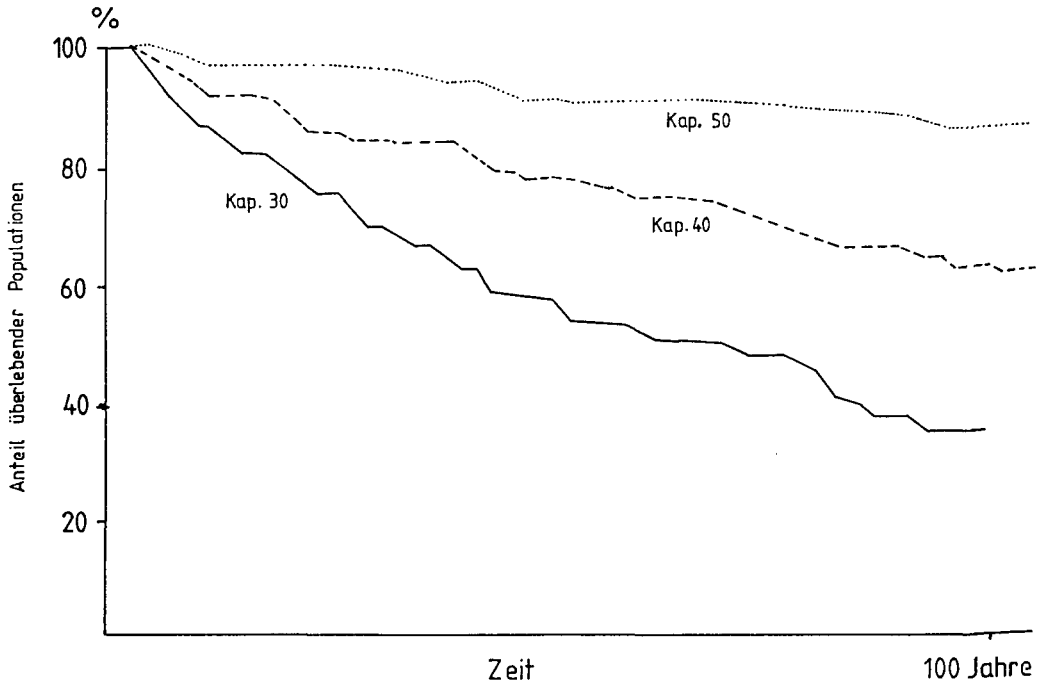


Abb. 39 Zusammenfassung von 500 Simulationsabläufen einer Kleiberpopulation. Als Rahmenbedingung wurden verschiedene Lebensraumkapazitäten (Ausgangspopulation mit 30, 40, 50 Tieren) vorgegeben.

Flächenerweiterung erreichen, die die mittlere Populationsgröße auf oder über die MVP-Größe heben (Abb. 40b). Es lassen sich vielleicht auch Maßnahmen finden, die z.B. durch Verringerung der Populationsdynamik oder durch Verringerung bestimmter Risiken die erforderliche Größe der MVP reduzieren (Abb. 40c). Nehmen wir z.B. an, daß für den kalifornischen Scheckenfalter bereits ein Schutzgebiet auf einem Südhang existiert. Dann könnte die Einbeziehung eines Nordhanges in das Schutzgebiet denselben Schutzeffekt haben, wie die Erweiterung um einen 3mal so großen Südhang, da die Population je nach den aktuell herrschenden Klimabedingungen auf den feuchteren Nord- oder den trockeneren Südhang ausweichen kann. Dies führt zu einer Reduktion der Populationsdynamik und ermöglicht somit die Existenz einer MVP mit niedrigerer mittlerer Populationsgröße.

Auch bei festgelegtem MVP-Kriterium gibt es also nicht nur eine, sondern viele verschiedene Rahmenbedingungen, die die Existenz einer MVP ermöglichen.

7.2.5 Fragenkatalog zur Durchführung von Gefährdungsgradanalysen (PVA) zur Bestimmung einer MVP

Für die praktische Durchführung einer Gefährdungsgradanalyse (PVA) müssen folgende Informationen gesammelt und ausgewertet werden (vgl. MARCOT et al. 1988):
(Für alle Werte sollte kurz die zugrunde liegende Methode erwähnt und eine Fehlerabschätzung (Vertrauensbereich) mit angegeben werden).

zum Bestand:

1. Aktuelle Verbreitung und Abundanz der betreffenden Zielart.
2. Bestandsentwicklung der letzten Jahrzehnte (Wo sind Vorkommen erloschen, soweit bekannt aus welchen Gründen? Wo fanden Neu- oder Wiederbesiedlungen statt?).
3. Deterministische Gefährdungsursachen wie Lebensraumzerstörung oder direkte Verfolgung.

zum Raumanpruch:

4. Sozial- und Reproduktionsgemeinschaft der Art zum Überleben des Individuums und kleinste Anzahl der Individuen, die eine funktionierende soziale oder reproduktive Einheit bilden.
5. Schwankungsbereich und Mittelwert der Aktionsraumgröße (home range) für die soziale bzw. reproduktive Einheit und

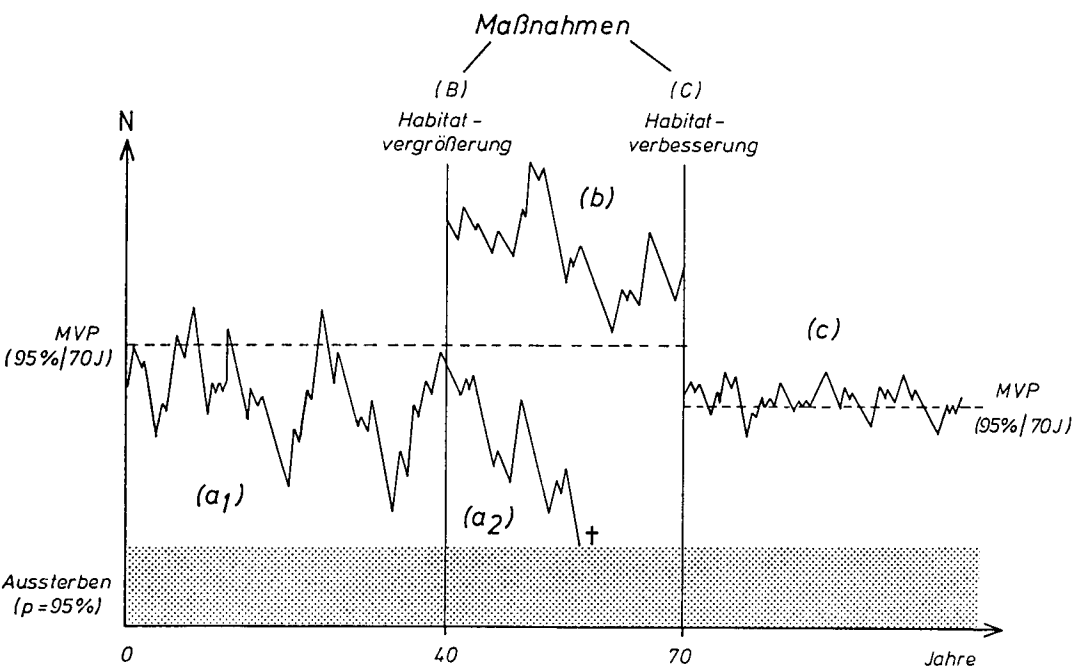


Abb. 40 Erfundene Populationsentwicklung einer Tierart: im Zeitraum a_1 überlebt die Population, im Zeitraum a_2 stirbt sie aus. Die benötigte Individuenzahl für eine MVP mit der Definition "70 Jahre mit 95% Wahrscheinlichkeit überlebensfähig" ist mit der gestrichelten Linie angedeutet.

Durch Veränderung der Rahmenbedingung kann die Population vergrößert (Maßnahme B) oder ihre Fluktuationen durch Verbesserung der Habitatqualität verringert werden (Maßnahme C). Als Folge liegt die Population in (b) über der MVP, in (c) wird die MVP-Zielsetzung auch mit weniger Individuen errechnet.

ihre saisonalen Veränderungen. Abhängigkeit dieser Variablen von der Habitatqualität (vergl. Punkte 19-21).

6. Gesamtes in der Lebenszeit benötigtes Gebiet (life range) mit Spezialbedürfnissen (z.B. Nistbaum, Salzlecken etc.). Welche Überlappung besteht zwischen Individuen?

7. Wie groß ist das verteidigte Gebiet (Territorium)? Werden Nahrungs- und/oder Brutterritorien verteidigt? Welche Unterschiede bestehen zwischen Alter und Geschlecht bzw. sozialem Status?

zur Populationsbiologie:

8. Absolute Populationsgröße (möglichst aus mehreren Jahren).

9. Maximal (kurzfristig) im Habitat erreichbare Populationsgröße (kann über der langfristigen carrying capacity liegen)

10. Populationsaufbau nach Alter und Geschlecht.

11. Demographische Variationen wie Fortpflanzungsrate, Überlebensrate, Alter der ersten und letzten Reproduktion. Abhängigkeit dieser Variablen von Habitatmerkmalen (vgl. Punkt 20 und 21).

12. Sterberaten und Geburtsraten nach Alter und Geschlecht (Lebenstafeln), bzw. Nettoreproduktionsrate (in Abhängigkeit von der Populationsdichte):

$$r: dN/dt = rN \quad \text{bzw.} \quad R: N_{t+1} = N_t \cdot R$$

13. Individuelle Fortpflanzungserfolge (getrennt nach Altersgruppen) und ihre Varianz (Nachkommen, wenn möglich, nach Männchen und Weibchen getrennt).

14. Paarungs- und Brutsystem (Monogamie, Polygamie, Ortstreue, Brutpflege).

15. Bestimmung der effektiven Populationsgröße (Zahl der den Genpool beeinflussenden Individuen) und Schätzen des Inzuchtkoeffizienten, um Verluste genetischer Variation abzuschätzen.

16. Verbreitungsverhalten innerhalb des Habitats bzw. der Population (Wie weit brüten Jungtiere von ihren Eltern weg? Informationen nach Möglichkeit trennen nach Geschlecht, Alter, eventuell Habitatqualität und Populationsdichte).

17. Struktur der Metapopulation: Ist die Art bereits jetzt in Teilpopulationen zergliedert? Welcher Austausch an Individuen besteht derzeit zwischen den Teilpopulationen? Tragen die einwandernden Individuen zum Genaustausch bei? Wie groß sind Ein- und Auswanderungen?

18. Interaktionen mit anderen Arten wie Konkurrenten, Räubern, Parasiten, Beutetieren oder Nahrungspflanzen.

zur Habitatqualität:

172

19. Primärhabitat und Substrat zur Reproduktion und Aufzucht.
20. Art, Menge, Qualität und Anordnung von Mikrohabitaten, die das Überleben und die Reproduktion fördern.
21. Habitatqualitäten, die für die Nahrungsaufnahme genutzt werden.
22. Dynamik des Habitats (Gehen die Habitate z.B. im Rahmen von Sukzessionen ständig verloren bzw. wann und wo entstehen neue?).

zur Einschätzung der zukünftigen Entwicklung:

Evaluierung der Punkte 1-22 und folgende weitere Informationen:

23. Größe, Zahl und Lagebeziehungen der genutzten Habitate.
24. Identifizierung und Kartierung geeigneter Habitate.
25. Verbreitungsfähigkeit und maximaler Abstand zwischen geeigneten Habitaten für Interaktionen. Dazu kann in erster Näherung für die Praxis die Darstellung derjenigen Fläche sinnvoll sein, die sich aus einem Kreis mit dem Radius der halben möglichen Verbreitungsdistanz ergibt.
26. Einschätzung der Isolationseffekte infolge Fragmentierung der Habitate. Barrierewirkung von natürlichen und anthropogenen Landschaftsstrukturen. Welche Strukturen in der Landschaft fördern den individuellen Austausch zwischen den Teilpopulationen?
27. (seltene) Umweltkatastrophen, z.B. Waldbrände, Überschwemmungen, Epidemien, Einführung faunenfremder Tiere, aber auch Umweltkatastrophen aus Menschenhand (aber keine permanenten Umweltveränderungen wie Überbauung oder Habitatveränderung, das gehört zu deterministischen Gefährdungsgründen)
(Angaben über seltene Katastrophen sind wohl nur als begründete Schätzung möglich).

7.2.6 Computersimulationen im Rahmen der PVA

Kennt man die verschiedenen Risikofaktoren, die die Existenz einer Population gefährden, dann stellt sich das Problem, aus den Einzelinformationen konkrete Zukunftsprognosen abzuleiten. Ein Beispiel: Angenommen, man weiß aus vorangegangenen Untersuchungen, daß die Entwicklung einer Kleiberpopulation im wesentlichen von der Wintertemperatur und der Buchenmast abhängt, so ist dies noch nicht ausreichend, um Aussagen über die Wahrscheinlichkeit, mit der die Population die nächsten hundert Jahre überlebt, treffen zu können. Derartige

Wahrscheinlichkeitsangaben können nicht aufgrund einer Untersuchung einer einzigen Population gemacht werden, weil Aussterben und Überleben Prozesse sind, deren Eintreten auch von zufälligen Ereignissen mitbestimmt wird. Hier bietet sich als ein möglicher Ausweg der Entwurf eines Populationsmodells und die anschließende Simulation von Populationen mit Hilfe eines Computers an. Diese Methode erlaubt, die Entwicklung vieler (fiktiver) Populationen, die exakt denselben Ausgangsbedingungen unterliegen, zu verfolgen und zu dokumentieren. Schließlich läßt sich über das Verhältnis von ausgestorbenen zu überlebenden (Computer)-Populationen die Aussterbewahrscheinlichkeit unter diesen speziellen Bedingungen bestimmen.

Modelle spielen in der Populationsökologie schon seit ihren Anfängen eine große Rolle. SEITZ (1984) faßt die wesentlichen Gründe für das Erstellen ökologischer Modelle zusammen:

1. Versuche, prinzipielle Gesetzmäßigkeiten eines Systems exakt zu formulieren. Solche Modelle beschreiben zwar kein bestimmtes System, demonstrieren jedoch allgemeine Gesetzmäßigkeiten wie Stabilität, Rückkopplung und Interaktionen.
2. Entwicklung von Modellen, um sie anstelle von realen Systemen zu untersuchen. Dies ist dann sinnvoll, wenn die natürlichen Systeme zu komplex sind oder die gewünschten Untersuchungen aus zeitlichen bzw. technischen Gründen nicht durchführbar sind.
3. Modelle als Synthese von Untersuchungen.

Viele, vor allem die ältesten ökologischen Modelle sind formelle Beschreibungen natürlicher Funktionsprinzipien mit Hilfe mathematisch-analytischer Methoden (z.B. LOTKA 1925, VOLTERRA 1926). Die analytische Lösung von Differentialgleichungs-Modellen ist jedoch oft sehr schwierig, wenn nicht sogar unmöglich. Um nach einem komplizierten mathematischen Modell beispielsweise die Populationsgröße zu einem bestimmten Zeitpunkt ausrechnen zu können, bedarf es mathematischer Verfahren, die den meisten Ökologen nicht geläufig sind. Man kann jedoch den analytischen Weg mit Hilfe der Simulation von Differentialgleichungssystemen umgehen: Durch mehrmalige Wiederholung einer Rechenvorschrift kommt man annäherungsweise zu dem gleichen Ergebnis wie der Mathematiker mit seiner analytischen Lösung. Die immer schneller arbeitenden Rechner machen es leicht, selbst komplizierte Systeme abzubilden und auf die Wirkung veränderter Parameter zu untersuchen (s. SEITZ 1984).

Ein Beispiel für die Errechnung der Wahrscheinlichkeit P , daß eine Population, die mit einer festgelegten Ausgangsgröße N_0 startet, unter ein bestimmtes Niveau N_c in einer Zeit T fällt (Quasiaussterbewahrscheinlichkeit), geben GINZBURG et al. (1982). Diesem Beispiel liegt jedoch das einfachste Modell dichteabhängigen Wachstums zugrunde, die logistische Gleichung: $dN/dt = rN(1 - N/K)$. Bei der Analyse ging man davon aus, daß die Kapazität K konstant bleibt und die Wachstumsrate r (und ihre Varianz σ) Umweltfluktuationen unterliegt. Auf diese zwar etwas schwierige aber wenig aufwendige Art und Weise kann man schnell zu Ergebnissen kommen. In dem Beispiel von GINZBURG et al. (1982) wird deutlich (neben der erwarteten Zunahme von P für längere Zeiten T und r , $\sigma = \text{konstant}$), daß die Wahrscheinlichkeit P bei Vergrößern der Varianz σ immer unempfindlicher gegenüber einer Verringerung der Wachstumsrate r wird. Außerdem können Angaben über Zusammenhänge zwischen Größe der Ausgangspopulation, Wachstumsrate und Aussterbewahrscheinlichkeiten gemacht werden. Wenn jedoch das ökologische Modell komplizierter - also realistischer - wird, kann die Lösung der Gleichungen sehr schwierig, wenn nicht sogar unmöglich werden (vgl. Modell GOODMAN, 1987a).

Eine Alternative, die sich grundsätzlich von den oben skizzierten unterscheidet, ist die sogenannte **diskrete stochastische Simulation**. Das bedeutet, daß die Simulation auf der Modellierung der einzelnen Systemkomponenten, im vorliegenden Fall den Individuen einer Population, beruht. Die Aussterbewahrscheinlichkeiten werden hier nicht errechnet, wie im vorherigen Beispiel, sondern durch Beobachten und Auswerten des Schicksals von sehr vielen "Computerpopulationen" ermittelt.

Kleiber-Computerprogramm

Eigens für dieses Forschungsprojekt wurde ein derartiges Computersimulationsprogramm (Name: POPCORN) entwickelt, mit dessen Hilfe sich die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen ermitteln läßt. Das Programm ist in seiner vorliegenden Form beispielhaft auf den Vogel Kleiber (*Sitta europaea*) zugeschnitten, aber so flexibel konzipiert, daß es beliebig zu erweitern ist und damit auf andere Populationen übertragen werden kann (Baukastenprinzip). Vielseitigkeit hat jedoch ihren Preis: Die Bedienung von POPCORN ist nicht unkompliziert und zur Nutzung der Weiterentwicklungsmöglichkeiten sind unbedingt Kenntnisse in der Programmiersprache Turbo - Pascal erforderlich. Denn anders als andere Simulationspakete liegt POPCORN nicht übersetzt vor, sondern in Form einer Programmbibliothek. Die Teilprogramme müssen auf die jeweils spezielle

Anwendung zugeschnitten und kombiniert werden. Diese Arbeit wird jedoch durch verschiedene Hilfsprogramme erleichtert. Die Flexibilität von POPCORN erlaubt es, nach und nach immer mehr Information über die betreffende Tierart und die Beziehungen zu ihrem Lebensraum in die Simulation zu integrieren: Zunächst genügt ein grobes Grundmodell; POPCORN unterstützt die nachträgliche Verfeinerung des Modells.

Funktionsprinzip und Beschreibung

Die Individuen sind in POPCORN einzeln als "Karteikarten" repräsentiert, auf denen ihnen bestimmte Eigenschaften (Alter, Geschlecht, Gelegegröße...) zugewiesen werden.

Auf die Individuen der Population wirken nacheinander Ereignisse einer Ereignisliste ein. Dies führt zu zeitlichen Veränderungen der Population. Das entspricht zwar nicht der kontinuierlichen Weiterentwicklung in der Natur, jedoch ist der Fehler bei genügend kurzen Zeitintervallen unbedeutend. Wie fein die Einteilung der Intervalle sein muß, hängt nur von der simulierten Tierart ab. Bei langlebigen Arten genügt es häufig, die Population monatsweise fortzuschreiben. Typische Ereignisse sind zum Beispiel Paarung, Aufnahme der Jungtiere in die Erwachsenenpopulation oder Winter. Auch das Sterben von Individuen - in Wirklichkeit ein kontinuierlicher Prozeß - ist als Ereignis formuliert. Ereignisse kann man als Filter auffassen, die die verschiedenen Populations- und Habitatvariablen transformieren. Das bedeutet, daß Ereignisse entweder direkt auf die Population einwirken, indem sie etwa Jungtiere hinzufügen oder andere Tiere entfernen, oder aber indirekt über Habitatveränderungen die Population beeinflussen.

Während der Simulation läuft eine Simulationsuhr mit, die die aktuelle Simulationszeit in der vom Benutzer festgelegten Zeiteinheit festhält. Ein Simulationslauf endet entweder damit, daß eine festgesetzte Zeitschranke überschritten wird (dann hat die Population überlebt), oder damit, daß die Population ausstirbt.

Es ist nun möglich, beliebig viele Simulationsdurchläufe mit denselben Ausgangsbedingungen durchzuführen. POPCORN speichert dabei nicht nur das Endergebnis der einzelnen Simulationen (überlebt oder ausgestorben), sondern kann zu frei wählbaren Zeitpunkten beliebig oft alle veränderlichen Variablen, ob Population oder Habitat betreffend, abspeichern. Der einzige limitierende Faktor ist der zur Verfügung stehende Speicherplatz des Computers.

Außerdem kann POPCORN zu jeder Zeit während einer laufenden Simulation einem kompletten Census der Population, sowie Graphiken der Altersverteilung, Populationsentwicklung, der

Mortalitätsrate sowie der Habitat- bzw. Umweltfaktoren darstellen. Das Graphikmenü ist sehr benutzerfreundlich gestaltet: Es erlaubt, die verschiedenen Kurven fast beliebig auf dem Bildschirm zu kombinieren. Dazu können sie einzeln ausschnittsvergrößert dargestellt werden. Weitere Möglichkeiten während einer laufenden Simulation sind die Einzelschritt-Simulation und der Zugriff auf die Parameter bzw. Ergebnisdateien.

Die von der Simulation erzeugten 'Census'- und 'Result'-Dateien können von dem Unterprogramm EXAMINE zur Anzeige und statistischen Auswertung gelesen werden. Mit EXAMINE können beliebige Simulationsläufe oder Datensätze ausgewählt und graphisch auf die gleiche Art dargestellt werden, wie während der laufenden Simulation. Histogramme der Aussterbehäufigkeit über die Aussterbezeit können angezeigt werden. Außerdem stellt EXAMINE nach einer Simulationsserie die Kurve der überlebenden Populationen (in Prozent) im Laufe der Zeit dar, überlagert von einer berechneten exponentiellen Regressionskurve. Zudem werden die jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten ermittelt und die Zeit, die nach der nur noch 50 % der Ausgangspopulationen leben (Halbwertszeit aus der Regressionskurve). Bei dieser Analyse wird davon ausgegangen, daß das Risiko für eine Population unter gegebenen Bedingungen zu jedem Zeitpunkt theoretisch gleich ist. Dies ist plausibel, weil die Populationsgrößen im Mittel konstant bleiben und nur statistischen Schwankungen unterliegen. Es sterben also Jahr für Jahr im Durchschnitt prozentual genauso viele Populationen aus wie im Vorjahr. Aus diesem Grunde erhält man für die Anzahl der noch lebenden Populationen eine negativ exponentielle Verteilung:

$$N(t) = N(0) * \exp(-t/a)$$

wobei:

t = Zeit

N(t) = Anzahl lebender Populationen zum Zeitpunkt t

a = Parameter der Verteilung; a > 0;

Der Parameter a der Verteilung wird durch exponentielle Regression aus der 'überlebte Populationen' Statistik ermittelt. Die jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit berechnet sich aus:

$$p = N(t + 1\text{Jahr}) / N(t) = \exp(-1\text{Jahr}/a)$$

Die Zeit, nach der die Aussterbewahrscheinlichkeit genau 50% beträgt: T halb = ln(2) * a

Da der Aussterbeprozess einer hochvarianzigen Verteilung unterliegt, wird der Fehler der berechneten Ergebnisse auch bei großer Zahl an Simulationsläufen im Prozentbereich liegen (brauchbare Werte schon ab 50 ausgestorbenen

Populationen, trotz 500 noch Schwankungen um die 5%). Eine Abweichung von der berechneten Verteilung liegt darin begründet, daß eine Population in den ersten Jahren einer Simulation kaum aussterben kann, da sie mit einer gewissen Zahl von Individuen beginnt und diese nicht alle auf einmal in sehr kurzer Zeit sterben. Deshalb überleben in der Anfangsphase mehr Populationen als erwartet.

Der vorliegenden Version unseres Simulationsprogrammes liegen Untersuchungen über Verbreitung, Bestand, Raumanpruch und Demographie von Kleiberpopulationen zugrunde. Eine Zusammenfassung der wichtigsten wissenschaftlichen Forschungsergebnisse ist dem Bericht als Anlage beigefügt. Von diesen Ergebnissen ausgehend wurde das Simulationsprogramm auf den Kleiber angepaßt. Zwar gehen noch nicht alle bekannten Aspekte der Biologie und der Habitatbeziehungen des Kleibers in das Programm ein, das Prinzip jedoch wird deutlich. Es wird berücksichtigt, daß die Schwankungen der Kleiberpopulationen im wesentlichen von zwei Faktoren beeinflußt werden: Der mittleren Wintertemperatur und der Qualität einer wesentlichen Futterquelle, der Buchenmast. Niedrige Wintertemperaturen erhöhen signifikant die Mortalität, während sich die Qualität der Buchenmast auf die durchschnittliche Reviergröße in den Herbst- oder Wintermonaten auswirkt, und damit auf die Anzahl der Jungtiere, die im Herbst ein Revier besetzen können. Jungtiere ohne Revier sterben oder wandern ab. Die Anzahl der schlüpfenden Jungen ist schwach von der Reviergröße abhängig. Der Einfachheit halber wurde jedoch in diesem Beispiel darauf verzichtet, auch diese Beziehung zu modellieren.

Im folgenden werden die Parameter, die im Kleiberbeispiel Berücksichtigung finden, aufgelistet. Um die Darstellung übersichtlich zu halten, ist sie entsprechend der Ereignisse (programmtechnisch in Form von Prozeduren realisiert), bei denen die einzelnen Variablen vorkommen, gegliedert.

Ereignis 'mating'

Hier werden Paarung und Reproduktion unter der Annahme der Monogamie simuliert. Die Jungen werden noch nicht als eigenständige Individuen geführt, sondern bleiben zunächst den Eltern zugeordnet.

Parameter:

firstMating : 3 - Monat der ersten Paarung im Jahr
 matelag : 12 - Zeitintervall zw. Paarungen
 materate : 1 - tatsächliche Paarungen / mögliche Paarungen
 fert_mean : 6.5 - mittlere Gelegegröße pro Paar
 fert_sd : 2 - Standardabweichung
 breedlag : 2 - Zeit zw. Paarung und Selbständigkeit der Jungen

Ereignis 'Kidleave'

Die Jungen verlassen die Eltern und werden unabhängig.

Parameter:

child_mort : 0.2 - Jungensterblichkeit (bis 2 Monate)
 sex_ratio : 0,5 - Anteil von Männchen bei den Jungen

Ereignis 'Death'

Parameter:

firstDeath : 1 - erstmöglicher Sterbezeitpunkt
 deathlag : 1 - Intervall zwischen den Sterbezeitpunkten
 winter_mort : 0.0921 - Wintermortalität pro Monat
 spring_mort : 0.0315 - Frühlingsmortalität pro Monat
 summer_mort : 0.032 - Sommermortalität pro Monat

Ereignis 'Winter'

firstWinter : 10 - Zeitpunkt des ersten Winters
 winterlag : 12 - Intervall zwischen den Wintern
 temp_mean : -1 - mittlere Wintertemperatur
 temp_sd : 1.8 - Standardabweichung

Ereignis 'beech'

Dieses Ereignis simuliert die Fluktuationen im Bucheckerangebot. Aus einer separaten Datei wird in jedem simulierten Jahr einer von 12 Buchenmastindices zufällig ausgesucht. Er dient auch dazu, die neue Habitatkapazität zu errechnen.

firstBeech : 6 - Zeitpunkt der ersten Buchenmast
 beechlag : 12 - Intervall zw. den Buchenmasten
 beechict : 31 - Zahl der Herbstterritorien ohne Buchenmast (Basiskapazität)
 beechslope : 4.1 - Steigung der Kapazitätsgeraden (sie zeigt an, wie stark sich die Kapazität mit dem Buchenmastindex ändert; bei großem beechslope fällt ein größerer Buchenmastindex stärker ins Gewicht)

Ereignis 'Recruit'

Number of Individuums

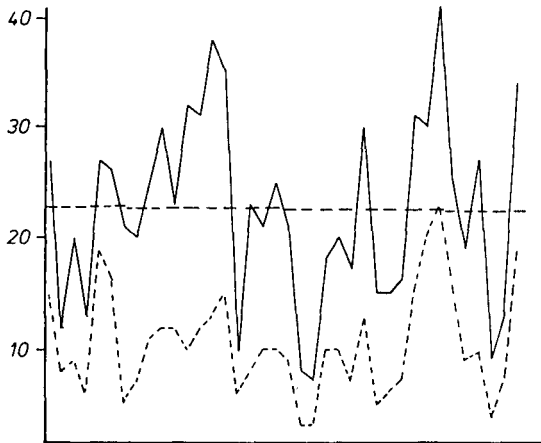


Abb. 41 Beispiel einer simulierten Populationsentwicklung nach Angaben einer südschwedischen Kleiberpopulation. Die gestrichelte Linie stellt die Entwicklung nur für die Weibchen dar.

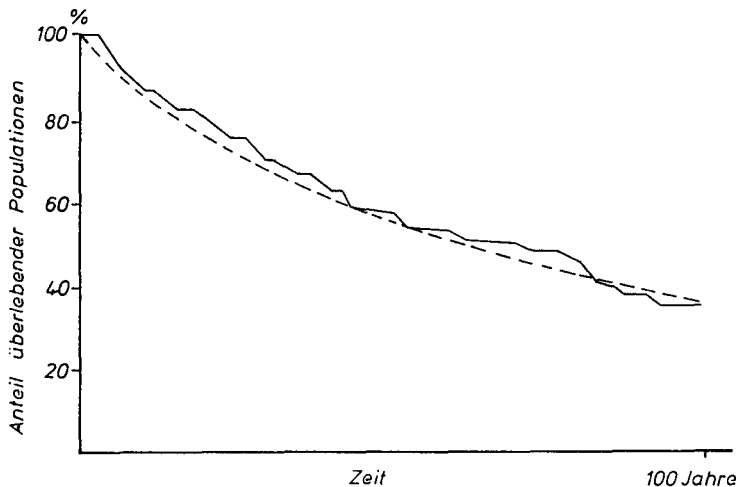


Abb. 42 Kumulative Überlebenskurve nach den Vorgaben definierter Variablen im Populationsmodell des Kleibers. Die Kurve entspricht im Prinzip der Abb. 39. Die gestrichelte Linie stellt die errechnete Reegressionskurve dar.

Dieses Ereignis bildet die Übernahme leerer Territorien von Jungtieren nach.

firstRecruit : 10 - Zeitpunkt der ersten Übernahme
 recruitlag : 12 - Intervall zw. den Übernahmen

Ereignis 'saveCens'

Hier kann vom Benutzer die Häufigkeit gewählt werden, mit der ein kompletter Census der Population abgespeichert wird.

Parameter:

firstsaveCens: 4 - Zeitpunkt der ersten Censusspeicherung
 saveCenslag : 60 - Intervalle zw. den Speicherungen

Wie POPCORN installiert, gestartet und bedient wird, kann aus der Programmbeschreibung (Anlage) entnommen werden. Dort ist auch die Programmstruktur dokumentiert.

Beispiele

1. Darstellung einer einzelnen simulierten Population

Einstellung der Parameter: (wie in vorangegangener Darstellung)

beechict: 31 beechslope: 4.1 child_mort : 0.2
 (vgl. Abb. 41)

Die Schwankungen um die mittlere Populationsgröße erreichen ungefähr die, die bei einer realen Kleiberpopulation in Südschweden (NILSSON 1987) gemessen wurden. Dies wurde durch eine statistische Auswertung der Computerpopulationen getestet.

2. Überlebenswahrscheinlichkeit

Die Überlebenswahrscheinlichkeit für eine Population wie die im eben dargestellten Beispiel wird durch eine Simulationsserie aus 500 Einzelsimulationen bestimmt.

beechict: 31 beechslope: 4.1 child_mort : 0.2

Ergebnis der Simulationsserie:

ausgestorbene Populationen: 206 von 500 = 41.2%

jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit: 99.5%

Zeit, nach der nur noch 50% der Populationen leben: 132.1 Jahre (vgl. Abb. 42)

Legende: noch lebende Populationen im Lauf der Zeit (schwarz) und exponentielle Regressionskurve (gestrichelt)

Die in die Simulation eingehenden Daten wurden an nicht isolierten Populationen erhoben. Das bedeutet, daß bei den überlebenden Vögeln auch immer eingewanderte Tiere dabeisein könnten, die der Population im Falle der Isolation fehlen würden. Dies würde letztlich zu einer höheren Aussterbewahrscheinlichkeit bei Isolation führen. Wenn Daten über Auswanderungsraten vorlägen, wäre es möglich, auch diesen Aspekt zu modellieren.

3. Im folgenden Beispiel wird der hypothetische Fall konstruiert, daß durch Veränderungen im oder am Habitat die Störungen während der Brutzeit zunehmen und zu einer erhöhten Nestlingsmortalität führen (von 0.2 auf 0.3).

Einstellung der Parameter:

beechnict: 31 beechslope: 4.1 child_mort : 0.3

Ergebnis:

ausgestorbene Populationen: 307 von 500 = 61.4%

jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit: 99.12%

Zeit, nach der nur noch 50% der Populationen leben: 78.5 Jahre

4. Einfluß der Habitatkapazität auf die Überlebenswahrscheinlichkeit

Hier wird demonstriert, wie sich die Überlebenswahrscheinlichkeit für eine Population ändert, wenn der existierende Buchenbestand ausgedünnt wird. "Gedreht" wird hier am Parameter "beechslope"; das bedeutet, daß ein hoher Buchenmastindex die Basiskapazität nicht mehr so stark steigern kann.

beechnict: 31 beechslope: 2.05 child_mort : 0.2

Ergebnis:

ausgestorbene Populationen: 278 von 500 = 55,6%

jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit: 99.17 %

Zeit, nach der nur noch 50% der Populationen leben: 82,8 Jahre

Auch eine Veränderung der Basiskapazität hat natürlich Einfluß auf die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population. In der Darstellung der noch lebenden Populationen für drei verschiedene Basiskapazitäten wird dies deutlich (s. Abb. 39):

Ausbaumöglichkeiten

Es gibt eine Reihe von Ansätzen, das Programm zu erweitern. So ist es zum Beispiel möglich, die Fitness der einzelnen Individuen in die Simulation einzubauen. Dies ist in der vorliegenden Version zwar vom Programmaufbau schon vorgesehen, jedoch noch nicht realisiert. Damit wäre dann auch die genetische Komponente nicht länger vernachlässigt.

Eine andere Möglichkeit ist die Berücksichtigung von Habitatentwicklungen (Sukzessionen) oder Managementmaßnahmen während der einhundert Jahre langen Laufzeit. Im Moment liegt dem Programm noch die Annahme zugrunde, daß die äußeren Bedingungen während der Simulation konstant bleiben. Das ist sicher noch nicht der Weisheit letzter Schluß und es wäre wohl ein großer Schritt hin zur realitätsnahen Nachbildung, wenn man beispielweise Einschlagzyklen und das langsame Älterwerden eines Waldes in die Simulation aufnehmen könnte.

Resümee

Welche Methode man letztlich auswählt, ob den mathematisch-analytischen oder den von uns eingeschlagenen Weg, muß im Einzelfall abgewogen und entschieden werden. Wenn es darum geht, prinzipielle Systemgesetzmäßigkeiten exakt zu formulieren oder eine möglichst rasche Prognose ohne Aufwand zu erstellen, ist eher der erste Weg angebracht. Will man jedoch eine realistische Aussage über die Zukunftschancen einer Population treffen und die Zusammenhänge der Populationsentwicklung mit verschiedensten Stör- und Einflußfaktoren erleuchten, so scheint die Entwicklung entsprechender Simulationsmodelle, die alle ermittelten biologischen Daten umfassend bewertet, das geeignete Instrument zu sein (SHAFFER 1981; LEMKUHL 1984).

Warnung: Derartige Modelle haben in der Regel nur für die betrachtete Population Gültigkeit und können nicht ohne sorgfältige Kontrolle auf andere Populationen übertragen werden. *Da komplexe Simulationsprogramme in ihrem Ablauf oft undurchsichtig sind, sollte ihre Entwicklung nur in enger Kooperation zwischen Biologen, Computerfachkräften und mathematisch/statistisch geschulten Personen erfolgen, um die Gefahr einer fehlerhaften Simulation so gering wie möglich zu halten.*

Ziele der Modelle sind:

1. die wesentlichen *Habitatfaktoren* zu bestimmen, die das Überleben einer Population in einer Region bestimmen,
2. kritische *Populationsparameter* ermitteln, deren Veränderung sich besonders stark auf die Überlebenschancen einer Population auswirken,
3. diverse *Eingriffe und Planungsalternativen* hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Überlebenschancen einer Population zu bewerten, und unter den Alternativen die günstigste auszuwählen unter *Berücksichtigung der Naturschutzziele, Kosten und anderer Nutzungsansprüche.*

8. Die notwendige *Beschränkung auf ausgewählte Arten:*

8.1 Biotopschutz durch Zukunftssicherung von Zielarten

Um die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen langfristig gewährleisten zu können, bedarf es laufender Kontrollen ihrer Erfolge. Kontrollen sind nur dann möglich, wenn die angestrebten Ziele eindeutig formuliert werden.

Wir glauben, daß das Schutzziel in der langfristigen Sicherung von Populationen durch Erhalt ihrer *artspezifischen Lebensgrundlagen* unter Freilandbedingungen liegt. Unter dieser Voraussetzung kann man "Repräsentanten" bestimmter Biotope als Zielarten (vgl. MÜHLENBERG 1989) auswählen. An diesen Zielarten können Fachleute mit wissenschaftlichen Methoden die Qualität der Schutzmaßnahmen eindeutig durch die jeweiligen Zukunftsprognosen bewerten und eventuell Nachbesserung der Schutzmaßnahmen empfehlen.

Die Zukunftssicherung der Arten setzt eine weitgehende Reduzierung allgemeiner Belastungen, wie z.B. Bodenbelastung durch Eutrophierung und Chemikalieneinsatz oder Veränderungen im Wasserhaushalt, voraus. Da eine derartige Reduzierung auf absehbare Zeit nicht vollständig möglich ist, ist ein kontinuierliches Monitoring der Zielarten erforderlich, um negative Bestandsentwicklungen rechtzeitig zu erkennen und geeignete Gegenmaßnahmen einzuleiten.

Je nach Flächenanspruch einer langfristig überlebensfähigen Population gibt es verschiedene Vollzugsebenen, auf denen wirkungsvolle Schutzmaßnahmen ergriffen werden können:

Vollzugsebene	Zielart-Beispiel	(Rote Liste BRD)
mit Landwirten	Schlanke Windelschnecke (<i>Vertigo heldi</i>)	1
einzelne Kommunen	Kleiner Schillerfalter (<i>Apatura ilia</i>)	3
in Landkreisen	Ortolan (<i>Emberiza hortulana</i>)	1
in Bundesländern	Fischotter (<i>Lutra lutra</i>)	1
im gesamten Bundesgebiet	Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>)	1

Von den Schutzmaßnahmen für die Zielarten profitieren dann weitere gefährdete Arten. Im Falle des Ortolans (*Emberiza hortulana*) z.B. Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*), Rotkopfwürger (*Lanius senator*), Wendehals (*Iynx torquilla*), Steinkauz (*Athene noctua*), Gartenschläfer (*Eliomys quercinus*), diverse Schmetterlingsarten der Obstbäume sowie Spinnen und Käfer der Feldraine. Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet den Schutz einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft. Wir sprechen von Biotopschutz durch Sicherung von Zielarten.

Das bisher vorhandene Wissen reicht aus, um sofort geeignete Schutzmaßnahmen in die Wege zu leiten, eine begleitende Forschung und Beobachtung ist aber unerlässlich um eine Anpassung und Optimierung der Maßnahmen in der Zukunft zu ermöglichen.

Die Finanzausgaben für die Schutzmaßnahmen umfassen drei Bereiche mit den dafür in Frage kommenden Geldgebern. Auf Bundesebene wären Maßnahmen zur Habitatgestaltung, die eventuell den Ankauf der Flächen einschließen, durch das BMU, Entschädigungen und Maßnahmen zur Strukturänderung in der Land- und Forstwirtschaft durch das BML zu finanzieren (etwa 75% der Kosten). Das BML wäre auch für eventuell erforderliche Pflegemaßnahmen zuständig (etwa 20% der Kosten), die insgesamt aber möglichst gering gehalten werden sollten. Das BMFT wäre für die Finanzierung der

begleitenden Forschung verantwortlich (etwa 5% der Kosten). Der Gesetzgeber schließlich hätte das geeignete gesetzliche Instrumentarium für einen wirkungsvollen Naturschutz bereitzustellen.

Wir möchten betonen, daß es nach dem Zielartenkonzept in erster Linie darauf ankommt, geeignete Flächen in ausreichendem Umfang zu Verfügung zu stellen. Das bedeutet zunächst Sicherung der vorhandenen Flächen - möglichst durch Kauf -; reichen die Flächen dazu nicht aus, so müssen entsprechende Habitate nach bestem Wissen neu geschaffen werden. Direkte Stützungsmaßnahmen für die Zielart, z.B. Ausbringen von Nistkästen, Horstbewachung, Bekämpfung von Konkurrenten oder Feinden sind *nicht* Bestandteil des Zielartenkonzepts.

Das Konzept der Schutzmaßnahmen mit begleitender Forschung hat dann gute Erfolgsaussichten, wenn es mindestens über einen Zeitraum von zwei Legislaturperioden verfolgt wird. Eine solche Zeitdauer ist für die Ermittlung wichtiger Daten über das Ausmaß und die Ursachen jährlicher oder unregelmäßiger Größenschwankungen einzelner Populationen als ein absolutes Minimum anzusehen.

Wir müssen uns darauf einstellen, daß derartige Schutzmaßnahmen mit begleitender Forschung erhebliche Geldmittel erfordern. Als Ergebnis können wir einen wirkungsvolleren Schutz unserer Natur, eine größere Durchsichtigkeit der Ausgabe von Steuergeldern und einen Anschluß der deutschen ökologischen Forschung an den internationalen Standard erwarten.

8.2 Kriterien für die Auswahl von Zielarten

Die Auswahl von Zielarten kann sich an verschiedenen Kriterien orientieren bei denen Gefährdungsgrad vorrangig ist, aber andere Kriterien mitberücksichtigt werden sollten (vergl. SOULÉ 1987). Diese Arten können als "Zielarten" für eine konstruktive Naturschutzplanung mit Habitatorientierung dienen. Bei der Reihenfolge der Bearbeitung sollten zunächst die Arten mit den höchsten Flächenansprüchen ausgewählt werden, da es für diese Arten die *geringsten Planungsalternativen geben wird*. Andere Arten mit geringeren Flächenansprüchen aber eventuell spezifischeren Habitatansprüchen können dann in die Planungskonzepte eingefügt werden. Mit einer derartigen "hierarchischen Planung" lassen sich am besten *Widersprüche in den Habitatanforderungen, die bei Planung für mehrere*

Arten zwangsläufig entstehen müssen, auflösen. Zum Beispiel sollte als Waldart zunächst für den Schwarzstorch oder Luchs ein Schutzkonzept entwickelt werden, dann z.B. für Hohltaube oder Schwarzspecht, dann Kleinspecht und schließlich gefährdete Arten von Waldinsekten. In vielen Fällen wird sich dann auch herausstellen, daß nach Bereitstellung von Lebensraum für Arten mit hohem Flächenanspruch keine weiteren Maßnahmen für Arten mit geringerem Flächenanspruch erforderlich sind, oder daß zusätzliche Maßnahmen in die bestehende Planung für andere Arten integriert werden können.

Die ZIELARTEN, auf die sich der Naturschutz in der Zukunft konzentrieren sollte, empfehlen wir nach folgenden Kriterien auszuwählen:

1. Höchste Priorität haben die Arten mit dem größten überregionalen Gefährdungsgrad. Sie sind bei Verlust nicht ersetzbar. Es soll erreicht werden, daß der Gefährdungsgrad dieser Art verringert wird (Rückstufung in der Roten Liste). Der Gefährdungsgrad wird nicht nur nach dem vorhandenen Bestand, sondern auch nach dem Verbreitungsareal (Chorologieindex nach KUDRNA 1986) beurteilt.
2. Wenn Geld für Maßnahmen eingesetzt wird, sollten auch andere (gefährdete) Arten davon profitieren. Deshalb sind besonders solche Arten geeignet, deren Hauptgefährdung in der Veränderung des Lebensraumes und nicht z.B. in direkter Verfolgung liegen. Arten mit fleckenhafter Verteilung (patchy distribution) in spezifischen Habitattypen sind Ubiquisten vorzuziehen. Arten, die an bestimmte Sukzessionsstadien gebunden sind, verdienen besondere Beachtung.
3. Schlüsselarten (keystone species), deren Verschwinden das Aussterben vieler weiterer Arten nach sich zieht, sind zunächst zu bevorzugen.
4. Arten, die nur in unserem geographischen Einflußbereich vorkommen, sind besser kontrollierbar und in ihrem Bestand zu beeinflussen. Für Fernzieher müssen gleichzeitig internationale Schutzmaßnahmen ergriffen werden.
5. Die Chancen der Populationssicherung werden von den Geldmitteln abhängen, hier sind reale Grenzen zu erkennen.
6. Die Bereitschaft, viel Geld zu investieren, steigt mit der Popularität der ausgewählten Zielart. Eine entsprechende Öffentlichkeitsarbeit wird derartige Schutzprojekte immer fördern.

zu Kriterium 5:

Hier ist eine politische Entscheidung gefragt. Wenden wir dieses Kriterium ausschließlich an, so würden wir vermutlich bald alle Naturschutzmittel in einigen Regionen konzentrieren, die bereits heute in einer vergleichsweise günstigen Lage sind. Naturschutz ist überall möglich, er

ist mancherort aber teurer. "Es gibt keine hoffnungslosen, sondern nur teure Fälle" (SOULÉ 1987).

Die Auswahl der Zielarten ergibt eine Prioritätenliste für ein bestimmtes Gebiet, z.B. für die Bundesrepublik Deutschland. Eine derartige Zielartenliste sollte für einzelne Maßnahmen regional angepaßt werden.

Zur regionalen Anpassung können folgende Kriterien verwendet werden: (Erstellen einer *regional angepaßten Zielartenliste* = "RAZ")

7. Sind die Habitatvoraussetzungen lokal überhaupt gegeben?
8. Kommt die Art in der Region aktuell vor?
9. Wie groß ist der regionale Bestand?
10. Hat die betreffende Population reelle Chancen einer Sicherung (z.B. bei Berücksichtigung des Regionalplanes)?
11. Um eine möglichst flächendeckende Naturschutzpolitik mit dem Instrumentarium der Zielartensicherung durchzuführen, sollen Repräsentanten verschiedener Raumannsprüche hierarchisch ausgewählt werden: Erste Priorität haben Arten mit großen Raumannsprüchen ("umbrella species", WILCOX 1984), die i. d. R. große Körpergröße besitzen (Großherbivoren) oder an der Spitze der Trophieebenen mit hohen Stoffwechsellansprüchen stehen (Topcarnivoren unter den Säugetieren, Greifvögel und Eulen). Selbst wenn die Ansprüche dieser "umbrella species" befriedigt werden, sind dadurch noch nicht die Voraussetzungen für kleinere Arten mit speziellen Mikrohabitanforderungen gegeben. Daher sollen in der gleichen Region auch Zielarten ausgewählt werden, deren Raumannsprüche kleiner sind und spezifische Habitatmerkmale einschließen, wie z. B. alte Obstbäume, Waldrandstrukturen, feuchte oder trockene Standorte. Aufgrund der lokalen Kenntnisse über Verbreitung und Standortwahl kämen Schmetterlinge als "indicator taxa" (WILCOX 1984) in Betracht.
12. Wenn keine überregional bedeutenden Arten vorkommen, dann werden raum- und nutzungsspezifisch regional gefährdete Arten für die Naturschutzpraxis ausgesucht. Die Schutzstrategie kann dann sehr kleinflächig wirksam werden.
13. Findet sich keine Zielart (z.B. im Bereich von Stadtgebieten), dann kommen andere gesellschaftliche Ziele des Naturschutzes, z.B. Erholung, Bildung (Lehrpfade) oder "Naturhaushalt" zur Anwendung.

Insgesamt sollte versucht werden, alle ausgewählten Zielarten in den regional angepaßten Zielartenlisten zu berücksichtigen. Große Arten erfordern koordinierte Aktion verschiedener Verwaltungsgebiete.

Die RAZ weist also nicht nur die Arten aus, die in einer Region tatsächlich in einem Programm geschützt werden,

sondern alle Arten, die in der Region sinnvoll geschützt werden könnten.

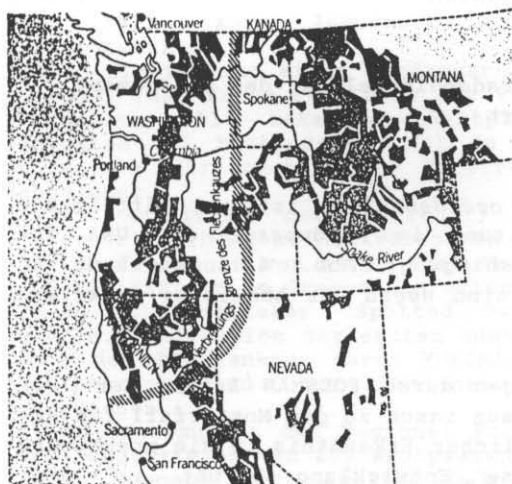
Im Falle einer Eingriffs- oder Gebietsplanung sollten wir zunächst eine Liste aller Arten, zumindestens von Gruppen, über die gute Kenntnisse existieren (e.g. Vögel, Amphibien, Reptilien, Säuger, Schmetterlinge) erstellen, die durch die Planung beeinflusst und potentiell gefährdet werden könnten. Dies sind wiederum bedrohte und potentiell bedrohte Arten (Rote Liste), darüberhinaus Arten die empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren, Arten die bereits als Zielart für die Region ausgewählt sind, näheres dazu in Kap. 9.2..

Die Erstellung der RAZ-Liste erfordert gemeinsame Bemühungen der einzelnen Regionen und einer zentralen Stelle. Durch Befragung ist die Situation und eine Abschätzung der Zukunftschancen verschiedener gefährdeter Arten in der Region zu ermitteln.

Nach Sicherung dieser Befragungen sollte dann die RAZ-Liste erstellt werden, in der es für jede Region eine Empfehlung gibt, welche Zielarten gefördert werden sollten. Fällt in einer Region die Entscheidung für eine Art, so sollte dies wiederum der zentralen Stelle mitgeteilt werden, die diese Information in einer aktualisierten Version der RAZ-Liste allen Regionen zugänglich macht. Genauso sollten der zentralen Stelle Informationen über Erfolg bzw. Mißerfolg von Schutzanstrengungen mitgeteilt werden, wobei nicht nur die wissenschaftliche Seite interessiert, sondern auch Erfahrungen der politischen Umsetzung und Öffentlichkeitsarbeit.

Die wesentlichen Aspekte des ZIELARTEN-KONZEPTS lassen sich in folgenden Punkten zusammenfassen:

- der Flächenbedarf für Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen wird an den Überlebensaussichten von Tierpopulationen bemessen
- die Zukunftssicherung soll unter natürlichen Bedingungen gewährleistet werden
- Berücksichtigung von Risikofaktoren erfordert Kenntnisse in der Populationsbiologie
- quantitative Aussagen werden möglich
- die Sicherung von Flächen mit geeigneter Habitatqualität folgt aus dem Schutz der Zielarten



Die Heimat des Fleckenkauzes umfaßt den gesamten Nordwesten der USA (gestrichelte Linie). Die Nationalforsten (dunkel) bieten, anders als die Wälder in Privatbesitz, der kleinen Eule auch recht gute Deckung. Kahlschläge dürfen sie nicht gefährden.

-- viele weitere Arten profitieren von den Schutzmaßnahmen. Aus dem Studium von Artengemeinschaften (Biozönotik) lassen sich dazu Prognosen entwickeln

8.3 Der Fleckenkauz - Paradebeispiel für das Management einer bedrohten Art

Der Fleckenkauz (*Strix occidentalis*) ist ein mittelgroße Eule mit einer Verbreitung im Nordwesten der USA (N-California, Oregon, Washington; Abb. 43). Bestände in British Columbia/Kanada sind wegen der Abholzung praktisch erloschen.

Nach ersten Untersuchungen durch FORSMAN Anfang der 70er Jahre wurde der Fleckenkauz rasch zu dem Musterfall für die Integration wissenschaftlicher Erkenntnis in die praktische Naturschutzplanung. Diese Entwicklung beruht auf drei Gründen:

1. Gesetzliche Vorgaben (National Forest Management Act 1976) zwingen die Forstbehörden des Bundes dazu, auf die Erhaltung lebensfähiger Population von Tierarten innerhalb ihres Zuständigkeitsbereiches zu achten.

2. Die Feststellung, daß mit einem raschen Austerben des Fleckenkauzes bei fortgesetzter Abholzung von alten Waldbeständen zu rechnen ist. Es ist eindeutig, daß der Fleckenkauz an Koniferenwälder, die älter als 200 Jahre sind, gebunden ist, ohne daß bis heute klar ist, warum diese Bindung besteht.

3. Der zu erkennende hohe Flächenanspruch des Fleckenkauzes führte zu heftigen Widersprüchen der bedeutenden Holzindustrie gegen die vorgeschlagenen Schutzmaßnahmen. Damit waren die Naturschützer auf beste wissenschaftliche Unterstützung angewiesen, um ihre Ansprüche geltend zu machen.

Der Fleckenkauz wird zunächst als bedrohte Art (1973 US Dept. Fish Wildl. Serv.), dann als bedroht in Oregon und als "sensitive" im Bereich der nordwestlichen Forstbereiche eingestuft. Damit muß die Art im Forstmanagement besondere Berücksichtigung finden.

Darüberhinaus entsprach der Fleckenkauz der Definition einer "Management Indicator Species": 1. Sensibel gegenüber Habitatänderungen, 2. Bedroht in Oregon, 3. Besonders interessante Art und 4. Die Art ist repräsentativ für andere Arten, die auf alte Waldbestände angewiesen sind.

Chronologie der Entwicklung (nach LEE 1985; SIMBERLOFF 1987)

vor 1973: kein Interesse am Fleckenkauz; rascher Habitatverlust.

1973: Einrichtung einer "Endangered Species Task Force" in Oregon. Task Force empfiehlt die Erhaltung von 121ha altem Wald, um alle bekannten Nistplätze des Fleckenkauzes (Spotted Owl Management Plan) zu schützen. Die Forderung wird von der zuständigen Forstverwaltung als überzogen abgelehnt.

1976: Anweisung der oberen(?) Forstbehörde (regional forester) vorhandene Nistvorkommen zu schützen entsprechend der Empfehlungen von 1973. Task Force empfiehlt Schutz von 400 Nistplätzen in Oregon (in allen Wäldern Oregons).

1977: Überarbeiteter "Spotted Owl Management Plan" für Oregon. Publikation der ersten quantitativen Untersuchungen über den Fleckenkauz durch FORSMAN et al. Schutz von 290 Brutpaaren wird den National Forests als Aufgabe zugewiesen.

1978: Anweisungen des Regional Forester für die Umsetzung des Schutzzieles von 290 Brutpaaren.

1979: Ausgabe der "Spotted Owl Management Guidelines". Einbeziehung des Bundesstaates Washington in die Planung.

1981: Revision des "Management Plan": 263 BP für Oregon, 112 für Washington, 404ha alter Wald pro Brutpaar. Jedem Forstgebiet wird eine bestimmte Zahl an Brutpaaren "zugeteilt".

1983: Regionale Anweisungen für Minimalansprüche an Forstmanagement (Minimum Management Requirements; MMR). Ziel ist einheitliche Planung und Management in allen Forstbereichen. 550 Habitate um ca 375. BP zu erhalten.

1984: Einspruch gegen diesen Plan durch verschiedene Naturschutzorganisationen mit der Begründung, daß 375 BP nicht ausreichen eine MVP zu erhalten.

1984: Der zuständige "Deputy Assistant Secretary of Agriculture" verlangt eine Änderung der Anweisungen von 1983. Revision der Anweisungen von 1983: Erhaltung von 530 BP als neues Minimalziel. Dieses Ziel ergibt sich im wesentlichen aus Abschätzung genetischer Risiken.

1986: Vorlage des wissenschaftlichen Fachberichtes der National Audubon Society. Die Gesellschaft verlangt die Erhaltung von 1500 BP im gesamten Verbreitungsgebiet mit einem Anteil von altem Wald von 570ha in der Sierra Nevada bis 1800ha in Washington.

1986: Vorlage des "Draft Supplement to the Environmental Impact Statement" durch den Forest Service. Die von mehreren Optionen bevorzugt beinhaltet die Erhaltung von 550 Brutgebieten mit einer Größe von 400-900ha in Oregon und Washington. Einzelne Habitate sollen nicht weiter als 10km, Cluster von drei Habitaten nicht weiter als 20 km von anderen Habitaten entfernt sein. Demographische Stochastizität wird als Hauptgefährdungsursache angesehen. Nach den eigenen Einschätzungen des Forest Service (!) wird der Fleckenkauz in 100 Jahren mit hoher Wahrscheinlichkeit auf der Olympic-Halbinsel und in 150 mit hoher Wahrscheinlichkeit im gesamten Nordwesten ausgestorben sein. Selbst dieses Ziel setzt voraus, daß der Management Plan genau eingehalten wird.

1987: Entsprechend der Empfehlung des Fachberichtes der Audubon Society genehmigt der amerikanische Kongress ein 15-jähriges Forschungsprogramm mit US\$ 2.000.000,-/Jahr.

1988: LANDE ermittelt aus einem Modell über durchschnittliche Habitatbesetzung (derzeit ca. 40%), daß der Fleckenkauz unter den Bedingungen, die der US Forest Service vorschlägt rasch aussterben wird. Selbst bei einer Verdreifachung des Planes ist Aussterben immer noch so gut wie sicher. Da das Modell auf optimistischen Annahmen beruht, schlägt LANDE die Erhaltung (fast) aller verbliebener Waldbestände vor (>14000km²).

1988: Der US Forest Service stellt bis auf weiteres die Abholzung von alten Waldbeständen auf allen Flächen ein (Notiz in NEWSWEEK 8/1988).

Wissenschaftliche Ergebnisse

a) Daten

Während Habitatansprüche, Ernährung und andere Aspekte der Biologie einer Art wesentlich Hinweise für den Manager bieten (welche Habitate sind erforderlich), sind demographische Daten und Angaben über Dispersal entscheidend, um Vorhersagen über das Schicksal einer Population zu treffen (GUTIÉRREZ 1985).

Home range size. In Oregon (Radiotelemetrie): Im Mittel 2672ha (Minimum 1147ha, Maximum 4218 ha, 6 Paare) davon 915ha Bestände alter Wälder (Minimum 407ha, Maximum 1530ha). Die Empfehlung für 405ha (1000 acres) Alte Wälderbestand/Brutpaar beruht auf dem geringsten beobachteten Wert. Da die angestrebte Populationsgröße der MVP allein aus genetischen Gesichtspunkten festgelegt wurde, ist die gesamte Strategie mit hohem Risiko verbunden (FORSMAN & MESLOW 1985). Generell korreliert Abundanz mit dem Anteil an Altwäldern. Mittelwerte für Altwaldbestände reichen von 747ha bis 915ha. In Washington ist der Raumanspruch etwa doppelt so hoch.

Habitat Qualität. Mit abnehmendem Anteil an altem Wald geht der Fortpflanzungserfolg zurück (GUTIÉRREZ 1985).

Dispersal (GUTIÉRREZ et al. 1985). Hohe Mortalität der dispersierenden Jungen. Zurückgelegte Entfernung bis zum Tode 30- 156km ($x_{\text{quer}}=78\text{km}$), effektive Entfernung 20-98km ($x_{\text{quer}}=45\text{km}$; n=11). Abbruch durch Tod (n=7) oder Ausfall des Senders. 2 Junge starben bereits vor Dispersal. Eins der vier Jungen blieb konstant in einer Region 42km von Ausgangspunkt entfernt. Kein Einfluß von Barrieren (Flüsse, Bergzüge, Kahlschläge) auf Dispersal erkennbar. Nach neueren Untersuchungen (MARCOT & HOLTHAUSEN 1987, zitiert nach LANDE 1988) beträgt die Wahrscheinlichkeit für erfolgreiches Dispersal der Jungtiere 18% (N=44).

Populationsgenetik: (BARROWCLOUGH & COATS 1985)

50-Regel von FRANKEL & SOULÉ (1981) geht von kompletter Panmixie aus. Das ist in Zoos, meistens aber nicht in geographisch strukturierten Populationen gegeben.

Im Fall des Fleckenkauzes ursprünglich wahrscheinlich flächendeckende Verbreitung mit "isolation by distance" in Abhängigkeit vom Dispersal der Jungen.

Kalkulation von $N_e = 4\pi p \sigma^2 F_k F_{R_s} F_{G_T}$

mit p = Populationsdichte im betrachteten Gebiet
(0.04 Individ/km²)

$\sigma = \sqrt{[(1/2N) \sum d_i^2]}$ mit d_i = Dispersaldistanz
des i -ten betrachteten Jungtieres

F_k korrigiert für nicht normalverteilte Dispersal-
distanzen,

F_{R_s} korrigiert für Variation der Individuen im Bruterfolg,

F_{G_T} korrigiert für die Auswirkung von Überlappung zwischen
den Populationen.

Damit errechnet sich N_e mit 218.23 unter den derzeitigen
(1984) Bedingungen in Nord-Kalifornien. Die Census-
Population ist etwa doppelt so groß wie N_e : $N/N_e = 1/0.48$.
Nicht berücksichtigt sind Abweichungen des
Geschlechterverhältnis von 1:1 und Schwankungen in der
Populationsgröße bei der Berechnung von N_e , die N_e
gegenüber N weiter verringern würden.

Damit gibt es im Gesamtgebiet etwa 10 Deme je mit N_e ca.
220 bei einem aktuellen Bestand von ca. 5000 Tieren. Die
Deme gehen kontinuierlich ineinander über.

Auswirkungen des Spotted Owl Management Plans: Unter der
Annahme einer 100% Besetzung der SOMA's und 900 SOMA's in
Oregon, Wahington und N-Kalifornien wird N_e auf 87.33
reduziert.

Lokale Inzucht steigt um etwa 1%, der Verlust an
genetischer Vielfalt aus der Gesamtpopulation beträgt etwa
0.0006/Generation.

Forstliche Nutzung. 1983 Untersuchungen ob gewisse Nutzung
von Forstflächen möglich ist, entweder durch lange
Rotationszeiten oder durch Entnahme von einzelnen Bäumen.
In 41 Brutrevieren wird die Möglichkeit der Nutzung
untersucht.

Untersuchungen im Gifforf Pinchot National Forest ergeben,
daß etwa 20% der ausgewiesenen Habitate ungeeignete, und
20% der geeigneten Habitate unbesetzt sind (etwa 48
untersuchte Habitate; RUEDIGER 1985). Darüberhinaus war in
dem Gebiet nach dem Ausbruch des Mt. St.Helenas eine
wesentliche und nach Windwürfen und Feuer zusätzliche
Veränderungen in der Ausweisung der Habitate nötig. Damit

wird die Notwendigkeit von "Reserven" und Flexibilität für die Planung deutlich.

Zukünftige Forschung ist vor allem bei Demographie, Beuteökologie, Jungendispersal, Habitataignung und Genetik erforderlich (GUTIERREZ 1985).

b) Modellbildung

Die Möglichkeit eine Population langfristig zu erhalten hängt einerseits vom Angebot und Qualität des Habitats (Zahl, Größe, Lage), andererseits von den demographischen und genetischen Parametern der Population ab. Modelle sind entscheidend um das bisherige Wissen über eine Population zu strukturieren und Auswirkungen von Management zu bewerten (BARROWCLOUGH & COATS 1985; SHAFFER 1985).

1. Metapopulation (SHAFFER 1985). Shaffer nennt kein ausdrückliches Schutzziel, sondern strebt gleichbleibende Bedingungen für lange Zeiträume an. Er führt nur eine halbquantitative Bewertung der Populationsbiologie des Fleckenkauzes aus. Drei Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie: a) Lokales Aussterben und Besiedeln kann häufig auftreten, b) Aussterben und Besiedlung sind häufig das Produkt zufälliger Ereignisse, und c) Habitatfläche und Entfernung zwischen Habitaten können im Zusammenhang mit zufälligen Ereignissen Aussterberate und Besiedlungsrate wesentlich beeinflussen.

Diese Erkenntnisse lassen sich auch auf das Schicksal einer einzelnen Art, die in fleckenhafte verteilten Populationen existiert, anwenden. Es wurde festgestellt, daß der Fleckenkauz durch systematische Einflüsse (Abholzung) und durch zufällige Ereignisse gefährdet ist. Die Frage nach Flächenanspruch bzw. Populationsgröße stellt sich nur in bezug auf die zufälligen Gefährdungsursachen, *nachdem* die systematischen Einflüsse abgestellt worden sind.

Einfachstes Metapopulationsmodell von LEVINS (1970). Annahmen: gleichgroße Habitats bzw. keine Beziehung zwischen Populationsgröße und Aussterbewahrscheinlichkeit.

Erkenntnisse: 1. Durchschnittliche Besiedlungsrate (m) muß größer als durchschnittliche Aussterberate (e) sein.

2. Ist Gleichgewichtspunkt nahe 1, ist die Zahl der besetzten Habitats im Gleichgewicht (N_x) relativ unempfindlich gegenüber Änderungen in der Aussterberate, ist es nahe 0, so ist N_x empfindlich.

3. Schwankt die Aussterberate zufällig, so muß die Immigrationsrate die Aussterberate um mehr als die Varianz

der Aussterberate übertreffen ($m > \sigma_e^2$). Ist die Varianz in der Aussterberate autokorreliert, reduziert sich die Überlebenswahrscheinlichkeit der Metapopulation weiter.

4. Ist die Immigrationsrate groß, so reagiert die Überlebenswahrscheinlichkeit empfindlich auf Änderungen der Immigrationsrate. Das Überleben einer Metapopulation hängt damit entscheidend von den Abständen zwischen geeigneten Habitaten ab.

5. Die Bedingung $N_x > 0$ läßt sich nur erfüllen wenn $m > e$.

Schlußfolgerungen aus Modellbildung

Um eine Verbesserung dieses einfachen Modells zu erreichen, sind weitere Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Aussterbewahrscheinlichkeit in einem Habitat hängt von der Größe der Population und damit der Fläche des Habitats ab, sowie von der Entfernung zu anderen Habitaten. Eine Bewertung des Modells bzw. der wichtigsten Maßnahmen richtet sich nach dem angestrebten Schutzziel. In der Regel soll die Wahrscheinlichkeit minimiert werden, daß in allen Habitaten die Populationen gleichzeitig aussterben. Die Auswirkung verschiedener Managementmaßnahmen auf e_i bzw E ist aus Tab. 3 zu entnehmen. Für die Praxis besteht das Problem, ein optimales Gleichgewicht zwischen den fördernden Maßnahmen bei begrenzten Ressourcen zu finden. Insbesondere die niedrige Überlebenswahrscheinlichkeit der dispersierenden Jungtiere (niedriges m) erfordert eine Kompensation durch Vergrößerung der Habitats und Reduktion der Abstände. Die geplante MVP von ca. 500 BP beruht alleine auf sehr allgemeinen genetischen Überlegungen, das Ziel sollte somit auf mindestens 1000 BP verdoppelt werden. Dies um so mehr, als der Plan sich an den kleinsten beobachteten home ranges und dem niedrigsten beobachteten Anteil an Bestand von altem Wäldern orientiert. Die vorgesehene Verteilung der Habitats zusammen mit den vorgenannten Planungszielen läßt eine hohe e_i bei niedrigem m erwarten. Die Habitatgröße sollte sich an Mittelwerten und nicht an Minimalwerten orientieren. Zusätzlich ist wichtig zu wissen, wie der Bruterfolg mit dem prozentualen Anteil alter Waldbestände am home range korreliert. Entfernung zwischen den Habitaten sollte den Medianwert für beobachtetes erfolgreiches Dispersal nicht überschreiten. Die derzeitigen Erkenntnisse lassen sogar befürchten, daß schon jetzt die durchschnittliche Einwanderungsrate unter der durchschnittlichen Aussterberate in den einzelnen patches liegt.

2. Ausführung einer PVA: (SALWASSER et al. 1984) entwickeln eine Anleitung für ein PVA und praktische Umsetzung für den

Abb. 44 (aus SALWASSER et al. 1984)

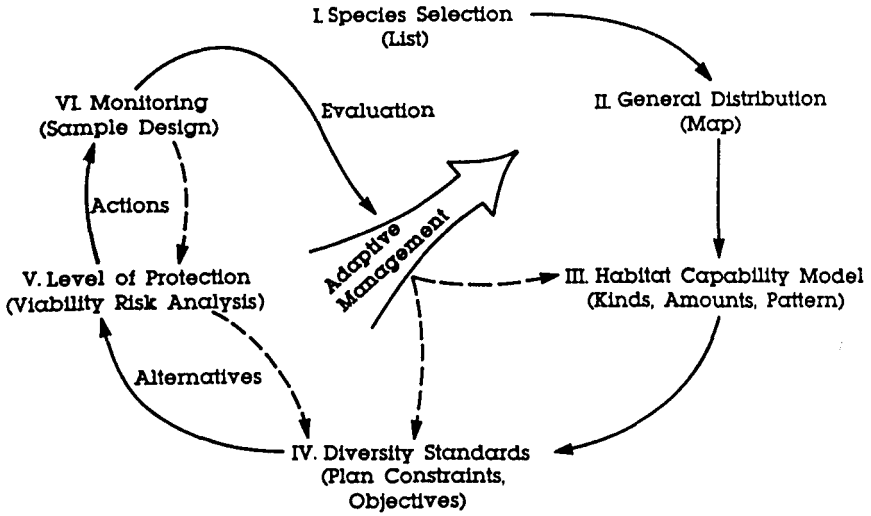


Figure 4. The 6 step process for planning and analyzing viable populations. The process is iterative, as indicated by the information feedback arrows from Steps V and VI to Steps IV and V. Through time knowledge gained from research and management experience should make the process more reliable.

Fleckenkauz im Williamette National Forest, WNF, Oregon
(vgl. Abb. 44).

1. Schritt: Auswahl der "Leitarten": Kriterien wie oben, insbesondere Bedrohung durch Abholzung. 2. Schritt: Dokumentation der Verbreitung und Häufigkeit der Art. 3. Schritt: Dokumentation der Habitatansprüche einer sozialen Einheit die für das Überleben und erfolgreiche Fortpflanzung ausreichen. 4. PVA unter angestrebten Bedingungen für die Lokalpopulation in WNF. Da die Lokalpopulation nicht isoliert ist (sein soll), wird die Gesamtpopulation bei der PVA berücksichtigt. Die PVA beruht weitgehend auf genetischen Erwägungen. 5. Kontinuierliches Monitoring: je höher das eingeplante Risiko um so mehr Aufwand muß in der Zukunft für begleitendes Monitoring aufgewendet werden. Nach SALWASSER et al. (1984) ist die minimal mögliche Anzahl an Paaren eventuell auch durch die Verbreitungsfähigkeit der dispersierenden Jungtiere begrenzt. Das derzeitige Ziel, daß ein Kauz innerhalb von 12 Meilen (19km) ein geeignetes Habitat findet, erlaubt Flächen von maximal 30000ha, auf denen kein geeignetes Habitat vorkommt.

Die kritischsten Parameter für die derzeitige Planung sind juveniles Dispersal und die Abhängigkeit des Fleckenkauzes von alten Waldbeständen für Überleben und Fortpflanzung.

3. Demographisches und Dispersalmodell (LANDE 1988)

Bisherige demographische Durchschnittswerte über den Fleckenkauz ergeben eine jährliche geometrische Wachstumsrate von 0.961, statistisch nicht verschieden von 1.00, dem Wert für eine stabile Population. Die demographischen Daten sind durch hohe adulte Überlebensrate und geringe juvenile Überlebensrate, insbesondere hohe Verluste bei Dispersal gekennzeichnet. Den stärksten Einfluß auf die Wachstumsrate haben Änderungen in der adulten Überlebensrate sowie (weit weniger), Schwankungen im Dispersalerfolg und in der Reproduktionsrate.

Auf Grund der Langlebigkeit der Adulten haben stochastische Schwankungen in den demographischen Daten nur einen geringen Effekt auf die langfristige durchschnittliche Wachstumsrate. In vergangenen Berechnungen der Zeitdauer bis zum Aussterben (z.B USDA Forest Service 1986) hat sich der Abbruch der Simulation für Individuen älter als 10 Jahre stark negativ ausgewirkt. Ohne einen solchen Abbruch stimmt der errechnete Wert sehr gut mit dem beobachteten Trend für die Populationsentwicklung überein.

Ein Modell über die Bedeutung des Angebots an geeignetem Habitat in einer großen Region für die Existenz der Population ergibt alarmierende Ergebnisse. Das Modell

berechnet die durchschnittliche Anzahl besetzter Habitate in Abhängigkeit vom Anteil an alten Waldbeständen in der Region. Die durchschnittliche Besetzungsquote der Habitate nimmt mit geringerem Anteil der alten Wälder ab, da es im Mittel länger dauert, bis ein verwaistes Habitat neu besiedelt wird. Unter einem Schwellenwert (für den Fleckenkauz 21% Alte Waldanteile in der Region) bricht die Population völlig zusammen. Nach den vom US Forest Service bevorzugten Schutzkonzept (1986) liegt der Anteil alter Wälder in der Nordwestregion nur bei 7-16%, Selbst eine Verdreifachung der Zahl an Habitaten mit minimaler Größe (405ha) "garantiert" noch das Austerben der Population. Die Vorhersage des Modells ist sehr robust gegen Änderungen der Eingangsparameter. Dabei ist es noch optimistisch, da zusätzliche komplizierende Faktoren nicht berücksichtigt werden (z.B. Partnerfindung; keine Abwanderung in Gebiete, die grundsätzlich ungeeignet sind; keine demographische Stochastizität oder Zufallseignisse in der Umwelt und keine genetischen Faktoren).

9. Gefährdungsgradanalysen (PVA) für die Praxis:
 Eine neue Sicht der Habitatbewertung und die
 Anwendung des Zielartenkonzepts in Eingriffs-
 regelungen und Artenschutzmaßnahmen

9.1 Habitatbewertung anhand der Zukunftschancen von
 Populationen

9.1.1 Bedarf an Bewertungskriterien

Seit geraumer Zeit wird von verschiedenen Seiten immer wieder betont, es bestehe ein Bedarf an wissenschaftlichen Methoden, Lebensräume zu bewerten. PLACHTER (1985) wies auf die Schwierigkeiten bei der Auswahl von "Lebensraumtypen" für eine vorrangige Weiterbehandlung hin. Vergleichende Fachkriterien fehlten bisher völlig (s. aber KAULE 1986). Eine vergleichende Bewertung sei notwendig, damit den wertvollsten Gebieten auch der wirksamste Schutz zuteil werden kann (SUKOPP 1971).

RATCLIFF (1977, 1986) sieht einen dringenden Bedarf, "natürliche" oder "absolute" Entscheidungskriterien zu entwickeln, um angesichts des "immer schneller schwindenden Erbes der Natur" das Überleben eines "adäquaten Anteiles" zu sichern.

Nach ERZ (1980) gilt das Kriterienproblem als die zentrale wissenschaftliche Fragestellung für den Naturschutz.

Die Bewertung von Landschaftsfaktoren, Biotopen, Ökosystemen und ökologischen Raumeinheiten, aber auch von vorhandenen und möglichen Landschaftsschäden als Folge menschlicher Eingriffe steht somit im Rahmen der vom Bundesnaturschutzgesetz abgeleiteten Aufgaben für Naturschutz und Landespflege.

Naturschutzgebiete

Naturschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland genügen oft nicht den Ansprüchen langfristig stabiler Populationen (s. Kap. 4.3).

Auch der DEUTSCHE RAT FÜR LANDESPFLEGE beurteilt den Zustand der Naturschutzgebiete sehr kritisch: Neben meist geringer Größe sowie Belastung infolge Überlagerung durch andere Nutzungen und Immissionen wird in dieser Stellungnahme bemängelt, daß Auswahl und Unterschutzstellung häufig dem Zufall überlassen blieben und nicht nach übergeordneten Gesichtspunkten des Bedarfs an für die Region repräsentativen schutzwürdigen Ökosystemen erfolgten. Somit entspräche das derzeitige

System von Schutzgebieten quantitativ und qualitativ nicht dem ökologischen Bedarf.

Sollen Naturschutzgebiete effektiver als bisher dem Zweck dienen, Arten langfristig zu schützen, so müsse ein einheitliches Konzept im Rahmen eines integrierten Schutzgebietsystems entwickelt werden (s. PLACHTER 1985). Dies erfordere eine gezieltere Bewertung mit stärkerer Berücksichtigung tierökologisch wichtiger Belange und Auswahl der Flächen nach nachvollziehbaren Methoden. BUCHWALD (1980) sieht das Ziel einer Bewertung darin, die Schutzwürdigkeit für verschiedene potentielle oder bestehende Naturschutzgebiete aufgrund identischer Auswahlkriterien vergleichend zu beurteilen.

Eingriffs-Ausgleich-Regelung

Ein anderer Punkt, aus dem die Notwendigkeit praktikabler Methoden zur Bewertung von Lebensräumen abgeleitet wird, ist die 1976 mit dem Bundesnaturschutzgesetz eingeführte Eingriffs-Ausgleichs-Regelung (s. AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDESPFLEGE 1983). Darin wird die Verpflichtung zum Ausgleich bei unvermeidbaren Eingriffen in den Naturhaushalt gesetzlich festgeschrieben. Allerdings sind, was die praktische Handhabung dieser begrüßenswerten Regelung betrifft, noch viele Fragen offen. So ist es oft schwierig zu entscheiden, wie - wenn überhaupt - ein Eingriff angemessen ausgeglichen werden kann. Aus diesem Grunde wird von vielen im Naturschutz tätigen Fachleuten gefordert, allgemein akzeptierte Bewertungsverfahren zu entwickeln, die erlauben, verschiedene Flächen gegeneinander abzuwägen.

Es sei schon an dieser Stelle betont, daß wir aus unserem tierökologischen Blickwinkel den eben kurz dargestellten Meinungen nicht uneingeschränkt zustimmen können. Es ist zwar ohne Frage richtig, daß die gängige Praxis der Ausweisung von Naturschutzgebieten neu überdacht werden muß und daß Eingriffe in natürliche Lebensräume auf ihre ökologische Verträglichkeit hin geprüft werden müssen, allerdings sehen wir die Lösung der Probleme nicht darin, die gesamten Naturräume noch weiter zu klassifizieren und in feste Güteklassen einzuteilen.

Rote Liste

In der Praxis behilft man sich meistens mit der Beurteilung eines Gebietes nach Anzahl der auf den Roten Listen geführten Arten. Ein Lebensraum wird dann als besonders wertvoll angesehen, wenn viele Rote-Liste-Arten darin nachgewiesen werden. Wenn es auch in vielen konkreten Fällen zu dieser Methode keine praktikable, in Aufwand und Kosten vergleichbare Alternative gab, so ist sie dennoch insgesamt nicht befriedigend: Das Konzept der Roten Listen ist nicht unumstritten (vgl. BLAB & NOWAK 1989, Hrsg.). KUDRNA (1986) stellt vier grundsätzliche Nachteile heraus:

- Subjektivität beim Beurteilen biologischer, vor allem biogeo-graphischer Besonderheiten der Arten.
- Zu wenig versierte Spezialisten beim Aufstellen der Roten Listen
- Einseitigkeit, d.h. es werden vornehmlich naturbedingte Seltenheiten behandelt
- Daten, um Arten unter Naturschutzgesichtspunkten genau zu beurteilen, existieren nicht und die Roten Listen geben somit nur das Nichtvorhandensein dieser Daten wieder.

KUDRNA (1986) gibt aus der Gruppe der Schmetterlinge Beispiele von einerseits zu Unrecht nicht berücksichtigten und andererseits grundlos in die Listen aufgenommenen Arten. Er folgert daraus, die Roten Listen seien wissenschaftlich nicht seriös und gäben nur Emotionalitäten wieder.

Die Roten Listen können in der Tat kein repräsentatives Bild von der Gefährdung der verschiedenen Artengruppen geben:

Sicherlich hängt die Zahl der in den Roten Listen aufgeführten Arten einer Gruppe wohl auch zu einem gewissen Grad von der Zahl der Fachleute auf dem betreffenden Gebiet und ihrem jeweiligen Kenntnisstand ab. Insofern muß eine kurze Rote Liste für eine bestimmte Artengruppe nicht unbedingt auf den geringen Gefährdungsgrad ihrer Vertreter hinweisen, sondern spiegelt möglicherweise nur Wissenslücken wider.

Außerdem ist es bei der mangelhaften Datenlage schwierig, für alle Arten genau zwischen tatsächlicher Gefährdung und biogeographischen bzw. dynamischen Eigenheiten zu unterscheiden: Es bleibt oft dem subjektiven Ermessen des betreffenden Fachmannes überlassen, ob er beispielsweise eine Art, deren momentane Dichte gering erscheint, als gefährdet einstuft oder die Dichtewerte der

biogeographischen Situation (Randgebiet) bzw. natürlichen Populationsschwankungen zuschreibt.

Doch selbst wenn man diese Einwände außer acht läßt, kann die Beurteilung eines Gebietes als Lebensraum nach der Anzahl der Rote-Liste-Arten nicht zufriedenstellen. Dieser Abzählmethode liegt eine statische Betrachtung von Populationen zugrunde, während ihre dynamische Eigenschaften vernachlässigt werden. Ein Habitat ist kein naturkundliches Museum, in dem ausgestopfte Seltenheiten Jahre lang unbehelligt verstauben können, sondern es stellt den Raum dar, in dem (und über den hinaus) sich Populationen verändern, bewegen und entwickeln müssen. Das bedeutet für Tierpopulationen in den meisten Fällen, daß Flächen von der durchschnittlichen Größe unserer Naturschutzgebiete viel zu klein sind, um ihnen langfristiges Überleben zu gewährleisten (vgl. Kap. 5.3). Der Nachweis einiger Individuen einer Rote-Liste-Art sagt nicht unbedingt viel darüber aus, ob und wie wichtig das Gebiet für den Fortbestand dieser Art ist. Andererseits bedeutet das Vorhandensein nur weniger Rote-Liste-Arten nicht unbedingt, daß das Gebiet nicht eine wichtige Rolle für den Artenschutz spielen könnte.

Insgesamt ist die Rote Liste aber ein, wenn auch mit Mängeln behaftetes, unverzichtbares Instrument des Artenschutzes geworden. Sie sollte eben nur kritisch gelesen bzw. benutzt werden. Sonst könnte sie darüber hinwegtäuschen, daß man das Problem des Artenschwundes noch nicht einmal "buchhalterisch" im Griff hat. Insbesondere bei den Wirbellosen ist man weit davon entfernt, über genügend Information hinsichtlich Verbreitung, Entwicklung und Bewegung der Populationen zu verfügen, um eine realistische Einschätzung des Gefährdungsgrades geben zu können.

"objektive Kriterien" und Indexmethoden

Von Seiten der Wissenschaft gibt es - besonders im englischsprachigen Raum - eine Reihe anderer Versuche, "objektive" Bewertungskriterien bzw. Bewertungsmethoden zu entwickeln. Im folgenden sollen die wichtigsten im Überblick dargestellt werden.

MARGULES (1981) wertete sechzehn zwischen 1971 und 1981 durchgeführten Gebietsbewertungen aus, um eine Liste der Kriterien aufzustellen, die am häufigsten dabei benutzt wurden. Folgende auf siebzehn Untersuchungen erweiterte Liste findet sich bei USHER (1986). Die Zahlen hinter den Kriterien geben an, bei wieviel der siebzehn Studien sie zur Anwendung kamen:

Diversität (von Habitaten und/oder Arten)	16
Natürlichkeit	
Seltenheit (von Habitaten und/oder Arten)	13
Flächengröße	11
Bedrohung durch anthropogene Faktoren	8
landschaftlicher Reiz, Wert für (Aus)bildung	
Repräsentativität	7
wissenschaftlicher Wert	6
geschichtlicher Wert	4
Populationsgröße	3
ökologische Störanfälligkeit	2
Bedeutung für Zugvögel	
Sukzessionsstadium	
mögliches Reservoir für Wildtiere	1

Dieser Katalog deckt sich im großen und ganzen mit einer bei BUCHWALD (1980) aufgeführten Liste, die sich auf einen Entwurf von v.KÜGELGEN (1977) bezieht. Diese Liste unterscheidet:

a) ökosystemorientierte Kriterien:

Vorkommen seltener bzw. gefährdeter Arten wie Ökosysteme, Artenvielfalt, landschaftliche Vielfalt, Einzigartigkeit, Unersetzbarkeit, Repräsentation, Natürlichkeit der Ökosysteme, Größe des Landschaftsraumes, aktueller Einfluß anderer Nutzungen, potentieller Einfluß anderer (geplanter) Nutzungen

b) populationsorientierte Kriterien:

Individuenzahl, Abundanz

MADER (1983) beschreibt eine von PAURITSCH et al. entwickelte Bewertungsmethode. Dieses stark vereinfachte Verfahren berücksichtigt "autökologische Indikatoren (Rote-Liste-Arten) und "biozönotische Indikatoren" (Indikatorarten für Natürlichkeit, Vollständigkeit des biotischen Inventars u.a.).

Es existieren eine Reihe von Vorschlägen, Methoden zu entwickeln, verschiedene Kriterien zu einem einzigen Index zusammenzufassen. Eines der ersten dieser Bewertungsschemata entwickelte TANS (1974). Er unterscheidet darin vier Kriterienkategorien: biologische Charakteristika, physikalische Charakteristika, Ausmaß der Bedrohung und Verfügbarkeit für Naturschutzzwecke. In jeder dieser vier Kategorien kann ein Gebiet "Punkte sammeln". In der Kategorie "biologische Charakteristika" beispielsweise sind maximal zehn Punkte für "Qualität der biologischen

Hauptkomponenten", bis zu sechs Punkte für die "Wichtigkeit des Gebietes für die Allgemeinheit" und fünf Punkte für die "Diversität der Artengemeinschaft" erhältlich. Mit diesem System lassen sich verschiedene Gebiete in eine Rangfolge bringen und somit vergleichend bewerten.

Eine ausgeklügeltere Methode, die auch für Amateurbiologen geeignet sein soll, präsentiert GEHLBACH (1975). Hierbei wird das betreffende Gebiet zunächst unter folgenden fünf Gesichtspunkten betrachtet:

- Einfluß des Menschen (Zerstörungsgrad) (1)
- Anzahl und Typ der dort lebenden Artengemeinschaften (2)
- Status der dort vorkommenden Arten (3)
- Nutzen für Bildung bzw. Ausbildung (4)
- Entwicklungsstadium (ob Klimaxzustand, Alter des Systems) (5)

Unter jedem dieser von eins bis fünf durchnummerierten Gesichtspunkte befinden sich zwei bis vier Unterkategorien. Bei Punkt drei sind das beispielsweise folgende:

1. periphere Arten, Hybridzonen
2. seltene oder endemische Arten, Reliktarten
3. bedrohte Arten

Für jeden der fünf Hauptgesichtspunkte erhält ein in Frage kommendes Gebiet so viele Punkte, wie sich aus der Multiplikation der Nummer des betreffenden Hauptgesichtspunktes mit der Nummer der für das Gebiet zutreffenden Unterkategorie ergibt. Die fünf errechneten Werte müssen nur noch addiert werden, um den endgültigen Punktestand des Gebietes zu errechnen.

RATCLIFF (1974, 1977) entwickelte einen vergleichbaren Kriterienkatalog. Er betont, daß nur ähnliche Gebiete miteinander verglichen werden können. Deshalb müsse vor der eigentlichen vergleichenden Prozedur eine Vegetationsklassifizierung der wichtigsten Ökosystemtypen stehen. Dabei sollen auch die Variationen dieser Haupttypen entlang klimatischer Gradienten berücksichtigt werden. Die Eichenwälder in Großbritannien werden nach Westen hin beispielsweise immer feuchter und damit reicher an Farnen, Moosen und Flechten. Zudem besteht innerhalb der westlichen Eichenwälder ein Nord-Süd-Gradient entlang steigender Temperaturen. Man könne in Großbritannien - so die vorgeschlagene Faustregel - alle 100 Kilometer messbare Unterschiede in der ökologischen Ausprägung der Ökosystemtypen feststellen. Die Natural Nature Reserves sollten alle diese Variationen in einem landesweiten Netzwerk in diesem Beispiel von Eichenwäldern repräsentieren. Nur wenn sich mehrere Gebiete für die Auswahl einer regionalen Variante anböten, solle man sie vergleichend bewerten. Folgende Bewertungskriterien werden

vorgeschlagen: Größe, Diversität, Natürlichkeit, Seltenheit, "Zerbrechlichkeit", "typicalness", geschichtliche Bedeutung, Position in der geographischen/ökologischen übergeordneten Einheit und potentieller Wert. Allerdings - und darin unterscheidet sich dieses Verfahren von den vielen "scoring"-Methoden - beschränkt sich RATCLIFF (1986) darauf, verschiedene in Frage kommende Gebiete ohne formelle Plus- oder Minuspunktvergabe anhand der ausgewählten Kriterien abschätzend zu vergleichen. Nur bei der Bewertung von bestimmten Küstengebieten in den Fällen, in denen man sich nach Begehung bzw. Untersuchung vor Ort nicht entscheiden kann, soll ein Punktesystem weiterhelfen. In allen anderen Fällen jedoch ist die subjektive Entscheidung ohne Punktvergabe ausdrücklich Teil dieses Ansatzes, der als Grundprinzip des National Conservancy Councils in Großbritannien bei der Auswahl eines landesweiten Netzes geschützter Gebiete eine Rolle spielt.

Bei KAULE et al. (1978) wird der Kriterienkatalog von RATCLIFF (1974) als Vorschlag zitiert mit dem Hinweis, daß außerdem für eine objektive Bewertung die Erarbeitung der "Biotoprepräsentanz in den verschiedenen Naturräumen" notwendig sei.

Bewertungsmethode in den USA

Auch in den USA lag bisher der Auswahl von Research Natural Areas bzw. National Natural Landmarks kein explizites Verfahren zugrunde, sondern man verließ sich auf die professionelle Urteilskraft von bewertenden Ökologen oder Geologen (PEARSALL & DURHAM 1986). Nachdem allerdings im National Environmental Policy Act im Jahre 1969 auf die Bedeutung öffentlicher Maßnahmen zur Bewertung bzw. Bewahrung aller wildlebender Pflanzen- und Tierarten hingewiesen wurde, entwickelten Institute verschiedener Bundesstaaten Methoden und Modelle zur Bewertung von Habitaten, vor allem um die Effekte von Eingriffen in natürliche Systeme zu verstehen und zu prognostizieren. Es existieren eine Reihe von Bundesgesetzen, die vorschreiben, diese Effekte bei dem Erstellen von Landnutzungsplänen zu berücksichtigen (HIRSCH et al. 1979).

Das HEP-Verfahren

Die am weitesten verbreitete Methode ist unter der Bezeichnung "Habitat Evaluation Procedure" (HEP) bekannt. Es unterscheidet sich grundsätzlich von den bisher beschriebenen Verfahren darin, daß keine abstrakten

Kriterien zur Bewertung herangezogen werden (wie Natürlichkeit, Seltenheit, Diversität...). Stattdessen kann es dazu benutzt werden, die Tragfähigkeit (carrying capacity) eines Lebensraumes für eine oder mehrere Tierarten zu prognostizieren. Das bedeutet allerdings, daß ausreichende Kenntnisse der Ökologie der betreffenden Art vorliegen oder gegebenenfalls entsprechende Untersuchungen durchgeführt werden müssen. Die HEPs wurden bislang noch nicht dazu benutzt, optimale Gebiete für Naturschutzzwecke auszuwählen, obwohl die Methode durchaus dazu geeignet wäre (PEARSALL & DURHAM 1986).

Die HEPs stellen die zweite Ebene einer Drei-Stufen-Hierarchie von Habitatbewertungsmethoden dar (VAN HORNE 1983). Die unterste Stufe besteht in der Untersuchung der Ansprüche einer Art an ihr Habitat. Das bedeutet konkret, daß die Habitatfaktoren, die die Überlebens- und Produktionsraten beeinflussen, untersucht werden müssen. In der nächsthöheren Stufe werden diese Zusammenhänge auf Gebiete übertragen, in denen bisher noch keine Daten über diese spezielle Art erhoben wurden. Auf der höchsten Ebene werden solche Extrapolationen für alle Arten der Gemeinschaft durchgeführt. Allerdings ist man sicherlich noch ein gutes Stück davon entfernt, für alle Arten über ausreichende Informationen zu verfügen.

Das Vorgehen bei einer "Habitat Evaluation Procedure" läßt sich in folgende sechs Schritte untergliedern (nach PEARSALL & DURHAM 1986):

1. Einteilen des gesamten Gebietes in Flächen, die hinsichtlich ihres Habitattypes relativ homogen angesehen werden können.
2. Auswahl der Art(en), auf denen die Bewertung basieren soll. Werden mehrere Arten gewählt, so ist darauf zu achten, daß sie verschiedene ökologische Gilden repräsentieren.
3. Ermitteln der Habitatfläche innerhalb der zu bewertenden Fläche für jede der einbezogenen Arten.
4. Errechnen des "Habitat Suitability Index" (HSI) für die betreffenden Arten (Ergebnis in HU, Habitat-Units).
5. Multiplikation der Habitatfläche jeder ausgewählten Art mit dem ermittelten HSI.
6. HEP accountig procedures.

Habitat Suitability Index

Die "Habitat Suitability Indices" (HSI) (Schritt 4) basieren auf den für die betreffende Art relevanten Schlüsselkomponenten des Habitates. Das Wissen, welche der

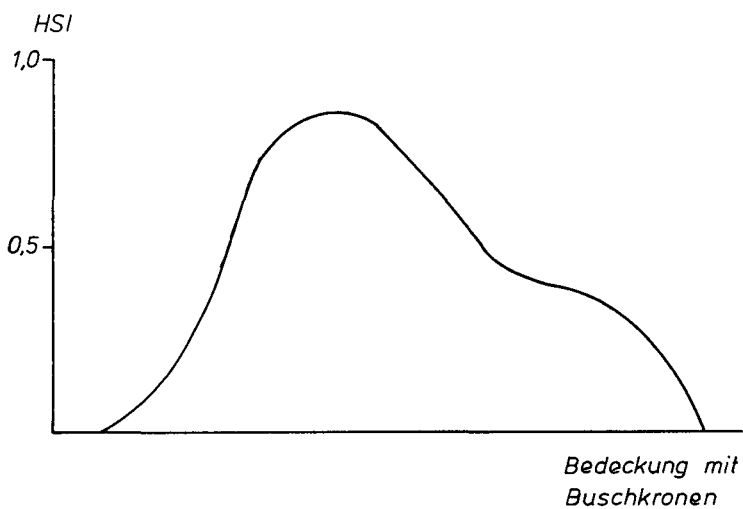


Abb. 45 Erfundenes Beispiel für die Darstellung von Habitat-Suitability-Indices. Je nach Bedeckungsgrad mit laubabwerfenden Buschkronen wurden verschiedene Individuendichten des Goldwaldsängers bestimmt und der Maximalwert dann für die Skalierung der Indices als 1,0 gesetzt.

Habitatfaktoren als Schlüsselkomponenten für eine Art anzusehen sind und wie hoch ihre relative Bedeutung einzuschätzen ist, muß aus der Literatur, genauer gesagt aus schon vorliegenden HSI-Modellen für diese spezielle Art bezogen werden. Diesen HSI-Modellen liegt speziell die Problemstellung zugrunde, aus den vielen Habitatfaktoren diejenigen herauszuschälen, die für die ausgewählte Art relevant sind. Mittlerweile existieren in den USA für eine ganze Reihe von Tierarten "Habitat Suitability Index - Modelle" (Information: Habitat Evaluation Procedures Group, US Fish and Wildlife Service, 2627 Redwing Road, Creekside One, Fort Collins, CO 80526 2899).

Um die Vorgehensweise zu erläutern sei hier als Beispiel ein einfaches Modell von SCHRÖDER (1982) für den Goldwaldsänger (*Dendroica petechia*), einen amerikanischen Laubsänger, kurz dargestellt:

Das Modell beschränkt sich darauf, die Ansprüche der Art an ihr Bruthabitat zu berücksichtigen. Es wurde dabei von der Annahme ausgegangen, daß dann, wenn ausreichend geeignetes Bruthabitat zur Verfügung steht, auch die anderen Ansprüche der Art (Nahrung, Wasser..) abgedeckt sind. Diese Annahme wurde auf der Basis einer gründlichen Literaturlauswertung getroffen. Zunächst ermittelte man die drei für den Goldwaldsänger wichtigsten Habitatparameter: Den Bedeckungsgrad mit laubtragenden Buschkronen, die durchschnittliche Höhe der Buschkronen und der Anteil der Hydrophyten unter den laubabwerfenden Büschen. Dann wurden Goldwaldsängerpopulationen in verschiedenen Habitaten untersucht, um mittels Regression festzustellen, wie ihre Dichte mit Veränderungen dieser Parameter zusammenhängt bzw. wo die Optima liegen. Jeder der Parameter wird also für das ganze Spektrum seiner Ausprägung hinsichtlich seiner Eignung für Goldwaldlaubsängerpopulationen untersucht. Auf dieser Basis ließen sich drei Transformationskurven erstellen. Dabei wurden die drei Habitatparameter (Abszisse) einzeln gegen die jeweils ermittelten Populationsdichten (Ordinate) aufgetragen. Die Dichteachse wurde in eine Indexachse (Habitat Suitability Index, "HSI") umgewandelt, wobei Habitate mit den höchsten Dichten den Indexwert 1 bekamen. Der HSI kann also Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Für den Parameter "Bedeckung mit laubabwerfenden Buschkronen" beispielsweise sieht die Transformationskurve folgendermaßen aus (Abbl. 45):

Für jeden Grad der "Bedeckung mit laubabwerfenden Buschkronen" in Prozent läßt sich ein Index ablesen. Will man nun für ein bestimmtes Gebiet den HSI für Goldwaldlaubsänger ermitteln, so muß die Ausprägung der

drei relevanten Schlüsselkomponenten bestimmt und dann auf den Transformationskurven die Indizes für die einzelnen Parameter abgelesen werden. Den HSI erhält man in diesem Beispiel durch Multiplikation der einzelnen Indizes, weil jeder der drei Habitatparameter gleich wichtig für die Art ist. Bei vielen HSI-Modellen bleibt es jedoch nicht bei der einfachen Multiplikation der einzelnen Indizes, sondern sie müssen je nach relativer Bedeutung und je nach Beziehung zueinander verrechnet werden. Diese Beziehungen der Schlüsselkomponenten untereinander kann sehr verschieden sein: limitierend (überschreitet eine Komponente einen bestimmten Wert, wird eine andere wertlos), kumulativ oder kompensatorisch (ein niedriger Wert für eine Komponente kann mit einem hohen Wert einer anderen Komponente kompensiert werden).

Nach diesem Prinzip würde ein Habitat mit beispielsweise 90 % Buschkronenbedeckung (Index: 0,8), durchschnittlicher Buschkronen-höhe von 1m (Index: 0,5) und 30% Hydrophyten (Index: 0,35) einen HSI von: $0,8 * 0,5 * 0,35 = 0,52$ ergeben.

HSIs können als proportionales Maß zur Tragfähigkeit verstanden werden (BERRY 1986). Sie verbinden Populations- mit Habitatparametern und geben damit die Möglichkeit, die Antwort (in Dichte) auf Umwelteinflüsse zu dokumentieren und vorherzusagen (SCHAMBERGER & O'NEIL 1986) Sie sind natürlich nicht als endgültige Wahrheit zu betrachten, sondern eher als Hypothese über beobachtete Arten-Habitat-Beziehung zu verstehen (SOUSA 1982).

Diese HSIs werden in der HEP-Prozedur mit der Größe der tatsächlich vorhandenen Habitatflächen für die betreffende Tierart innerhalb des zu bewertenden Gebietes multipliziert. Als Ergebnis stehen Habitat-Units (HU), die für das Gebiet zu Buche schlagen.

Heckenbewertung von ZWÖLFER

Als letztes Beispiel soll hier die Beurteilung eines Landschafts- bzw. Habitatelementes dargestellt werden. Im Schlußbericht des Forschungsprojektes "ökologische Funktionsanalyse von Hecken und Flurgehölzen" von ZWÖLFER et al. (1981) befaßt sich ein Kapitel mit der "tierökologischen Bewertung von Hecken im Rahmen der Landschaftspflege und des Naturschutzes". Diesem Bewertungsverfahren liegen detaillierte Untersuchungen über die tierökologische Bedeutung verschiedener Heckenparameter zugrunde. Dabei geht es zunächst um die Klärung folgender Fragen: Wie wirken sich Flächendichte, Umfang,

Gehölzzusammensetzung und Altersaufbau von Hecken auf die Heckenfauna aus? Beeinflussen der Isolationsgrad und die Größe einer Hecke das Ausmaß, in dem Sekundärkonsumenten als limitierender Faktor von Primärkonsumenten auftreten? Welcher Art sind die Beziehungen zwischen Struktur der Hecke und der Diversität von Phytophagen-Entomophagen-Systemen?

Auf der Basis einer genauen Kenntnis der Auswirkungen verschiedener Struktur- bzw. Zustandsparameter auf bestimmte Teile der Heckenfauna ließ sich eine optimal strukturierte Hecke konstruieren, die den berücksichtigten Tiergruppen die denkbar günstigsten Bedingungen bietet.

Allgemein steigt der Wert einer Hecke nach ZWÖLFER et al. (1981) in dem Maße an, in dem sie

"a) zur Erhaltung einer möglichst großen Vielfalt von Tierarten in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet beiträgt und

"b) stabilisierende Wechselwirkungen, wie sie insbesondere innerhalb von Phytophagen-Entomophagen-Systemen gegeben sein können, gewährleistet".

Konkret wurden folgende Kriterien, anhand derer die Ausprägung von Struktur- und Zustandsparameter bewertet wurde, ausgewählt:

- Rolle der Hecke als Lebensraum phytophager Insekten
- Rolle der Hecke als Nahrungsreservoir entomophager Insekten
- Rolle der Hecke als Brutstätte von Vögeln
- Rolle der Hecke als Refugium und Nahrungsreservoir von Wildarten
- Rolle der Hecke als Biotop von Phytophagen-Entomophagen-Komplexen

Jedes dieser fünf Kriterien wurde mit Heckenparametern in Beziehung gesetzt. Als Beispiel seien hier für den Parameter "Alter der Gehölze" in aller Kürze die Ergebnisse beschrieben. Zur Erfassung des Alters wurden fünf Altersklassen (AKI) gebildet: 0 = 0-1 Jahr; I = 1-5 Jahre; II = 6-10 Jahre; III = 11-20 Jahre; IV = 21-50 Jahre; V = über 50 Jahre

- Artenzahl und Abundanz der Phytophagen steigen zumindest bis zum Erreichen der Altersklassen III u. IV an. In den Altersklassen 0, I u. II erscheint der Phytophagenkomplex unausgewogen, da ein Teil der zur Standardfauna von Hecken der Altersklassen III u. IV zählenden Kleinschmetterlingsarten noch fehlen.
- ähnliches gilt für die Entomophagen

- bei den Brutvögeln liegen, je nachdem, ob die Nestdichte (in Nest pro 100 Meter) oder ein Diversitätsindex als Maß herangezogen werden, unterschiedliche Trends vor: die Nestdichte sinkt von 3.5 bzw. 3.6 (Altersklasse I u. II) auf 1.7 (III) und 0.6 (IV). Die Diversität steigt von 0.72 (I) über 1.19 (II) auf ein Maximum von 1.77 (III), um dann wieder geringfügig abzusinken. Nun werden beide Werte kombiniert und man erhält ein "Optimum" (!) im Bereich der Altersklassen II u. III.
- maximale Spurendichte im Schnee fand man in den Altersklassen II bis IV, während Verbiß vor allem an Sträuchern der Altersklasse I bis III festgestellt wurde. Zusammengefaßt ergab dies ein Optimum bei Altersklassen III u. IV.
Nach diesem Muster wurden alle der berücksichtigten Parameter hinsichtlich ihrer Bedeutung für die ausgewählten Faunenkriterien untersucht. Schließlich ergaben sich folgende Bedingungen für eine Optimalhecke:
- Vorkommen der "Hauptarten" Weißdorn, Schlehe und Wildrose in größerer Zahl
- Beteiligung möglichst vieler weiterer Gehölzarten an der Hecke
- Vorhandensein der Altersklassen I - IV, wobei II u. III dominieren sollten
- Durchführung von Pflegemaßnahmen in größeren zeitlichen Abständen zur Verjüngung der Hecke
- bei mittlerer Heckendichte (80 m Hecke/ha) sollten statt langgezogener Großhecken zahlreiche Kleinhecken vorliegen

Auf diesen Untersuchungen aufbauend liefern ZWÖLFER et al. (1981) einen Entwurf für ein Punktesystem zur Schnellbewertung von Hecken. Darin wird eine "tierökologische Bewertungsziffer" vorgeschlagen, die die Gehölzartenzusammensetzung, das Alter, die Altersklassenmischung und die Flächendichte berücksichtigt. Die Werte für die einzelnen Faktoren für eine bestimmte Hecke können nach einer schnellen Begutachtung vor Ort aus verschiedenen Tabellen entnommen werden. Sie werden einfach multipliziert, um die "Bewertungsziffer" zu erhalten.

9.1.3 Beurteilung der Index-Methoden ("Kriterienmischverfahren")

Diese dargestellten Habitatbewertungsmethoden stellen nur eine Auswahl dar. Die meisten Bewertungsschemata basieren in ähnlicher Weise wie die ersten drei der oben dargestellten (TANS 1974, GEHLBACH 1975, RATCLIFF 1977) auf der Errechnung spezieller Indizes aus willkürlich

ausgewählten Kriterien (z.B. Diversität, Natürlichkeit, Repräsentativität, Seltenheit...). Es gibt noch eine ganze Reihe weiterer ähnlicher Vorschläge, die jedoch keine prinzipiellen Neuerungen gegenüber den hier vorgestellten bieten (z.B. WRIGHT 1977, GOLDSMITH 1975). Diese Indices sind - mit Ausnahme des "Habitat Suitability Indexes" - unserer Ansicht nach aus verschiedenen Gründen weder besonders aussagekräftig noch besonders nützlich:

unklare Zielvorgaben

Viele "spezielle Indexmixturen" spiegeln die Unklarheit wider, die bei den meisten Indexmethoden hinsichtlich der Zielvorgaben für die Bewertung herrscht. Oft sollen einfach "Geeignete Schutzgebiete" oder "ökologisch wertvolle" Habitats ausgesucht werden. Diese diffusen Leitlinien führen dazu, daß versucht wird, alle möglichen Zielsetzungen gleichzeitig zu berücksichtigen. Ob die Aspekte der Freizeit, der (Aus)bildung, des wissenschaftlichen Interesses, des allgemeinen Naturschutzes oder speziellen Artenschutzes, alles, was irgendwie wünschenswert erscheint, wird vermerkt und gemeinsam beurteilt. Am Ende kann niemand mehr wissen, was ein Index, der so viele Habitateigenschaften aus völlig unterschiedlichen Bereichen zu einem einzigen Endwert vermischt, tatsächlich mißt.

Objektivität?

Auch das Bestreben, möglichst objektiv zu sein, schlägt sich offensichtlich darin nieder, alle denkbaren Faktoren in die Bewertung miteinzubeziehen. Es kann jedoch keine objektiven Bewertungsmethoden geben, weil schon die Auswahl der Kriterien subjektiv ist. Die relative Wichtigkeit der Kriterien untereinander ist genauso willkürlich wie ihre Auswahl (s. GÖTMARK et al. 1986). GÖTMARK et al. (1986) testeten fünf verschiedene "Conservation Indices" für Lebensräume, die besonders aus ornithologischer Sicht interessant schienen. Das Ergebnis war, daß den Gebieten je nach Indexmethode teilweise völlig unterschiedliche Naturschutzwerte zugewiesen wurden.

Unabhängigkeit?

Noch unübersichtlicher wird die Vermischung der verschiedenen Kriterien dadurch, daß sie in vielen Fällen miteinander korreliert sind. Beispielsweise sind "seltene" Habitats sicherlich auch oft "wissenschaftlich interessant". Faßt man sie zu einem Einzelindex zusammen, so ergibt sich daraus das Problem, daß "gute Gebiete" überbewertet werden (GÖTMARK et al. 1986).

Meßfehler

Die Verrechnungsverfahren sind aus noch einem anderen Grunde problematisch: Will man eine bestimmte Meßmethode sinnvoll anwenden, so muß man über eine wenigstens ungefähre Vorstellung des möglichen Meßfehlers verfügen. Die Methode hätte nur dann die Chance, anerkannt zu werden, wenn diese möglichen Meßfehler im Mittel nicht größer als die verwendeten Maßeinheiten sind. Für den vorliegenden Fall, den Wert von Lebensräumen mit Hilfe der verschiedenen Kriterienmischverfahren zu messen, kann strenggenommen kein Mensch garantieren, daß Meßfehler und Maßeinheiten in einem angemessenen Verhältnis zueinander stehen. Das könnte bedeuten, daß eine andere Verrechnung zu einer anderen Rangfolge zwischen verschiedenen zu bewertenden Gebieten führen könnte.

Starrheit

Eine weitere Schwierigkeit besteht darin, daß sich bei der Anwendung der gleichen Kriterienkombination auch die ausgewählten Gebiete in gewisser Weise gleichen und somit Einheitlichkeit statt Vielfalt als Ergebnis steht (KLOPATEK et al. 1981). Kein solch starres Schema könnte sich deshalb als Standardmethode dauerhaft etablieren.

Wissenschaft und Werturteil?

Hinter diesen Ungereimtheiten steckt noch ein grundsätzlicheres Problem: Es kann aus prinzipiellen Gründen nicht Sache einer naturwissenschaftlichen Disziplin sein, die Objekte ihrer Studien oder deren Eigenschaften zu bewerten. Auch die Ökologie, die sich mit der Gesamtheit der Beziehungen von Organismen zu ihrer Umwelt befaßt, kann nicht festschreiben, welche Eigenschaften von Ökosystemen besser und welche schlechter sind. Dazu sind der wissenschaftliche Ansatz und die zugehörige Methodik nicht geeignet. Selbst Begriffe wie "biologisches Gleichgewicht" oder "Stabilität" sind von Seiten der Wissenschaft nicht als Werte, sondern als (schwer definierbare) Eigenschaften biologischer Systeme zu verstehen (SCHLÜPMANN 1988). Es ist somit nicht möglich, einem Habitat mit wissenschaftlichen Methoden so etwas wie einen ökologischen Gesamtwert zuzuschreiben. Es läßt sich "nur" auf verschiedenen Ebenen beschreiben, soweit es eben der Stand der Forschung erlaubt. Wertmaßstäbe dagegen sind immer von persönlichen bzw. gesellschaftlichen Standpunkten abhängig und damit nicht objektivierbar. So wird das Ergebnis einer Gebietsbewertung immer davon abhängig sein, wer bewertet, unter welchen Gesichtspunkten und mit welchem Ziel er dies tut.

Das bedeutet, daß als erster Schritt die Frage des Zieles zu klären ist. Welche Habitateigenschaften will man zu welchem Zweck bewerten. Es ist natürlich möglich und legitim, Aspekte wie Erholungs- Freizeit- und Erziehungswert, Bedeutung für die Forschung, Natürlichkeit sowie Repräsentanz eines Lebensraumes zur Grundlage einer Habitatbewertung zu machen. CHANTER & OWEN (1976) entwickelte beispielsweise für Naturschutzgebiete einen Index für die Besucherzufriedenheit. Dagegen ist prinzipiell nichts einzuwenden. Welchen Blickwinkel man letztlich wählt, bleibt immer eine Frage des einzelnen Falles und kann nicht generell im voraus entschieden werden. Diese Entscheidung muß von den politischen Institutionen getroffen werden. Es ist jedoch unserer Ansicht nach angesichts der bedrohlichen Lage, in der sich viele unserer einheimischen Arten befinden, in den meisten Fällen sicherlich wichtiger, zur Verfügung stehende Mittel möglichst direkt in die Sicherung bedrohter Arten zu investieren, als darauf zu vertrauen, mit "natürlichen", "repräsentativen" oder "wissenschaftlich interessanten" Lebensräumen bedrohten Arten ausreichend helfen zu können. Wir betrachten deshalb "Habitatbewertung" ganz unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes. Der Wert steigt und fällt mit dem Beitrag des Gebietes für die Überlebensfähigkeit Populationen bedrohter Arten. Dieser Artenschutzgedanke ist weder neu noch Ergebnis wissenschaftlicher Forschung, sondern seit geraumer Zeit gesellschaftlicher Konsens, der in Form von Gesetzen - vielleicht noch nicht konsequent genug - festgeschrieben wurde. Er läßt sich somit wissenschaftlich weder in Frage stellen noch begründen, soll aber die Grundlage für die "Bewertung" von Lebensräumen darstellen.

9.1.5 Beurteilung der am häufigsten verwendeten Kriterien

Neben dem außer Frage stehenden Kriterium "Flächengröße" tauchen vier Kriterien am häufigsten auf: "Diversität", "Seltenheit", "Natürlichkeit" und "Repräsentativität". Sind sie unter dem Aspekt des Artenschutzes hilfreich und nützlich?

Diversität

Diversität wird in vielen Publikationen, die sich mit Habitatbewertungen befassen, als ein "Qualitätsmerkmal" eines Lebensraumes angesehen (z.B: GOLDSMITH 1975, GEHLBACH

1975, VAN DER PLOEG & VLIM 1978) Diese Auffassung wirft eine Reihe von Fragen und Problemen auf. Artengemeinschaften verschiedener Habitattypen sind durch unterschiedliche Diversitätswerte gekennzeichnet. Es gibt keine biologische Begründung, einen Lebensraum mit hoher Diversität höher einzuschätzen als einen artenärmeren. Wieso sollte beispielsweise ein Feuchtgebiet mit hoher Vogeldiversität "besser" sein als ein Wald, in dem weniger Vogelarten leben? Mit einem Diversitätsmaß lassen sich Artengemeinschaften bestenfalls beschreiben, nicht bewerten.

-- "intakte" Lebensräume - hohe Diversität?

Es ist ein Irrtum, zu glauben, daß "intakte" oder "ungestörte" Lebensräume immer hohe Diversitätsindizes aufweisen. Beispielsweise ergab ein Vergleich der Kleinsäugerdiversität von sechs Habitattypen in Ioma, USA (GEIER & BEST 1980) folgende Reihenfolge (Diversität steigend): trockene Überflutungsebenen, unbeweidetes Hochland, mäßig beweidetes Hochland, nasse Überflutungsebenen, stark beweidetes Hochland, kanalisierte Habitate. Müßte man die genannten Lebensräume hinsichtlich ihrer Schutzwürdigkeit bewerten, käme wohl kaum jemand auf den Gedanken, stark beweideten oder kanalisierten Habitaten die höchsten Noten zu verleihen. Es wurde oft darauf hingewiesen (SCHLÜPMAN 1988), daß gerade anthropogen überformte Landschaften hohe Diversitätsgrade aufweisen. Untersuchungen von MADER (1981a) ergaben, daß die Artenzahlen und Diversitätsindizes von Laufkäfern und bodenjagenden Spinnen in Waldinseln mit zunehmender Isolation und abnehmender Fläche anstiegen. Die Erklärung für diese Zunahme der Artenvielfalt sieht MADER (1981a) in dem Vordringen standortfremder Arten der offenen Landschaft (Ubiquisten), die durch interspezifische Konkurrenz einen Rückgang der Abundanz der ursprünglichen Waldarten bewirkten. Genauso können auch eine Reihe anderer Befunde interpretiert werden: Kleine, durch menschliche Nutzung gestörte Waldinseln weisen eine artenreichere Gehölzflora auf als größere, ungestörtere Wälder (LEVENSON 1981). Auch die Avifauna isolierter Wälder in England ist unerwartet artenreich (HELLIWELL 1976). Selbst in verstädterten Gebieten leben im allgemeinen mehr Arten als in der weniger gestörten Stadtumgebung und bei der Untersuchung von Straßenrandbiozönosen wurden für die Zonen hoher anthropogener Belastung maximale Diversitätsindizes berechnet (MADER 1979).

Hohe Diversitätsindizes sind also häufig Folge anthropogener Eingriffe, wenn die Lebensbedingungen weniger spezialisierter Arten zugunsten vieler (und immer wieder

der gleichen) "Allerweltsarten" verschlechtert werden. Artenärmere Zoozönosen wie Moore, Bachläufe, nährstoffarme Seen oder Salzwiesen würden bei einer Bewertung nach dem Diversitätskriterium sicherlich schlecht wegkommen, obwohl Arten gerade dieser Lebensräume zu den am stärksten bedrohten gehören.

-- stabile Lebensräume - hohe Diversität?

Vielfach wurde Diversität als Ursache für die Stabilität ökologischer Systeme angesehen. Man ist heute jedoch größtenteils der Ansicht, daß zwischen diesen beiden Größen kein ursächlicher Zusammenhang besteht (MAY 1973, GOODMAN 1975, PIMM 1984). Doch selbst wenn eine positive Korrelation zwischen Diversität und Stabilität bestünde - wie einige Autoren erwägen (McNAUGHTON 1977, USHER 1979) - so wäre dies nicht unbedingt ein Argument, Diversität als Bewertungskriterium heranzuziehen. Denn wenn man Stabilität als Maß für die Schnelligkeit auffaßt, mit der ein System (Artengemeinschaft) nach einer Störung zum Gleichgewicht zurückkehrt (gemessen an der dann erreichten Konstanz des Energieflusses bzw. der Biomasseproduktion), dann trägt eine stabile Artengemeinschaft möglicherweise ein größeres Risiko als eine instabilere (HOLLING 1973). Weniger stabile Artengemeinschaften, die "schon im Normalfall" größere und länger andauernde Schwankungen aufweisen, können - so der dahintersteckende Gedanke - Störungen besser verkraften als stabile, die auf vergleichsweise geringere Störungen schon empfindlich reagieren. Das würde bedeuten, daß Stabilität nicht auf jeden Fall ein wünschenswertes Ziel des Naturschutzes sein muß.

Es sei jedoch angemerkt, daß noch andere Definitionen von Stabilität existieren (siehe GOODMAN 1975).

-- Problem der Messung

Es gibt noch eine Reihe weiterer kritischer Punkte bei der Verwendung der Diversität als Bewertungskriterium. Mit wachsender Stichprobengröße steigt auch die Zahl der darin enthaltenen Arten (USHER 1986). Das bedeutet, daß mit einem Diversitätsindex strenggenommen nur Gebiete verglichen werden können, wenn die Stichprobengrößen identisch sind, was in den meisten Fällen kaum der Fall sein wird. Erschwerend kommt noch hinzu (TAYLOR et al. 1976), daß die Populationsdichten, die stark und voneinander unabhängig von Ort zu Ort schwanken können, Einfluß auf die Datenmenge haben, die in einer Probeneinheit (Untersuchungsplot, Falle etc.) gesammelt werden. Es wurden verschiedene Versuche gemacht, diese methodischen Schwierigkeiten durch Standardisierungen der Daten bzw. Angleichen der größeren

Stichproben mittels Zufallsauswahl zu umgehen (SANDERS 1968). Doch auch diese Weiterentwicklungen sind nicht nur wegen des unvermeidlichen Datenverlustes (WILLIAMSON 1973) umstritten (USHER 1986, PEET 1974).

GOODMAN (1975) zweifelt grundsätzlich an der Brauchbarkeit des am häufigsten benutzten Diversitätsindex (Shannon-Weaver diversity index), da letztlich völlig unklar bleibe, welche ökologische Größe bzw. welchen ökologischen Prozess dieser Index repräsentiere. Keiner der gebräuchlichen Diversitätsindizes reflektiere einen biologischen Mechanismus (HURLBERT 1971, MENHINICK 1964).

-- Erhalt der Diversität

Insgesamt gesehen sind Diversitätsindizes nicht geeignet als Kriterien die Qualität von Lebensräumen zu bewerten. Um Mißverständnissen vorzubeugen sei hier betont, daß der Erhalt der gesamten Diversität unserer Tier- und Pflanzenarten natürlich oberstes Ziel des Artenschutzes ist. Dies ist jedoch nicht zu verwechseln mit der aus unserer Sicht kontraproduktiven Absicht, lokal diverse Lebensräume grundsätzlich gegenüber artenärmeren zu bevorzugen.

Natürlichkeit

"Natürlichkeit" ist ebenfalls ein häufig benutztes Bewertungskriterium (TUBBS & BLACKWOOD 1971, TANS 1974, GEHLBACH 1975, WRIGHT 1977, SOLMSDORF et al. 1975. Meistens impliziert man mit einem natürlichen Lebensraum, daß er frei von menschlichen Störungen ist und daß keine eingeführten Arten darin leben (USHER 1986). Doch die Definition dieses Begriffes erweist sich als problematisch. Muß ein natürliches System völlig frei von menschlicher Störung sein (HEINZELMANN 1971), oder beinhaltet "Natürlichkeit" auch bis zu einem gewissen Grad die Einflußnahme des Menschen (MOIR, 1972) Wie weit darf dieser Einfluß gehen? Wie kann man ihn messen?

Bei Untersuchungen der natürlichen Vegetation Australiens definierte CARNAHAN (1977) die Artengemeinschaften und ihre Verteilung als "natürlich", wie sie vor der Besiedlung durch die Europäer vorlagen. Zwar hatten die Aboriginies vor allem durch den Gebrauch des Feuers einen signifikanten Einfluß auf die Struktur und Verteilung der Vegetation, aber das Ausmaß dieses Einfusses ist nicht bekannt. Die Veränderungen seit der Ankunft der Europäer dagegen sind bekannt. LAUT et al. (1978) teilten die Vegetation Südaustraliens in vier Kategorien ein, die die Entfernung von den "natürlichen Bedingungen" widerspiegeln. In die gleiche Richtung gehen Überlegungen von MARGULES & USHER

(1981). Sie betrachten einen Lebensraum dann als natürlich, wenn er die Größe der dort lebenden menschlichen Population begrenzt, d.h. wenn keine Materialien ein- oder ausgeführt werden. Für Europa läßt sich jedoch keine vergleichbare Nulllinie für "natürliche Bedingungen" festlegen. Zu lange schon (über mehrere globale Klimawechsel hinweg) übte der Mensch seinen prägenden Einfluß aus (USHER 1986). Die meisten Tier- und Pflanzengesellschaften entwickelten sich unter dem Einfluß des Menschen, so daß sich in vielen Fällen eine natürliche Verteilung der Arten von einer anthropogen beeinflussten nicht abgrenzen läßt.

Aus diesem Grunde ist unter dem Artenschutzaspekt die Diskussion um "Natürlichkeit" und ihre Definition bzw. Messung nicht sehr fruchtbar. Viele Arten, die in der Vergangenheit von ganz bestimmten Landnutzungsformen profitierten, sich also mit Unterstützung des Menschen ausbreiteten, sind heute im Zuge neuer, mechanisierter Formen der Landwirtschaft auf den Roten Listen wiederzufinden. Fast alle der heute als besonders schutzwürdig geltenden Lebensräume sind durch Eingriffe des Menschen entstanden, so z.B. Halbtrockenrasen und Heiden. Auch die Form unserer Auen ist ein Produkt der mittelalterlichen Rodungsperioden mit einer Phase verstärkter Sedimentation (KAULE 1983).

Auch hier noch eine Anmerkung, um keine Mißverständnisse aufkommen zu lassen:

Es soll hier nicht behauptet werden, daß wir keine "naturnahen" Landschaftsteile bräuchten, da sich immer Arten auf neue Landnutzungsformen einstellen könnten. Dieses Argument ist wohl eher opportunistisch als überzeugend. Selbstverständlich spielen "naturnahe" Lebensräume hinsichtlich des Erhaltes der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten eine wichtige Rolle. Und es wäre natürlich wünschenswert, daß solche Gebiete mehr als bisher vor dem überall drohenden Zugriff potentieller Nutzer geschützt werden. Es geht hier jedoch um etwas anderes: Jeder biologische Laie wird ohne Hilfe besonderer wissenschaftlicher Methoden beispielsweise erkennen können, daß es wohl lohnender ist, einen relativ ungestörten Wald zu schützen als eine ausgeräumte flurbereinigte Landschaftsruine. Er benötigt dazu keine auf wackeligen Füßen stehende wissenschaftliche Entscheidungshilfe, die mit dem Begriff "Natürlichkeit" operiert. In den Fällen jedoch, in denen man mit einer intuitiven Einschätzung der Schutzwürdigkeit nicht mehr weiterkommt, kann auch "Natürlichkeit" als Kriterium aus den oben genannten Gründen eine anstehende Entscheidung nicht leichter machen.

Seltenheit und Repräsentanz

Immer wieder tauchen in den verschiedensten Vorschlägen, Habitats zu bewerten, die Begriffe "Repräsentanz" (oder "Repräsentativität") und "Seltenheit" auf (RATCLIFF 1974, ADAMUS & CLOUGH 1978, siehe VAN DER PLOEG & VLIJM 1978 u. MARGULES & USHER 1981, USHER 1986), in einzelnen Entwürfen (GEHLBACH 1975) sogar innerhalb ein und desselben Bewertungsschemas. Für eine objektive Bewertung sei die Erarbeitung der Biotoprepräsentanz in den verschiedenen Naturräumen notwendig (KAULE 1978). REHFELD (1982) berücksichtigt bei seinen odonatologischen Untersuchungen für die Bewertung von Fließgewässern neben der Seltenheit das Auftreten von Charakterarten.

In den meisten Fällen werden "Seltenheit" und "Repräsentanz" auf die Arten, die den Lebensraum bewohnen, bezogen. Das bedeutet, es werden gute Noten für Habitats mit seltenen oder repräsentativen Arten vergeben. USHER (1986) spricht von einem Paradoxon: Ein für eine Region repräsentativer Lebensraum kann nicht gleichzeitig selten sein, es sei denn, er war repräsentativ und ist im Laufe der Entwicklung selten geworden. Umgekehrt wird ein seltener Lebensraum wohl kaum das charakteristische Gepräge einer Landschaft repräsentieren können. Folglich müsste man sich - im Rahmen eines schematischen Bewertungsverfahrens - im voraus für eines von beiden entscheiden oder sowohl repräsentative als auch seltene Lebensräume hochbewerten und für beide Schienen eine gesonderte Vorgehensweise entwickeln.

Diese beiden Kriterien eignen sich nicht uneingeschränkt als Wertmaßstäbe:

Für Seltenheit und Repräsentanz ergibt sich das Problem der geographischen Bezugsebene: Arten können auf lokaler, regionaler, nationaler oder internationaler Ebene selten oder repräsentativ sein. Jede Definition muß deshalb berücksichtigen, auf welches Niveau sich die Betrachtung bezieht. Dies führte in der Vergangenheit in der Wissenschaft zu unterschiedlichen Auffassungen, wie der Begriff Seltenheit anzuwenden ist, und damit herrscht auch hinsichtlich der Messung keine Übereinstimmung (siehe USHER 1986, EYRE & RUSHTON (1989)).

Bewertet man eine Fläche unter Artenschutzgesichtspunkten, so ist zu bedenken, daß Seltenheit nicht unbedingt in jedem Falle mit Gefährdung korreliert ist. MAYR (1963) beschreibt zwei Typen von "seltenen Arten": hochspezialisierte Arten und Arten mit lokaler Verbreitung. Seltenheit kann zunächst oftmals als Alarmzeichen angesehen werden. Es wäre jedoch pragmatischer, gleich "gefährdete" Arten zur Bewertung heranzuziehen, anstatt den Umweg über seltene

Arten einzuschlagen. Wenn sich Gefährdung als Grund für Seltenheit herausstellen sollte - wie in vielen Fällen sicher der Fall -, so werden mit dieser Betrachtung auch seltene Arten geschützt. Wenn nicht, so haben sie einen besonderen Schutz wohl nicht nötig.

Untersucht man Arten hinsichtlich ihres Gefährdungsgrades, so ist es dabei natürlich wichtig, Daten über ihre Verteilung und Dichte zu sammeln und auszuwerten. Das bedeutet, daß hiermit auch die Informationen, die zur Abschätzung der Seltenheit führen, in die Betrachtungen einfließen. Die Seltenheit einer Art, die tatsächlich oft Anlaß zu höchster Besorgnis sein kann, würde somit keinesfalls ignoriert werden. Man würde sich nur die Komplikationen bei der Definition des Begriffes "Seltenheit" und die sich daraus ergebenden Unklarheiten, wie man die Seltenheit mißt, ersparen. Es ist nicht nötig, die Daten über Verbreitung und Verteilung der Individuen einer Art in das Korsett einer Definition des Begriffes Seltenheit zu zwängen. Spricht man stattdessen von dem Gefährdungsgrad einer Art ist, so würde man eine unnötige Komplizierung vermeiden.

In unserem Konzept, für verschiedene Bezugsräume Zielartenlisten zu erstellen (siehe im Praxiskapitel: die RAZ-Liste), wird der überregionale Gefährdungsgrad der Arten oberste Priorität besitzen.

Repräsentanz für unsere Naturschutzgebiete ist sicherlich ein legitimes Anliegen. Es handelt sich jedoch hiermit - darüber muß man sich im Klaren sein - nicht um eine für den Artenschutz relevante Forderung. Eine gefährdete Tierart hält sich nicht an die für Landschaftsteile geprägten Klassifizierungsbegriffe. Inwieweit sich repräsentative Lebensräume mit den konkreten Raumannsprüchen bedrohter Arten zur Deckung bringen lassen, ist von Fall zu Fall verschieden und kann wohl kaum zufriedenstellend prognostiziert werden.

Konsequenzen

Wählt man die diskutierten Gesichtspunkte wie "Diversität", "Natürlichkeit", "Seltenheit", "Repräsentativität" oder auch "Wert für die Wissenschaft" bzw. "Bildungswert" als Bewertungskriterien aus, so muß man sich darüber im klaren sein, daß man dabei tatsächlich auch andere Prioritäten setzt als die Sicherung bedrohter Populationen. Eigenschaften wie diese sind letztlich nicht klar faß- und meßbar und können deshalb kaum mit der Entwicklung von Populationen in Verbindung gebracht werden.

Ein weiterer wichtiger Punkt darf nicht vergessen werden: Angenommen, eine Bewertung führt zu praktischen Konsequenzen, so bedeutet dies nicht nur eine Entscheidung für, sondern auch eine Entscheidung gegen Populationen. Selbst die raffiniertesten Bewertungsmethoden, die unter Umständen zum Schutz eines Gebietes und der darin lebenden Populationen führen, können das Aus für andere bedeuten. Es wird immer Arten geben, die durch das Raster der jeweiligen Methode fallen. Bewertungsmethoden, die mit so abstrakten Kriterien wie Diversität, Natürlichkeit, Seltenheit oder Repräsentativität operieren, ignorieren diese unvermeidlichen Zielkonflikte auf der Art- bzw. Populationsebene. Hinter der vermeintlichen Objektivität eines starren Bewertungsschemas bleiben diese Zielkonflikte verborgen. Sie werden infolgedessen entschieden, ohne sie zu kennen.

Steht man beispielsweise vor der Alternative, entweder einen Lebensraum mit Hecken und Feldgehölzen zu pflegen und zu schützen (Neuntöter) oder großräumig Wiesengebiete freizuhalten (Brachvogel), so ist es nicht sinnvoll, eine Entscheidung mit Hilfe abstrakter Kriterien zu fällen, die die Konsequenzen für die Populationen im Dunkeln belassen.

9.1.7 Zusammenfassende Beurteilung

Die Notwendigkeit, "objektive Bewertungsmethoden" zu entwickeln, wird darin gesehen, besonders wertvollen Habitaten auch den ihnen gemäßen besonderen Schutzstatus verleihen zu können (SUKOPP 1971). Deshalb wurde und wird immer wieder versucht, Habitateigenschaften zu finden, die sich im Sinne einer "intakten Umwelt" bewerten lassen. Dieses Problem kann bis jetzt nicht als gelöst betrachtet werden, vielleicht läßt es sich so gar nicht lösen. Viele vermeintlich wichtige Kriterien für intakte Lebensräume werden gegeneinander abgewogen und verrechnet, so daß am Ende einer Bewertungsprozedur niemand wissen kann, im Sinne welcher Populationen tatsächlich bewertet wurde. Habitate sind zu komplexe Systeme als daß ein Versuch, sie in eine lineare Reihe steigender Qualität zu bringen, erfolgreich sein kann. Unserer Auffassung nach ist es nicht sinnvoll, verschiedene Habitate mit einem vermeintlich allgemeingültigen Bewertungsschema anhand der oben diskutierten Kriterien zu beurteilen.

Der von ZWÖLFER (1981) präsentierte Entwurf eines Heckenbewertungsverfahrens unterscheidet sich insofern von den anderen "Kriterienmischverfahren", als hier der Versuch unternommen wurde, meßbare Struktur- und Zustandsparameter durch gezielte Untersuchungen mit biologischen Kategorien in Beziehung zu setzen. Allerdings gelten auch hierfür die oben diskutierten Einwände. Die Annahmen hinsichtlich des Wertes bestimmter Heckeigenschaften (Vielfalt, stabilisierende Wechselwirkungen) sind sicherlich nicht zwingend als naturgegeben hinzunehmen. Insbesondere erscheint auch die Art der Verrechnung sowohl bei der Konstruktion der "Optimalhecke" (z.B. Verrechnung von Nestdichte mit Diversitätsindex) als auch bei der Ermittlung der "Bewertungsziffer" sehr willkürlich und vom Verfahren her problematisch (Unabhängigkeit? Meßfehler?). Die Anwendung des Schemas würde - überspitzt formuliert - zu 6 bis 20 Jahre alten Einheits-Kleinhecken mit den vorherrschenden Gehölzarten Weißdorn, Schlehe und Wildrose und einer mittleren Flächendichte von 80 m Hecke/ha führen. Allerdings muß an dieser Stelle betont werden, daß ZWÖLFER et al. (1981) diesen Bewertungsentwurf nicht als der Weißheit letzten Schluß vorstellten, sondern mehrfach auf die Begrenztheit der Aussagekraft dieses Verfahrens hinwiesen. Außerdem warnten sie vor der Gefahr, daß ein einfach zu handhabendes Bewertungsschema, das lediglich allgemeine botanische Kriterien benutzt, als Alibi verwendet werden könnte, faunistisch-tierökologische Untersuchungen bei landschaftsgestalterischen Maßnahmen auszuschalten.

9.1.8 Der neue Ansatz mit dem Zielartenkonzept

Wenn also aus der Ökologie als wissenschaftlicher Disziplin direkt keine Wertmaßstäbe abzuleiten sind (s.o.), so bleibt die Frage offen, wie eine Entscheidung (z.B. Auswahl eines Gebietes als Naturschutzgebiet) in der Praxis im Einzelfall gefällt werden sollte und welche Rolle ökologischer Forschung dabei zukommen kann. Wenn hierbei Ziel und Zweck der Bewertung klar formuliert werden, wenn die verschiedenen Zuständigkeiten von Naturschutz und Wissenschaft sauber auseinandergehalten werden und wenn man sich genau überlegt, wann man von Eigenschaft eines Habitats und wann von ihrem Wert spricht, dann lassen sich Schlußfolgerungen für die "Bewertungsproblematik" ableiten, die ganz auf der Linie unseres "Zielartenkonzeptes" liegen.

Rolle der Ökologie

Unter dem Zielaspekt des Artenschutzes (s.o.) ergibt sich die sinnvolle Übereinkunft, daß der Wert eines Lebensraumes dann besonders hoch einzuschätzen ist, wenn er gefährdeten Arten für eine möglichst lange Zeit Überleben und Weiterentwicklung gewährleisten kann. Wert ist hier im Sinne von Schutzwürdigkeit zu verstehen.

Um sich Klarheit zu verschaffen, ob ein in Frage kommendes Habitat diese Rolle spielen kann, ist nun die Ökologie gefragt. An diesem Punkt können ihre wissenschaftlichen Methoden zur Anwendung kommen. Sie kann aufzeigen, welche möglicherweise überlebensrelevante Bedeutung ein Gebiet für eine bestimmte Population hat. Sie kann durch Analyse der Gefährdungsursachen und des Gefährdungsgrades einer Population Prognosen stellen, wie sie sich unter ganz bestimmten Voraussetzungen entwickeln wird. Es wird natürlich nicht möglich sein, für alle im betreffenden Habitat vorkommenden Populationen zu fundierten Prognosen zu kommen, da für viele Arten zu wenig über ihre Ökologie bekannt ist und weil durch die drei begrenzenden Faktoren Zeit, Geld und Personal die Möglichkeiten - gemessen an den Erfordernissen - immer stark eingeschränkt sein werden. Für einige oder wenige Zielpopulationen eines Habitates ist es dagegen möglich, durch gezielte Untersuchungen Aussagen zur Habitatqualität zu machen und zu Voraussagen zu gelangen, wie sie sich entwickeln werden, wenn der Lebensraum in einer bestimmten Weise verändert wird.

Dieser Ansatz deckt sich in seinen Grundzügen mit den oben beschriebenen amerikanischen Methoden (HEP). Auch hier stehen Populationen bedrohter Arten im Mittelpunkt der Betrachtung statt willkürlicher, diffuser Habitateigenschaften.

Bewertungskonzept

Unser Konzept zielt direkt auf besonders schutzbedürftige Populationen und geht damit den ganzen Schwierigkeiten, die sich hinter "objektiven Habitat-Bewertungsmethoden" verbergen, aus dem Wege. Dabei ist selbstverständlich zu vermuten, daß in den meisten Fällen die ausgewählten Zielpopulationen bedrohter Arten in "naturnahen", "intakten" oder "ökologisch wertvollen" Lebensräumen - was immer das auch ist - im allgemeinen bessere Zukunftsaussichten haben als in Gebieten, die zerstückelt, verschmutzt oder zubetoniert sind. Folglich hat die Betrachtung und die Bewertung eines Lebensraumes auf der Ebene bedrohter Populationen meistens auch positive Konsequenzen im Sinne intuitiver Bewertung der Habitatqualität. Der Unterschied ist nur der, daß wir mit unserem Ansatz sozusagen eine oder einige wenige

ausgewählte, gefährdete Populationen selbst "entscheiden" lassen, was ein "intakter Lebensraum" ist, und uns nicht mehr den Kopf darüber zu zerbrechen brauchen, ob ein Gebiet natürlich, wissenschaftlich wertvoll, voll von seltenen Rote-Liste-Arten oder repräsentativ ist. Schlägt man diesen Weg ein und betrachtet Lebensräume dementsprechend hinsichtlich ihrer Eignung, zur Zukunftssicherung gefährdeter Population beizutragen, so ergeben sich daraus folgende Konsequenzen für das "Bewertungsproblem":

In der Praxis hat GLÜCK (mdl. Mitt.) z.B. folgende Methode der Bestimmung der Habitatqualität entwickelt: Er hängt Nistkästen für Kohl- und Blaumeisen (*Parus major* u. *P. caeruleus*) in ein Gebiet und kontrolliert den Erfolg in der Aufzucht der Jungen: Das Ressourcenangebot wird über Gewichtszunahme der gefütterten Jungvögel als Nutzen und die Flugleistungen der Altvögel als Kosten gemessen.

-- Konsequenzen für Kriterienwahl

Die geeigneten Kriterien zur Beurteilung der Habitatqualität lassen sich direkt aus der Biologie der betreffenden Art ableiten. Es ist Aufgabe der Ökologie, Fragen nach den Beziehungen zwischen der Habitatqualität und dem Zustand bzw. der Entwicklung von Populationen im Einzelfall zu erforschen. An dieser Stelle sei an die schon dargestellten Habitat-Suitability-Indices erinnert. Diese Methodik, Habitatqualität für Tierarten zu messen, scheint uns auch für viele unserer einheimischen Arten geeignet zu sein. Allerdings können die dazu erforderlichen Modelle nicht serienweise im Schnellverfahren erstellt werden.

-- Konsequenzen für das Problem der Zielkonflikte

Die Schwierigkeit, an zwei Lebensräume mit unterschiedlichen Populationen ein und dieselbe Maßkala anlegen zu müssen, ergibt sich nicht mehr. Stattdessen wird konsequent jedes Habitat für sich betrachtet und gefragt, für welche Population welches Habitat möglicherweise hohe Bedeutung hat. Zielkonflikte werden herausgearbeitet statt verschleiert. So können dann Entscheidungen über die zukünftige Nutzung bzw. Unterschutzstellung eines Gebietes in Kenntnis der Folgen für gefährdete Populationen gefällt werden. Stellt sich beispielsweise heraus, daß zwei gegeneinander abzuwägende Lebensräume, von denen einer als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden soll, für Populationen verschiedener Arten besonders wichtig sind, so wären die Konsequenzen der Entscheidung zumindest für die ausgewählten, bedrohten Populationen vorhersehbar. Die Entscheidung gegen eine der beiden Populationen wäre nicht

mehr hinter vermeintlich objektiven Auswahlkriterien verborgen.

Die größte Schwierigkeit bei der praktischen Umsetzung des Konzeptes ist wohl die Auswahl der Zielpopulationen. Eine Lösungsmöglichkeit sehen wir in der "regional angepaßten Zielartenliste" (RAZ-Liste). Wie sie erstellt und benutzt werden kann, wurde in Kapitel 8.2 erläutert.

Schlußbemerkung

Die Bundesrepublik Deutschland ist wohl eines der am dichtesten bebauten Ländern Europas. Besonders mit dem engmaschigen Straßennetz kann wohl kaum einer der übrigen Staaten konkurrieren.

Der Druck auf die Flächen, die noch nicht in irgendeiner Weise intensiver Nutzung ausgesetzt sind, nimmt weiter zu. Industrie, Neubausiedlungen, Landwirtschaft und Freizeitanlagen stellen die übermächtig erscheinende Konkurrenz dar, gegen die der Naturschutz mit seinen beschränkten Mitteln den Schutz bedrohter Arten verteidigen oder erstreiten muß. Das Kuchenstück, das dem Artenschutz verbleibt, wird immer kleiner. Die Folge davon ist uns allen bekannt: Immer mehr Teilpopulationen vieler Tier- und Pflanzenarten sind in ihrem Bestand gefährdet. Vor diesem Hintergrund erscheint uns der sehr hohe Stellenwert, der den geforderten Bewertungsmethoden beigemessen wird, nicht immer ganz gerechtfertigt: Die Diskussion darüber ist bald vielleicht nicht mehr als ein fruchtloser Disput um den letzten verbliebenen Krümel.

Je größer der Konkurrenzdruck auf den Artenschutz ist und je weniger Mittel und Flächen dafür übrigbleiben, desto heftiger sind die Fachleute im Naturschutz damit beschäftigt, diesen letzten Rest mit vermeintlich wissenschaftlichen Methoden zu optimieren.

Effektiver Naturschutz kann aber nicht darin bestehen, möglichst unanfechtbar und "objektiv" die verbliebenen naturnahen Flächen in eine Reihe steigender "ökologischer Qualität" zu bringen, damit der Straßenbau die "schlechtesten" Flächen guten Gewissens für sich beanspruchen darf.

Es scheint uns zu defensiv als Naturschutzstrategie und eine Vergeudung von Energie und Fachkompetenz, wenn der Naturschutz seine höchste Aufgabe darin sieht, den Planern mit "allgemein anerkannten Methoden" ausgesuchte Flächen zu präsentieren, deren Verlust am wenigsten schmerzt.

Für die Eingriffs-Ausgleichs-Regelung bedeutet das, daß der Naturschutz vielleicht deutlicher als bisher klarmachen muß, daß nicht jeder Eingriff auszugleichen und nicht in jedem Fall Ersatz zu schaffen ist. Mag sein, daß eine bestimmte Maßnahme dennoch durchgeführt werden muß; nun gut - andere Argumente mögen dafür sprechen. Mit dem Wort Ausgleich jedoch verspricht der Gesetzgeber mehr als er halten kann (GASSNER 1983). Zu viele Fragen sind ungeklärt und würden bei einer schnellen, schematischen Bewertung mit willkürlichen Kriterien übergangen werden. Es ist nicht immer möglich, in kurzer Zeit beispielsweise die Konsequenzen der einen oder anderen Trassenführung für die jeweiligen Tierpopulationen abzuschätzen. Bei einer vergleichenden Bewertung mit den oben diskutierten abstrakten Kriterien bestände die Gefahr, vorschnell den "ökologischen Segen" für Eingriffe zu geben, deren Folgen nicht abzusehen sind.

Man sollte von am Verfahren beteiligten Ökologen nicht erwarten, daß sie mögliche Schäden beispielsweise durch eine besonders "ökologische" Trassenwahl verhindern können. Die Ökologie kann nur - wenn sie rechtzeitig gefragt und angemessen finanziert wird - die zu erwartenden Konsequenzen für Tier- und Pflanzenpopulationen aufzeigen, so daß eventuell irreversible Entscheidungen im Bewußtsein möglicher Folgen und damit in voller Verantwortlichkeit getroffen werden können.

Für die Auswahl geeigneter Schutzgebiete bedeutet unsere populationsbezogene Beurteilung von Lebensräumen, daß konkrete und begründete Anforderungen an die Größe, Struktur und Verteilung in Frage kommender Gebiete möglich werden. Die Ansprüche der ausgewählten Zielarten selbst bestimmen den Bedarf. Dieser pragmatische Ansatz würde verhindern, daß es weiterhin als naturschutzpolitische Großtat gälte, Kleinstgebiete unter Schutz zu stellen. Außerdem gäbe er den Behörden die Möglichkeit, die Effektivität der Maßnahmen in regelmäßigen Abständen zu kontrollieren, um sie gegebenenfalls zu korrigieren.

9.2 Die Bewertung von Eingriffen in den Naturhaushalt

In den meisten Fällen hat es der Naturschutz mit der Bewertung von Eingriffen in die Natur und eventuell der Entwicklung eines Konzeptes zum Ausgleich des Eingriffes zu tun. Dies erfordert eine ökologische Beurteilung des Eingriffes.

Wir befassen uns vor allem mit den Auswirkungen des Eingriffes auf die Größe und Fragmentierung der betroffenen Gebiete. Auf Grund der im vorigen Kapitel entwickelten Argumente sind wir der Ansicht, daß derartige Eingriffe quantitativ am besten durch eine Analyse bewertet werden können, die die Auswirkungen des Eingriffes auf die Zukunftschancen der betroffenen Populationen untersucht, auch dann, wenn das Ziel eine Beurteilung der Habitatveränderung ist.

In einer ersten Phase ist es erforderlich, eine Bestandsaufnahme in den durch den Eingriff betroffenen Habitaten vorzunehmen. Wir halten es dabei für wichtiger, verlässliche Listen über einzelne Gruppen zu erstellen, als derartige Bestandslisten um weitere taxonomische Gruppen zu verlängern, deren unerforschte Biologie ohnehin eine weitergehende Beurteilung ausschließt (Zeitraum mindestens 1 Jahr).

Aus der Bestandsliste wählen wir die nach Art des Eingriffes potentiell betroffenen Arten aus. In diesem Schritt werden also die Arten ausgeschieden, die nur als gelegentliche Besucher ("Überflieger") in dem Gebiet registriert wurden, und die Arten, die durch die besondere Art des Eingriffes betroffen sind (z.B. würde der Schwarzspecht (*Dryocopus martini*) wohl kaum durch eine Bachkanalisation beeinträchtigt werden). Die Liste der potentiell betroffenen Arten kann für verschiedene Planungsalternativen verschieden ausfallen.

Die Abgrenzung des Gebietes, in dem die Auswirkung eines Eingriffes untersucht wird, kann für jede betroffene Art (und jede Planungsvariante) verschieden ausfallen (vergl. MARCOT 1986). Eine lokale Betrachtung wird ausreichen, wenn wir die Auswirkung auf häufige und flächig verbreitete Arten, z.B. die Amsel, oder auf isolierte Lokalpopulationen seltener Arten untersuchen (z.B. Trockenrasen mit Hymenopteren).

Insbesondere bei Betrachtung von RAZ-Arten, die durch den Eingriff in Mitleidenschaft gezogen werden, kann sich das zu beobachtende Gebiet aber sehr weit erstrecken. Eventuell wird die Abgrenzung des Gebietes selbst erst im Rahmen der SCHNEP (s. Kap. 9.4) genau möglich.

Im nächsten Schritt trennen wir die Bestandsliste auf in die Arten, die wir in der regional angepassten Zielartenliste (RAZ); näheres dazu in Kap. 8.2) finden und den Arten, die nicht in der RAZ auftauchen. Dies sind in

der Regel nicht bedrohte Arten oder bedrohte Arten, die in der Region kein wirklich geeignetes Habitat vorfinden.

Für alle Arten führen wir nun eine Schnellprognose (SCHNEP, s. Kap 9.4) aus. Mit dieser Schnellprognose sollen alle Arten "abgehandelt" werden, für die eine eindeutige Bewertung des Eingriffes möglich ist. Für nicht bedrohte Arten kann eventuell eine Aussage über das Gebiet getroffen werden, in dem die Arten durch den Eingriff verschwinden werden bzw. in dem Einbußen in der Populationsgröße hinzunehmen sind. Für bedrohte Arten können eventuell Aussagen über Isolationswirkungen usw. getroffen werden.

Die sich aus den für die verschiedenen Arten erstellten SCHNEP's ergebenden Prognosen, können für die verschiedenen Planungsalternativen im Vergleich zur Prognose bei Unterlassung des Eingriffes (das ist die "Nulllinie" mit der die Auswirkungen der Planungsvarianten verglichen werden) zusammengestellt werden. Damit ist eventuell bereits eine Vorlage zur politischen Entscheidung möglich.

Erlaubt die SCHNEP keine sichere Bewertung des Eingriffes, so ist nun für die betroffenen RAZ-Arten die Einleitung einer umfangreichen Risikoanalyse für Tierpopulationen (PVA, siehe Kap. 7.2.5) erforderlich, sofern dies nicht bereits im Rahmen des konstruktiven Artenschutzes für die Region geschehen ist (siehe Kap. 9.3). Dies gilt zum Beispiel dann, wenn wir durch den Bau einer Straße die Isolation von zwei Teilpopulationen befürchten, was letztlich zum Erlöschen der Art in der gesamten Region führen kann. Eine PVA sollte auch dann durchgeführt werden, wenn die SCHNEP eine deutliche Verminderung der Zukunftschancen einer RAZ-Art erwarten läßt.

Nach Ausführung der PVA's für die betroffenen Arten ist dann ebenfalls eine Vorlage zur öffentlichen Entscheidung möglich. Diese Vorlage sollte die Auswirkungen der verschiedene Planungsalternativen und der "Nulllösung" deutlich darlegen: nach Variante A erwarten wir das Verschwinden der Arten 1,2,3 aus einem bestimmten Gebiet, Variante B reduziert die Überlebenswahrscheinlichkeit der RAZ-Art 5 in Niederbayern von 70% für die nächsten 50 Jahre auf 30% für die nächsten 50 Jahre. Die Abwägung dieser Aussagen erfolgt dann durch die politischen Entscheidungsträger bzw. ergibt sich aus den gesetzlichen Bestimmungen.

Aufbauend auf die SCHNEP und insbesondere die PVA können dann auch Vorschläge für eine Ausgleichsregelung entwickelt

werden. Diese könnten z.B. in der Sicherstellung anderer Flächen, in der Einrichtung von Korridoren (wenn erwiesen ist, daß Korridore von der betrachteten Art tatsächlich genutzt werden, vgl. Kap. 7.2.2.3.5) oder in Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität liegen. Ausgleichmaßnahmen sollten dort erfolgen, wo sie tatsächlich den betroffenen Arten nützen. Eine Ersatzmaßnahme durch z.B. Schaffung ökologisch völlig verschiedenartiger Biotope ist nicht akzeptabel.

Schematisch läßt sich eine derartige Behandlung einer Eingriffsregelung folgendermaßen skizzieren:

EINGRIFFSREGELUNG:

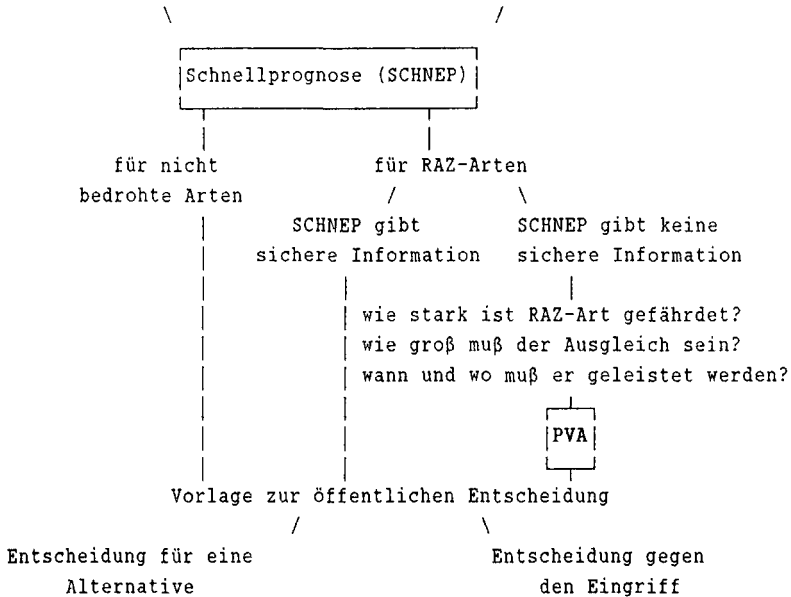
Habitatbewertung

Bestandsaufnahme

Auswahl potentiell betroffener Arten (nach Art des Eingriffes)

nicht bedrohte Arten

Arten der regional
angepaßten Zielartenliste (RAZ)



Wir wissen, daß alleine die Sicherung der vorhandenen Restbiotope nicht ausreichen wird, um den bedrohlichen Artenschwund in der BRD zu stoppen. Vielmehr sind konstruktive Maßnahmen zur Artensicherung nötig. In diesem Kapitel wird in Anlehnung an das Zielartenkonzept ein Arbeitsprogramm vorgestellt, daß es erlaubt konkrete Schutzkonzepte für einzelne Arten zu erstellen.

Die Zukunftssicherung bedrohter Arten kann sich nicht auf allgemein umweltentlastende Maßnahmen beschränken, sondern erfordert gezielte Schutzkonzepte für die einzelnen gefährdeten Arten. Andernfalls ist mit einem Verlust vieler als gefährdet eingestuftarten zu rechnen. Im Rahmen dieser konstruktiven Artensicherung ist der erste Schritt die Auswahl einer Zielart aus regional angepaßten Zielartenlisten (RAZ). Die Kriterien für die Erstellung der RAZ-Liste sind in Kapitel 8.2 beschrieben.

Ein Expertenbeirat aus den Bereichen Wissenschaft, Politik und Verwaltung (zuständige Fachbehörden) soll die Planung und Koordination, die Organisation der Finanzierung und das Management während des Ablaufes des Programmes übernehmen. Er erarbeitet in Kooperation mit den Wissenschaftlern, die für die Durchführung einer Schnellprognose (SCHNEP, vergl. Kap. 9.4) verantwortlich sind, ein Sofortmaßnahmenkatalog zur Stützung der betreffenden RAZ-Art, der den zuständigen Behörden als (dringende) Empfehlung vorgelegt wird. Dieser Expertenbeirat ist nicht ein einziges dauerhaftes Gremium, sondern wird für jede ausgewählte RAZ-Art in der jeweiligen Verwaltungsebene (Gemeinde, Kreis, Bezirk...) einberufen. In den USA werden in ähnlicher Situation sogenannte "Recovery Teams" einberufen (z.B. im Falle des Fleckenkauzes, *Strix occidentalis*), die sowohl die Arbeit der zuständigen Behörden koordinieren, als auch die wissenschaftliche Arbeit veranlassen.

Aus den Ergebnissen der Schnellprognose ergeben sich einerseits die Sofortmaßnahmen und andererseits auch die Einschätzung, ob man die Art damit schon als gesichert betrachten darf und ob man mit einer Risikoanalyse (PVA) die Gefährdungsursachen genauer untersuchen muß, um dann gezieltere Maßnahmen ergreifen zu können.

Die Sofortmaßnahmen sind wichtig, weil man es sich in der Regel nicht leisten kann, auf die Ergebnisse einer gründlichen PVA zu warten. Sie sollen dazu dienen,

möglichst schnell und unbürokratisch die betreffende RAZ-Art zu stützen.

Wenn man - wie in den meisten Fällen wohl der Fall sein wird - die Art nicht als gesichert betrachten kann, sondern ihre Zukunft weiterhin unklar erscheint, so ist eine ausführliche Risiokanalyse (PVA, vergl. Kap. 7.2.3) angebracht. Die PVA dient dazu, die Ursachen der Gefährdung zu erforschen und Prognosen für die betreffende Art unter verschiedenen Managementalternativen zu erstellen.

Die Managementalternativen werden zur öffentlichen Entscheidung vorgelegt. Sie sind den Anforderungen der ausgewählten RAZ hinsichtlich Habitatgröße und Habitatmanagement angemessen und berücksichtigen die Möglichkeiten der Population, zwischen einzelnen Habitatflächen Individuen auszutauschen. Zielkonflikte des Naturschutzes in der Region werden in der Regel im Sinne der Zielart entschieden.

Managementalternativen entstehen durch die grundsätzliche Vielzahl von Bedingungen, die die Existenz einer MVP ermöglichen. Für eine Kompromißfindung in der politischen Diskussion können darüberhinaus MVP-Pläne entsprechend unterschiedlicher MVP-Kriterien (z.B. 95 % auf 1000 Jahre, 95 % auf 100 Jahre oder 95 % auf 30 Jahre) entwickelt werden. Die politische und praktische Durchführung obliegt den zuständigen Fachbehörden.

Wenn der gesamte Vorgang abgeschlossen ist muß eine Kontrolle der Maßnahmen erfolgen, um notfalls korrigieren und neue Forschungsergebnisse berücksichtigen zu können. Die Populationsentwicklung ist genau zu verfolgen und die Informationsbasis der PVA durch weitergehende Forschung zu verbessern.

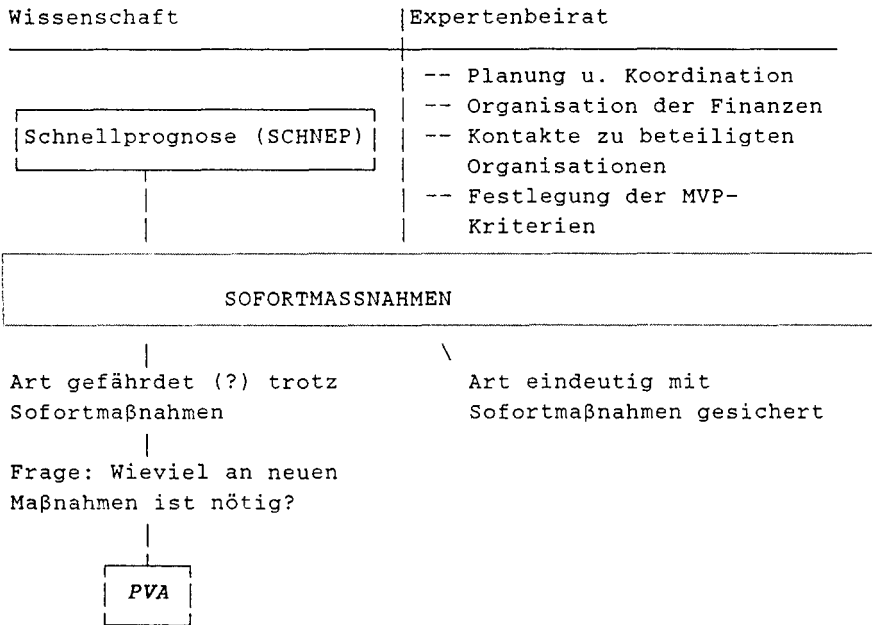
Ähnlich wie bei der Schadensbegrenzung läßt sich das Vorgehen für eine konstruktive Artenschutzmaßnahme folgendermaßen in einem Flußdiagramm darstellen:

KONSTRUKTIVER ARTENSCHUTZ

Aufgabe:

- Schutz gefährdeter Arten (Gesetz)
- Ökosystemschutz

Auswahl einer *Zielart* aus der
regional angepaßten Zielartenliste (RAZ)



Vorlage zur öffentlichen Entscheidung

politische Durchsetzung (Maßnahmen, Verordnungen)

Kontrolle der Maßnahmen, Anpassung an neue Ergebnisse

9.4 Zur Ausführung einer Schnellprognose (SCHNEP)

Das folgende Kapitel gliedert sich in drei Teile: Im ersten und zweiten Teil werden die Informationen aufgezählt und erläutert, die für eine Schnellprognose wichtig sind. Im dritten Teil geben wir einige Leitlinien zur Erstellung der Prognose.

Die Schnellprognose (SCHNEP) ist sowohl für den konstruktiven Artenschutz, als auch bei der Beurteilung eines Eingriffes der erste wichtige Schritt, der von Seiten der Wissenschaft erfolgen muß. Ziel der SCHNEP ist es, möglichst ohne neue Forschungstätigkeiten zu einer Einschätzung der Zukunftschancen der betreffenden Arten zu gelangen, um gegebenenfalls ohne große zeitliche Verzögerungen einen Sofortmaßnahmenkatalog erstellen zu können.

Die SCHNEP sollte die maximale Dauer von einem halben Jahr nicht überschreiten.

Im Rahmen einer Schnellprognose sollten alle schnell erfassbaren Grobdaten hinsichtlich Vorkommen, Verbreitung und Habitatqualität im Lichte des gesamten verfügbaren Wissens über die betreffende Art beurteilt werden. Das bedeutet, daß zwei Schwerpunkte zu bearbeiten sind:

Literaturauswertung: das verfügbare Wissen über die zur Diskussion stehende Art muß recherchiert und berücksichtigt werden.

Sammeln von Daten über die betroffene Population: durch eine grobe Datenerhebung im Gelände und Benutzen lokaler Informationsquellen sollte man sich einen Überblick über den aktuellen Zustand der betroffenen Population verschaffen.

1. Auswertung von Literatur

Besonders zu folgenden Punkten sollten Informationen gesammelt werden. Sie sind wichtig, um den Zustand einer aktuellen Population richtig einschätzen zu können. Natürlich wird in den meisten Fällen nur ein Teil der Fragen befriedigend geklärt sein. Es gilt hier, das vorhandene Wissen so gut es geht auszuschöpfen.

- Gibt es schon Hinweise oder klare Aussagen hinsichtlich der **Hauptgefährdungsursachen**? In vielen Fällen ist sicher hinreichend bekannt, worin die direkten Bedrohungen für eine Art zu sehen sind. Wenn nicht, gibt es begründete Vermutungen? Befinden sich andere Populationen derselben Art an anderer Stelle (Ausland) in ähnlichen Situationen?
- Was ist über **Raumansprüche** bekannt? Wie groß ist der home-range der Individuen in stabilen Populationen? Weiß man, wovon mögliche Variationen der home-ranges abhängen?
- Gibt es Untersuchungen über die Zusammenhänge zwischen **Habitatqualität und Populationsdichte**? An dieser Stelle wäre es eine große Hilfe, wenn zu den in Frage kommenden

Arten Habitat-Suitability-Index-Models vorlägen (Habitateignungs-Indizes (HSI) für einzelne Arten im Rahmen der Habitatbewertungsverfahren, HEP = habitat evaluation procedure, siehe PEARSALL & DURHAM 1986 und Kap. 9.1.2). In Deutschland gibt es jedoch keine Untersuchungen mit dieser ausdrücklichen Zielsetzung. Trotzdem sind sicherlich im einen oder anderen Fall Forschungsergebnisse verfügbar, die sich in diese Richtung interpretieren lassen. Habitatansprüche und die verschiedenen Einflußfaktoren sind - wenn auch nicht in Form von HSI-Modellen - von vielen einheimischen Arten zumindest teilweise dokumentiert.

- Was ist hinsichtlich der Ausbreitungsfähigkeit bzw. Ausbreitungsbereitschaft der Individuen einer Population bekannt? Hier werden eine ganze Reihe von Fragen berührt: Welche Tiere verlassen wann und unter welchen Bedingungen den ihnen angestammten Lebensraum, wie weit können sie wandern und wie groß sind die Chancen für die "Auswanderer", sich erfolgreich zu reproduzieren? Welche Landschaftsstrukturen unterstützen (Korridore), welche verhindern (Barrieren) "dispersal" (s. Kap. 7.2.2.3).
- Sind die Dichteschwankungen von Populationen dieser Art mehrere Jahre aufgezeichnet worden? Wie stark sind die Fluktuationen und wovon werden sie beeinflusst. Wie schnell können sich Populationen, die bereits durch einen "Flaschenhals" gingen (s. Kap. 7.2.3.2), wieder erholen?
- Schließlich ist es für die Interpretation von groben Census-Daten speziell bei Wirbeltieren wichtig zu wissen, um wieviel die effektive Populationsgröße (vgl. SCHONEWALD-COX et al. (Edt.) 1983, HARRIS & ALLENDORF 1989 und Kap. 7.2.3.2.3) kleiner ist als die Gesamtpopulationsgröße. Dies gilt vor allem für die richtige Einschätzung der genetischen Risiken einer Population.

Bestehen für verschiedene der genannten Punkte große Wissenslücken, so kann man:

1. versuchen, sich an ökologisch ähnlichen Arten behelfsweise zu orientieren oder
 2. sich allometrische Gleichungen zunutze zu machen.
- zu 2:

Man benutzt die Allometrie, um Unterschiede in Proportionen (von Formen und Abläufen) zu beschreiben und mit Veränderungen der absoluten Körpermasse des Gesamtindividuum zu korrelieren (GOULD 1966). Das kann sich auf Veränderungen entlang der Zeitachsen der Phylogenie bzw. Ontogenie beziehen oder auf Unterschiede zwischen jetzt lebenden Arten.

In der Allometrie setzt man Körpergröße mit verschiedenen, meist physiologischen Parametern in Beziehung, um

Abb. 46 (aus PETERS & RAEELSON 1984)

Appendix Xb. Allometric relations for animal home range (H)

Taxon	Independent variable	Range of W (kg)	N	\bar{W} (kg)	Reference	Standardized relation			
						Intercept at $W=1$ kg a (km ²)	Slope $b \pm S_b$	r^2	S_{xy}
Mammals	<i>H</i>		38		McNab (1963)	0.031	0.63		
Mammals	<i>H</i>		53	2.0	From Harestad & Bunnell (1979)	0.154	1.06±0.12	0.60	1.12
Primates	<i>H</i>	0.01-200			Milton & May (1976)	0.010	0.78	0.44	
Mammalian hunters	<i>H</i>				McNab (1963)	0.057	0.71		
Carnivorous mammals	<i>H</i>	0.008-100	19	0.27	From Harestad & Bunnell (1979)	1.39	1.37±0.16	0.80	0.90
Hunting primates	<i>H</i>				Milton & May (1976)	0.21	0.83	0.66	
Omnivorous mammals	<i>H</i>	0.02-100	7		From Harestad & Bunnell (1979)	0.33	0.92±0.13	0.90	0.44
Omnivorous and carnivorous mammals	<i>H</i>	0.008-100	26	1.8	From Harestad & Bunnell (1979)	0.83	1.17±0.14	0.75	0.92
Herbivorous mammals	<i>H</i>	0.01-100	28	2.2	From Harestad & Bunnell (1979)	0.032	0.998±0.1	0.74	0.77
Cropping mammals	<i>H</i>				McNab (1963)	0.014	0.69		
Cropping primates	<i>H</i>				Milton & May (1976)	0.0030	1.06	0.49	
Birds	<i>H</i>	0.01-10	46		Armstrong (1965)	1.64	1.23		
Birds	<i>H</i>	0.01-2	77	0.045	From Schoener (1968)	1.00	1.14±0.11	0.57	0.71
Carnivorous birds	<i>H</i>	0.01-2	47	0.046	From Schoener (1968)	8.26	1.37±0.73	0.86	0.46
Herbivorous birds	<i>H</i>	0.05-1.05	3	0.31	From Schoener (1968)	0.026	0.70±0.042	0.89	0.41
Secondary consumers	<i>H</i>		8		Buskirk in Calder (1974)	0.67	1.27	0.91	
Herbivores	<i>H</i>		32		Buskirk in Clader (1974)	0.047	1.03	0.87	
Lizards	<i>H</i>		29		Turner et al. (1969)	0.121	0.95±0.15	0.58	
Primates	Group home range				Milton & May (1976)	0.068	1.23		

Gesetzmäßigkeiten zu entdecken bzw. zu beschreiben. Nimmt man beispielsweise als Parameter den Sauerstoffverbrauch pro Gramm und Stunde als Maß für die Stoffwechselrate, so ergibt sich folgender Zusammenhang mit der Körpermasse (nach KLEIBER 1961): $H_{s,m} = 0.018 m^{0.76}$ ($H_{s,m}$: standard metabolic rate, m: Körpermasse in Gramm). Das bedeutet, daß ein um den Faktor 10 000 schwereres Tier einen ca. 1000 Mal höheren Stoffwechsel hat.

Viele allometrische Beziehungen aus dem Bereich der Physiologie sind dokumentiert: Neben Stoffwechselraten lassen sich Organmassen, Herz- und Atemfrequenzen, Nahrungsmengen oder auch Lebenszeiten mit Körpermasse sinnvoll korrelieren.

Die Allometrie ist somit eine rein deskriptive Disziplin, die aber auch in der Ökologie wichtige Aspekte eröffnen kann. Man kann beispielsweise davon ausgehen, daß aufgrund des Zusammenhangs zwischen Metabolismus (bzw. Energiebedarf) und Körpermasse auch die Größe des Gebietes, auf dem sich ein Tier seine Nahrung zusammensucht oder erbeutet, mit seiner Masse in Beziehung steht. Es gilt in der Tat auch für Homerangegrößen, daß Körpermasse ein wichtiges Kriterium für Ähnlichkeit sein kann. Bei PETERS (1983) und CALDER (1984) finden sich Gleichungen, die die Zusammenhänge zwischen Home-ranges und Masse beschreiben (s. Abb. 46). Außerdem sind bei PETERS (1983) und CALDER (1984) die Beziehungen zwischen Masse und der Abundanz von Wirbeltierarten dokumentiert, getrennt für Herbivore, Carnivore und Vögel (s. Abb. 47). BELOVSKI (1987) stellt die Beziehung zwischen Säuger-MVPs (95%ige Sicherheit für hundert und für tausend Jahre) dar (s. Abb. 48). Die allometrischen Gleichungen können besser zur Prognose verwendet werden, wenn sie sich nicht auf das gesamte Tierreich beziehen, sondern auf bestimmte Gruppen beschränken.

2. Sammeln von Daten über die betroffene Population (Grobdaten aus dem Gelände und Nutzen lokaler Information)

Auch für die Erfassung wichtiger Daten im Gelände ist die Zeit der Faktor, der das Vorgehen bestimmt. Man kann innerhalb eines halben Jahres natürlich keine hinreichend gesicherten Daten hinsichtlich Populationsgröße und ihren Schwankungen erwarten. Trotzdem muß versucht werden, zu ersten Abschätzungen zu kommen, die es erlauben, den Zustand der Population so gut wie möglich zu beurteilen.

Folgende Aspekte müssen bearbeitet werden:

- Sind konkrete Gefährdungsursachen vor Ort bekannt?
- Im den gesamten regionalen Habitatgebieten muß eine grobe Kartierung des Vorkommens durchgeführt werden. Hier kann

X. Animal abundance

Appendix Xa. Allometric relations describing the abundance or density individual animals species (D)

Taxon	Independent variable	Range of W (kg)	N	W̄ (kg)	Reference	Standardized relation			S _{xy}
						Intercept W=1 kg a (No. km ⁻²)	Slope b ± S _b	r ²	
Temperate animals	D	1×10 ⁻¹¹ -1×10 ³	291	8.4×10 ⁻⁵	Peters & Wassenberg (unpubl.)	32	-0.98±0.029	0.81	1.44
Mammals	D	0.03-1×10 ³	337	0.10	Peters & Raelson (unpubl.)	55	-0.90±0.036	0.66	0.93
Temperate mammals	D	0.01-100	92	0.35	From Mohr (1947)	204	-0.91±0.10	0.47	0.87
Temperate mammals	D	0.01-200	57	0.37	Peters & Wassenberg (unpubl.)	98	-0.77±0.09	0.57	0.90
Tropical mammals	D	0.05-5×10 ³	245	34	Peters & Raelson (unpubl.)	11	-0.58±0.04	0.44	0.76
Herbivorous mammals	D	0.01-5×10 ³	250	16	Peters & Raelson (unpubl.)	103	-0.93±0.04	0.71	0.87
Herbivorous mammals	D	0.01-1,000	307		Damuth (1981)	96	-0.75±0.026	0.74	
Temperate herb. mammals	D	0.008-30	68	0.33	From Mohr (1947)	468	-0.66±0.12	0.30	0.77
Temperate herb. mammals	D	0.01-200	45	0.26	Peters & Wassenberg (unpubl.)	214	-0.61±0.073	0.62	0.64
Tropical herb. mammals	D	0.1-5,000	182	34	Peters & Raelson (unpubl.)	16	-0.60±0.049	0.45	0.72
Carnivorous mammals	D	0.008-150	87	0.38	Peters & Raelson (unpubl.)	15	-1.16±0.063	0.80	0.67
Temperate carn. mammals	D	0.008-10	24	0.42	From Mohr (1947)	36	-1.14±0.12	0.81	0.70
Temperate carn. mammals	D	0.01-10	12	1.7	Peters & Wassenberg (unpubl.)	13	-0.94±0.260	0.56	1.08
Tropical carn. mammals	D	0.01-150	63	7.5	Peters & Raelson (unpubl.)	8.5	-1.01±0.078	0.73	0.60
North American birds	D	0.01-4	60	0.055	Peters & Wassenberg (unpubl.)	6.2	-0.19±0.14	0.031 (NS)	0.71
North American carn. birds	D	0.01-4	38	0.043	Peters & Wassenberg (unpubl.)	1.8	-0.52±0.18	0.18	0.70
North American herb. birds	D	0.01-4	22	0.092	Peters & Wassenberg (unpubl.)	25	0.21±0.20	0.054 (NS)	0.63
Vert. poikilotherms	D	0.0001-1	11	0.0015	Peters & Wassenberg (unpubl.)	64	-0.77±0.30	0.42	1.7
Invertebrates	D	1×10 ⁻¹¹ -0.1	162	0.37×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	85×10 ³	-0.54±0.038	0.55	1.1
Aquatic invertebrates	D	1×10 ⁻⁷ -0.1	56	7.9×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	237×10 ³	-0.58±0.07	0.54	1.2
Terrestrial invertebrates	D	1×10 ⁻¹¹ -0.01	106	60×10 ⁻⁹	Peters & Wassenberg (unpubl.)	3.0×10 ³	-0.69±0.04	0.72	0.88
Soil animals	D				Ghilarov (1967)	14×10 ³	-0.12		
Animals	D _{max}	1.0×10 ⁻⁹ -1,000	143	0.6×10 ⁻³	Peters & Wassenberg (unpubl.)	15	-1.17±0.039	0.86	1.39
Animals	D _{min}	1×10 ⁻⁹ -1,000	147	0.6×10 ⁻³	Peters & Wassenberg (unpubl.)	0.87	-1.16±0.041	0.85	1.45
Temperate mammals	D _{max}	0.01-1,000	37	0.4	Peters & Wassenberg (unpubl.)	129	-0.96±0.12	0.66	0.86
Temperate mammals	D _{min}	0.01-1,000	38	0.4	Peters & Wassenberg (unpubl.)	15	-0.74±0.13	0.46	1.03
Temperate herb. mammals	D _{max}	0.01-500	30	0.25	Peters & Wassenberg (unpubl.)	320	0.73±0.78	0.75	0.64
Temperate herb. mammals	D _{min}	0.01-500	31	0.25	Peters & Wassenberg (unpubl.)	36	-0.52±0.12	0.39	0.84
Temperate carn. mammals	D _{max}	0.06-16	7	4.1	Peters & Wassenberg (unpubl.)	17	-1.34±0.56	0.53 (NS)	1.10
Temperate carn. mammals	D _{min}	0.06-16	7	4.1	Peters & Wassenberg (unpubl.)	2	-0.99±0.55	0.39 (NS)	1.07
Invertebrates	D _{max}	1×10 ⁻⁹ -0.01	59	0.4×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	53×10 ³	-0.69±0.064	0.67	0.86
Invertebrates	D _{min}	1×10 ⁻⁹ -0.01	55	0.4×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	3.3×10 ¹	-0.73±0.080	0.61	1.04
Aquatic invertebrates	D _{max}	1×10 ⁻⁹ -0.01	32	0.2×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	46×10 ³	-0.72±0.094	0.65	0.81
Aquatic invertebrates	D _{min}	1×10 ⁻⁹ -0.01	31	0.2×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	1.6×10 ³	-0.82±0.11	0.63	0.98
Terrestrial invertebrates	D _{max}	1×10 ⁻⁹ -0.01	26	1.1×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	74×10 ³	-0.63±0.09	0.66	0.92
Terrestrial invertebrates	D _{min}	1×10 ⁻⁹ -0.01	23	1.1×10 ⁻⁶	Peters & Wassenberg (unpubl.)	14×10 ³	-0.55±0.10	0.58	0.93

Note: D_{max} and D_{min} are maximum and minimum densities reported in different studies.

man sich - wenn möglich - auf lokale Quellen stützen. In vielen Fällen liegen schon lokal Dokumentationen (oft unveröffentlicht) des Vorkommens gerade "seltener" Arten vor.

- Außerdem muß man sich einen Überblick über die potentiell für die betreffende Art geeigneten Habitats verschaffen. Dies sollte aus Zeitgründen mit Unterstützung vorliegender Biotopkartierungen geschehen.
- Es ist für die Einschätzung des Zustandes sehr wichtig, die Populationsgröße bzw. die Populationsdichte abzuschätzen. Wenn keine aktuellen Daten hierzu vorhanden sind, so müssen eigene, grobe Erfassungen im Gelände durchgeführt werden.
- Nicht minder wichtig ist es, zu wissen, ob und wie die Zielpopulation fragmentiert ist und ob Individuenaustausch möglich ist. Auch hierfür gilt, daß lokale Quellen genutzt und ortskundige Fachkräfte befragt werden sollten.

Aus den gesammelten Informationen ist nun eine Prognose zu erarbeiten. Das bedeutet, daß die Daten der aktuellen Population (Daten über betroffene Population und Grobdaten aus Gelände, Punkt 2) vor dem Hintergrund der bekannten Forschungsergebnisse (Literatúrauswertung, Punkt 1) interpretiert werden müssen.

Die geschieht natürlich unter Berücksichtigung von möglicherweise schon geplanten weiteren Eingriffen und Entwicklungen. Deshalb ist es geboten, vor der Prognose sich Einsicht in die Regionalplanung zu verschaffen. Eine Prognose, die schon geplante Entwicklungen außer Acht ließe, wäre wertlos.

3. Erstellen einer Prognose

a) An erster Stelle einer Prognostizierung der Folgen von vorgesehenen Eingriffen steht die Entscheidung, ob Effekte auf die Population zu erwarten sind, die über die direkten Folgen des Eingriffes hinausgehen. Man würde z.B. sagen, daß die Amsel mit ihrer bekannten flächendeckenden Verbreitung in Wäldern und Parklandschaften durch eine Rodung sicherlich nur auf der betroffenen, begrenzten Fläche verschwinden wird. Ein Effekt auf das Vorkommen in benachbarten Gebieten ist nicht zu erwarten. Für solche Arten muß keine ausdrückliche Risikoabschätzung erfolgen. Die Frage ist hier nur, ob der Eingriff zu lokal begrenztem Verschwinden führt. Diese Entscheidung und ihre Begründung ist Bestandteil der ökologischen Bewertung.

b) Der nächste Schritt besteht darin, festzulegen, auf welche Einheit sich die Schnellprognose bezieht.

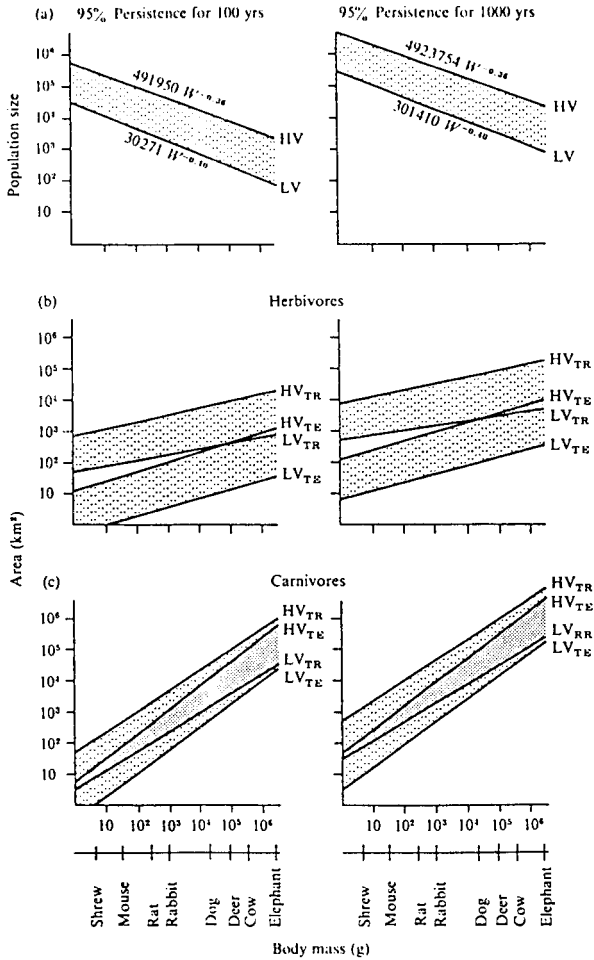


Figure 3.2. (a) presents the solution to the extinction model for the population size needed to persist 100 or 1000 years with a 95% probability for mammals of different body masses. The scale at the bottom of (a), (b), and (c) gives examples of mammals of different body masses but are not the mammals used in the calculations. HV and LV refer to the high and low variance values presented in Box I (V) that should bound the majority of 'real world' values (shaded region). The allometric regressions for population size at each variance (HV-LV) are presented. (b) presents the conversion of the predicted N_m values for herbivorous mammals of different body masses into the necessary habitat area needed to sustain that population size. TR refers to tropical environments and TE refers to temperate environments. The shaded regions represent the expected 'real world' values bounded by HV and LV. The allometric equations used to convert N_m into area appear in Box I. (c) presents a similar conversion of N_m into habitat area for carnivores.

- Ist die betreffende Population vollständig isoliert, beschränkt sich die Prognose nur auf diese isolierte Population.

- Besteht nur geringfügiger Individuenaustausch mit anderen Teilpopulationen, so muß auch das Schicksal der Nachbarpopulationen in die Prognose miteinbezogen werden. Die Überlegungen orientieren sich am Konzept der Metapopulation (s. Kap. 7.2.2.2).

- Bei häufigem Individuenaustausch muß die Gesamtpopulation als Einheit der Prognose betrachtet werden.

c) Beim Erstellen der Prognose müssen Kriterien benutzt werden, die der jeweiligen Art angemessen sind. Das könnte zum Beispiel sein:

- für große Säuger oder Vögel: die effektive Populationsgröße (s. Kap. 7.2.3.2.3).

Dieses Kriterium liegt auch einer Liste bei MARCOT et al. (1988) zugrunde (s. Abb. 49).

- für viele Insekten erwarten wir nicht, daß für die Zukunftschancen die Populationsgröße per se eine große Rolle spielt (EHRlich 1983). Vielmehr werden hier die Habitatsdynamik und das Wiederbesiedlungspotential stärker ins Gewicht fallen. Auch hier könnte eine Tabelle von MARCOT et al. als grobe Leitlinie herangezogen werden (s. Abb. 50).

- Eine andere Möglichkeit wäre der Zugriff auf schon vorhandene Populationsmodelle (z.B. BELOVSKI 1987, in Anlehnung an GOODMAN). Natürlich ist der Prognosewert bei allgemein gehaltenen Modellen, in die nur die Wachstumsrate und deren Varianz eingehen, begrenzt. Aber in Ermangelung exakterer Modelle ist dies vielleicht die einzige Möglichkeit.

Die Schnellprognose stellt eine knapp gefaßte Einschätzung der Zukunftschancen der Population dar, aus der sich gegebenenfalls Sofortmaßnahmen ableiten lassen.

Wenn die SCHNEP zur Beurteilung von Auswirkungen eines Eingriffes erstellt werden muß, so ist es erforderlich, für die verschiedenen Planungsalternativen jeweils eine Prognose vorzulegen.

Es sei betont, daß eine Schnellprognose natürlich nur eine Notlösung darstellt. Sie ist immer nur ein Kompromiß zwischen der gebotenen wissenschaftlichen Gründlichkeit und der drängenden Zeit, die das Warten auf Langzeitstudien nicht zuläßt. Die akute Gefährdung vieler Arten und die unmittelbare Bedrohung durch immer weitere Eingriffe in ihre Lebensräume gebieten schnelles Handeln. Auf der Basis einer Schnellprognose können Sofortmaßnahmen ergriffen

...PLANNING FOR VIABLE POPULATIONS -- for Habitat Shortcourse

Level of protection	Viability rating	Management of habitats and people provides for:
1	Individual survival: Low likelihood of survival for any time beyond a few decades	Several individuals or pairs isolated on the area (no interchange with the species off-area)
2	Family survival: Survival likely for several decades	A family, social group, or small population isolated on the area; total deme in the range of 10 to 20 adults
3	Family resilience: Survival for a half century or longer likely	Several reproductive or social groups partially to fully isolated on the area; total deme in the range of 20 to 50 adults
4	Population resilience: Continued existence on the order of many decades likely	A well-distributed local population but fully isolated from the rest of the species; deme size in the range of 50 to several hundred adults
5	Short-term adaptability: Continued existence on the order of a century likely	A well-distributed local population with an N_e in the low to mid 100's
6	Mid-term adaptability: Continued existence beyond a century likely	A well-distributed population with an N_e in the high 100's
7	Long-term adaptability: Continued existence for several centuries likely	A well-distributed population with an N_e approaching 1000
8	Evolutionary viability: Continued existence for many centuries likely; populations could diverge genetically into new species under gradual environmental change	Well-distributed population with an N_e approaching several 1000's
9	Evolutionary viability: Continued existence on the order of millenia likely, populations are fully capable of evolutionary change	Well-distributed local populations; parts of a biological population with an N_e exceeding the low 1,000's

werden, die gegebenenfalls nach gründlicheren Untersuchungen (PVA) modifiziert oder ausgeweitet werden müssen.

Zusammenfassend gliedert sich eine Schnellprognose in folgende Punkte:

SCHNELLPROGNOSE (SCHNEP):

LITERATURAUSWERTUNG UND LOKALE INFORMATIONEN zu

- direkte Gefährdungsursachen
- Populationsgröße
- Raumansprüche
- benötigte Habitatqualität
- Verbreitungsfähigkeit
- Populationsdynamik (Bestandsentwicklung)
- effektive Populationsgröße (Multiplikationsfaktor)

bei fehlender Information:

- Vergleich mit ökologisch ähnlichen Arten
- Folgerungen aus allometrischen Gleichungen

GROBDATEN AUS DEM GELÄNDE zu

- Kartierung des Vorkommens
- Zusammenstellung geeigneter Habitate
(mit Unterstützung der vorliegenden Biotopkartierung)
- Abschätzen der Populationsgrößen bzw. -dichten
- Erfassung der Entfernung zwischen den Populationen

EINSICHT IN DIE REGIONALPLANUNG

- erwartete Änderungen

ERSTELLEN EINER PROGNOSE

- Einschätzen der Zukunftschancen der Population
(für verschiedene Planungsalternativen)

10. Forschungsbedarf

Ein Forschungsbedarf entsteht v. a. durch die an verschiedenen Handlungs- und Entscheidungsschritten notwendigen Gefährdungsgradanalysen (PVA's) ausgewählter Tierpopulationen. Es sind exemplarische Einzelstudien an Zielarten nach Maßgabe der in Kapitel 7.2.5 aufgeführten Fragestellungen nötig. Aus der Bearbeitung dieser Fragestellungen resultiert die Möglichkeit, für die Zielarten auch entsprechende Populationsmodelle zu

...PLANNING FOR VIABLE POPULATIONS -- for Habitat Shortcourse

2. Rarity Rating (after Rabinowitz et al. 1986)

Rarity ratings, showing level of potential concern for viability:

	Geographic distribution:		NARROW	
	BROAD	RESTRICTED	BROAD	RESTRICTED
Habitat specificity:				
Local population size				
SOMEWHERE LARGE	very low	low	low	moderate
EVERYWHERE SMALL	low	moderate	moderate	high

erstellen. Sie bilden die Voraussetzung für die Bestimmung der MVP (s. Kap. 7.2.4) und den Katalog an Maßnahmen, die für die Artensicherung bzw. den geforderten Ausgleich bei Eingriffsregelungen notwendig werden (s. Kap. 9.2 und 9.3). Die herausragenden Punkte, welche an möglichst vielen Arten bearbeitet werden sollten, betreffen die Populationsdynamik, Verbreitungsfähigkeit und Habitatqualität.

Die zukünftige Entwicklung wird neben der Forschung sich mit dem Handlungsbedarf beschäftigen.

Für den Handlungsbedarf müssen Modelle für die praktische Umsetzung erarbeitet werden. Grundlage v. a. für die Eingriffsregelungen sollte eine im voraus erarbeitete regional angepaßte Zielartenliste sein, die eine ähnliche Funktion wie die landesweite Biotopkartierung erfüllt (vgl. z.B. Bayer. Arten- und Biotopschutzprogramm, ABSP, RIESS 1986).

10.1 Forschungen zur Biologie der Arten

Populationsdynamik:

Das Verständnis der Ursachen von Populationsschwankungen bildet die wesentliche Voraussetzung zur Prognostizierung der Zukunftsaussichten einer Population. Wir benötigen daher Analysen der Schlüsselfaktoren, welche entweder zur Zunahme oder Verringerung der Populationsgröße führen.

Um Umwelteinflüsse von demographischen Faktoren unterscheiden zu können, lohnt es sich, verschiedene lokale Populationen, die zu einer Metapopulation gehören können, in Hinblick auf synchrone oder asynchrone Schwankungen trotz gleicher Klimabedingungen zu vergleichen. Umgekehrt können auch gleiche Außenfaktoren in ihrer Wirkung auf verschiedene Lokalpopulationen untersucht werden.

Verbreitungsfähigkeit:

Die Verbreitungsfähigkeit einer Population bestimmt die Möglichkeit, eine lokal aussterbende Population wieder zu ersetzen oder renaturierte Flächen neu zu besiedeln. Wir haben fast von keiner Art darüber Kenntnisse, selbst von den am besten untersuchten Vögeln liegen nur wenige und oft sogar widersprüchliche Angaben vor (vgl. z.B. BAUER 1987) und Tab. 2 in Kap. 5.3.

Um die Verbindung zwischen isolierten Lokalpopulationen zu stärken, ist in der Landschaftsplanung das Konzept des

"Biotopverbundsystems" entwickelt worden (MADER 1985). Durch Schaffung von sog. Trittsteinbiotopen oder Korridoren mit saumartigen Verbindungen sollen die isolierten Habitate miteinander vernetzt werden. Saumbiotope, wie Hecken, sind zweifelsfrei wertvolle Lebensräume in einer z. B. durch Flurbereinigung ausgeräumten Landschaft. Ob die einzelnen Tierarten aber über derartige Korridore auch ihren Individuenaustausch erhöhen, ist bisher kaum untersucht worden (MÜHLENBERG 1988). Selbst nah verwandte Arten scheinen sich in der Nutzung dieser Korridore oft erheblich zu unterscheiden und haben häufig sehr spezifische Habitatansprüche. Eine allgemeine Richtlinie über die Vernetzungsstrukturen kann es daher nicht geben. Wir benötigen Untersuchungen über das Ausbreitungsverhalten gerade der bedrohten Arten. Werden die Korridore tatsächlich zur Ausbreitung benutzt, oder erreichen die Arten fliegend die Habitatinsel? Sind die Individuen in den Korridoren bestimmte Dispersionsstadien oder im Korridor residente Bewohner? Wie wirken sich Breite, Habitatstruktur und Lücken für die Funktion eines Korridors als Ausbreitungshilfe aus?(s. dazu Kap. 7.2.2.3.5)

Habitatqualität

Während man bisher die Habitatqualität v. a. in Hinblick auf Vorkommen oder Fehlen bestimmter Arten beurteilt hat, sind für die Zukunftsaussichten von Populationen die Wirkungen einzelner Habitateigenschaften und -elemente auf die Mortalität und Fitness von Individuen wichtig (vgl. Gefährdungsgradanalysen in Kap. 7.2.5) mit dem entsprechenden Fragenkatalog.

Sollen Habitate in ihrer Eignung, eine Tierpopulation aufnehmen zu können, beurteilt werden, dann ist die Untersuchung von sog. Habitateignungs-Indices für verschiedene Tierarten notwendig (vgl. Habitat-Suitability-Indices, HSI, im Rahmen einer Habitat Evaluation Procedure, HEP, Van HORNE (1983); PEARSALL & DURHAM (1986), Kap. 9.1.2).

Speziell für die Zielarten (s. Kap. 8) aus der regional angepassten Zielartenliste (RAZ) benötigen wir HSI-Modelle. Wir müssen die für die betreffenden Arten relevanten Schlüsselkomponenten des Habitats erforschen und auch die quantitative Beziehung zwischen einem Schlüsselfaktor (Variation dieses Ressourcenangebots) und der Individuendichte der Art analysieren. Beispiele dieser Untersuchung finden sich bei SCHRÖDER (1982) und CARREKER (1985).

Da wir nicht ohne Naturschutz auf allen Flächen auskommen (s. Kap. 4.4), wird es zunehmend wichtiger, den Wert renaturierter Flächen für das Überleben von Tierarten zu untersuchen (RINGLER 1989). Die wichtigste Ursache für das Verschwinden der Arten ist in Mitteleuropa sicher der Verlust oder die Veränderung der Lebensräume durch den Menschen. Wenn wir mehr Flächen für Anforderungen des Naturschutzes bereitstellen wollen, dann müssen vielfach schon degradierte Habitate verbessert werden. Der Restaurationsökologie kommt daher eine zunehmende Bedeutung zu, auch bei der Flächenstillegung und Extensivierung in der Landwirtschaft, um die Überschußproduktion in der EG abzubauen. Die wichtigsten Fragen werden sein, aus welchen degradierten Flächen man mit welchen Maßnahmen ausgewählten Zielarten am besten helfen kann.

Für die Frage von Mindestarealgrößen spielen die Randeffekte bei zunehmend kleineren Flächen eine immer bedeutendere Rolle. Während man früher den Randeffekt ("edge-effect") als diversitätssteigernden Faktor eher positiv bewertet hat (vgl. z.B. ODUM 1983), müssen wir auch eine Reihe von negativen Folgen in Betracht ziehen (s. Kap. 6.5).

Bisher aber wenig beachtet ist die Reaktion der Tiere auf Störeinflüsse von Randbereichen. Zu der isolierenden Wirkung einer Straße (s. MADER 1981b) kommt das Ausweichverhalten der Tiere hinzu. Besonders empfindlich reagieren bejagte Arten (s. Kap. 6.5, THIOLLAY 1989) und carnivore Tiere, so daß die Topcarnivoren - also gerade unsere gefährdetsten Arten - am stärksten betroffen sind. Wir benötigen daher in unserer vom Menschen sehr dicht bewohnten Landschaft Mitteleuropas Forschungen über den Zusammenhang von Störeinflüssen und das Zurückweichen der Tiere trotz geeigneten Ressourcenangebots (SCHNEIDER 1986; FRENZEL & SCHNEIDER 1987, PUTZER 1989).

Die Beurteilung von Störeinflüssen ist nicht nur in der Planung von Naturschutzgebieten mit der Schaffung von Ruhezeiten und der Ermöglichung touristischer Nutzung von Bedeutung, sondern muß auch bei Eingriffsregelungen berücksichtigt werden. Bei der Eingriffsbewertung von Straßenbauvorhaben muß neben der überbauten Fläche auch für einen Seitenstreifen Ausgleich gefordert werden. Die "Beeinträchtigung innerhalb eines Störbandes" kann für die betroffene Tierart ebenfalls ein gemiedener Lebensraum und je nach Habitat und Tierart unterschiedlich groß sein. Wir benötigen wissenschaftliche Daten zur Festlegung dieser Streifenbreite (vgl. ZANDE et al. 1980). Beim Vollzug des

BayNatSchG 6 d, Abs. 2 kommt man derzeit z.B. in Wiesenbrüteregebieten überein, ein Störband von 100 m links und rechts des Fahrbahnrandes als entwertete Fläche anzusehen (WERRES 1989 : Naturschutzfachliche Anforderungen an die Eingriffsplanung des Straßenbaus, Teil I: Naturhaushalt, unveröffentl. Ms, 18).

10.2 Praktische Umsetzung für die zukünftige Entwicklung

Alle Forschungsergebnisse nützen kaum etwas, wenn sie nicht in die Praxis umgesetzt werden. Um mit dem Instrumentarium der Populationsentwicklung einer Zielart bei Eingriffsregelungen oder Naturschutzplanungen rechtzeitig argumentieren zu können, wäre die erste Aufgabe in Deutschland, bundesweit eine regional angepasste Zielartenliste (RAZ) aufzustellen (vgl. Kap. 8.2).

Wir schlagen vor, für die Erstellung und weitere Entwicklung der RAZ-Liste einen nationalen Naturschutzrat zu installieren bzw. einer existierenden Behörde zuzuordnen, der zwar keinerlei Weisungsbefugnis gegenüber den Regionen hat, dem die Regionen aber zur Auskunft verpflichtet sind.

Aufgabe dieses Rates wäre auch die Sammlung und Aufarbeitung der angewandten wissenschaftlichen Methoden, der praktischen Erfahrungen bei der Umsetzung und der Wirkung in der Öffentlichkeit.

Auf Basis dieser Information könnte der Rat dann Empfehlungen zur wissenschaftlichen Arbeitsweise (z.B. Erfassungstechniken im Gelände, Modellbildung, statistische Auswertung) und zu Managementverfahren weitergeben.

Da der Rat mit keinerlei ausführenden Gewalt ausgestattet werden soll, sondern alleine der Informationssammlung und -weitergabe dient sowie Empfehlungen zur Naturschutzpolitik erstellen soll, halten wir es für geeigneter, diesen Rat als eine Einrichtung des Parlaments zu erstellen. Dies garantiert in unseren Augen sehr viel besser eine unabhängige und kontinuierliche Arbeit des Rates.

Mit der Auflistung einer RAZ-Liste soll eine Festlegung des Naturschutzes auf die Sicherung von Arten nicht erfolgen. Wir halten es aber für eine Mindestforderung, daß sich eine Gesellschaft wenigstens Informationen darüber beschafft, welche Maßnahmen zur Sicherung von gefährdeten Arten möglich sind und die Entwicklung ihres Bestandes genau

verfolgt. Naturschutz kann natürlich alleine zur Sicherung von Erholungsgebieten, Sicherung wertvoller Biotope oder aus erzieherischen Gründen erfolgen. Genausowenig müssen wir uns mit der Sicherung der Art in einer einzelnen MVP zufrieden geben. In den meisten Fällen ist eine Erhaltung der Art in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet das Naturschutzziel. Das MVP-Konzept und die RAZ-Liste erlauben aber in jedem Fall quantitative Aussagen über die Zielsetzung und den Erfolg von Naturschutzmaßnahmen.

Mit der Erstellung der RAZ-Liste ist keine zentralistische Naturschutzpolitik verbunden. Sie erlaubt den zuständigen Behörden und Organisationen einzelner Regionen die Möglichkeit, ihre Naturschutzaktivitäten mit den anderer Regionen abzustimmen. Dies erscheint uns insbesondere dann sinnvoll, wenn eine Sicherung großflächiger Populationen angestrebt wird, die nur durch Zusammenarbeit verschiedener Verwaltungseinheiten möglich ist. Auf Basis der RAZ-Liste ist es jeder Region möglich Zielarten auszuwählen, die der Region entsprechen und für die besonders günstige Voraussetzung für einen Schutz bestehen oder die kaum in einer anderen Region geschützt werden können.

Die vielfach vorliegenden Artenlisten über verschiedene Biotope könnte man im Hinblick auf das Vorkommen bestimmter Arten in verschieden großen Habitatsinseln auswerten. Wir würden damit unsere Kenntnisse vermehren, von welcher Größe an Flächen von einzelnen Arten akzeptiert werden. Solche Daten aus den Inzidenzkurven (s. Kap. 5.1) können in der Naturschutzplanung begrenzt eingesetzt werden.

Wir sind in Deutschland den Umgang mit Zielarten und die Orientierung aller Forderungen an der wissenschaftlich bestimmten Überlebenswahrscheinlichkeit der Zielart noch nicht gewöhnt. Bekanntestes und erfolgreiches Beispiel in den USA sind die Schutzbemühungen des Fleckenkauzes (*Strix occidentalis*) (SIMBERLOFF 1987, LANDE 1988, s. Kap. 8.3). Immerhin ist es dort gelungen, mit der Argumentation einer überlebensfähigen Metapopulation 13.000 km² Waldfläche für den Schutz übereinstimmend zu fordern und sicherzustellen. Es wird daher nötig sein, auch in Deutschland ein Großprojekt zum Schutz einer Zielart mit wissenschaftlicher Forschung, Umsetzung von Maßnahmen, Erfolgskontrollen und Korrekturen der Maßnahmen mit fortschreitendem Wissen durchzuführen. Erst mit Hilfe eines solchen Beispiels wird das Verständnis auch bei den Politikern und den Landschaftsplanern in der Praxis dafür wachsen, welche Flächen für eine überlebensfähige Population wirklich notwendig sein werden.

- ADAMUS, P.R. & CLOUGH, C.G. 1978: Evaluating species for protection in natural areas. *Biol. Conserv.* 13, 165-168.
- AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDESPFLEGE 1983: Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt. Laufener Seminarbeiträge 9/83.
- ALLENDORF, F.W. 1983: Isolation, gene flow, and genetic differentiation among populations. C. M. Schonewald-Cox eds.: *Genetics and conservation. A reference for managing wild animal and plant populations.* The Benjamin/Cummings Publishing Company, INC., London, Amsterdam, Don Milis, Ontario, Sydney, Tokyo, 51-65.
- ALLENDORF, F.W. & PHELPS, S.R. 1981: Use of allelic frequencies to describe population structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38, 1507-1514.
- AMBUEL, B. & TEMPLE, S.A., 1983: Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern wisconsin forests. *Ecology* 64, 1057-1068.
- ANDERSON, S.H., Mann, K. & Shugart, H.H.J. 1977: The effect of transmission-line corridors on bird populations. *The American Midland Naturalist* 97, 216-221.
- ANDREN, H. & ANGELSTAMM, P. 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69, 544-547.
- ANDREWARTHA, H.G. & BIRCH, L.C. 1954: *The distribution and abundance of animals.* Univ. Chicago Press, Chicago, IL, 782.
- ARRHENIUS, O. 1921: Species and area. *J. Ecol.* 9, 95-109.
- AYALA, F.J. & KIGER, J.A. Jr. 1984: *Modern genetics.* The Benjamin/Cummings publishing Company, Inc. Hill Road, Menlo Park, California, 923.
- BALLOU, J. & RALLS, K. 1982: Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates: a detailed analysis. *Biol. Conserv.* 24, 239-272.
- BARROWCLOUGH, G.F., COATS, S.L., 1985: The demography and population genetics of owls, with special refence to conservation of the spotted owl. In: Gutierrez, R.J. & Carey, A.B. (eds.): *Ecology and management of the spotted owl in the Pacific Northwest.* US Forest Service, Gen. Tech. Rep. PNW 185: 74-85.
- BAUDRY J. & BUREL, F. 1985: Systeme ecologique, espace et therie de l'infomation. In: Berdoulay, V. & Philipps, M. (eds.): *Paysage et système.* 87-102.
- BAUDRY, J. & MERRIAM, H.G. 1988: Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. In: Schreiber, K.-F. (eds.): *Connectivity in landscape ecology.* Münstersche Geographische Arbeiten 29, Münster 1988, 23-28.

- BAUDRY, J. 1984: Effects of landscape structure on biological communities: the case of hedgerow network landscapes. In: Brandt, J. & Agger, P. (eds.): Methodology in landscape, ecological research and planning. Vol 1, Theme 1: Landscape ecological concepts. Roskilde University Center, Denmark, 55-65.
- BAUDRY, J. 1988: Hedgerows and hedgerow networks as wildlife habitat in agricultural landscapes. In: Park, J.R.: Environmental management in agriculture, European perspectives. Belhaven Press. London, 111-124.
- BAUER, H.-G. 1987: Geburtsortstreue und Streuverhalten junger Singvögel. Die Vogelwarte 34, 15-32.
- BELOVSKY, G.E. 1987: Extinction models and mammalian persistence. In: Soulé, M.E. (eds.): Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 35-58.
- BERGER, J. 1986: Wild horses of the Great Basin. The University of Chicago Press, Chicago, London, 328.
- BERRY, R.J. 1986: Genetics of insular populations of mammals, with particular reference to differentiation and founder effects in British small mammals. Biological Journal of the Linnean Society 26, 301-305.
- BIELEFELD, U. 1985: Aufbau eines vernetzten Biotopsystems. "Trocken- und Halbtrockenrasen" in Rheinland-Pfalz. In: Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt: Arten und Biotopschutz. Aufbau eines vernetzten Biotopsystems in Rheinland-Pfalz. Sommer. Lahnstein, 21-29.
- BLAB, J. & NOWAK, E. 1989: Zehn Jahre Rote Liste gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 29, Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg, 322.
- BLAKE, J.G. & KARR, J.R. 1987: Breeding birds of isolated woodlots: Area and habitat relationships. Ecology 68 (6), 1724-1734.
- BLAKE, J.G. & KARR, J.R., 1984: Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. Biol. Conserv. 30, 173-187.
- BLOUIN, M.S. & CONNOR, E.F. 1985: Is there a best shape for nature reserves?. Biol. Conserv. 32, 277-288.
- BOECKLEN, W.J. & GOTELLI, N.J. 1984: Island biographic theory and conservation practice: species-area or species-area relationships?. Biol. Conserv. 29, 63-80.
- BOECKLEN, W.J. & SIMBERLOFF, D. 1986: Area-based extinction models in conservation. In: Elliott, D.K.: Dynamics of Extinction. John Wiley & Sons, New York, 247-276.
- BOECKLEN, W.J. 1986: Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. J. Biogeography 13, 59-68.

- BONNELL, M.L. & SELANDER, R.K. 1974: Elephant seals: genetic variation and near extinction. *Science* 184, 908-909.
- BOWMAN, J.C. & FALCONER, D.S. 1960: Inbreeding depression and heterosis of litter sizes in mice. *Genet. Res.* 1, 262-274.
- BOYCE, M.S. 1984: Restitution of r- and K-selection as a model of density-dependent natural selection. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 427-447.
- BRAUNSCHWEIG, A.V. 1980: Ein Modell für die Fuchspopulationsdynamik in der BRD. *Biogeographica* 18, 97-107.
- BRITTINGHAM, M.C. & TEMPLE, S.A. 1983: Have cowbirds caused forest songbirds to decline?. *Bioscience* 33, 31-33.
- BROWN, J.H. & KODRIC-BROWN, A. 1977: Turnover rates in insular biogeography: effect immigration on extinction. *Ecology* 58, 445-449.
- BROWN, M. & DINSMORE, J.J. 1986: Implications of marsch size and isolation for marsch bird management. *J. Wild. Manage* 50, 392-397.
- BUCHWALD, K. 1980: Problematik und Lösungsversuche im Rahmen des Naturschutzes - Naturschutzplanung. Buchwald, E.: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich, 432-456.
- BULL, A.L., MEAD, C.J. & WILLIAMSON, K. 1976: Bird-life on a norfolk farm in relation to agricultural changes. *Bird Study* 23, 163-182.
- BUREL, F. 1989: Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* 2, (Manuscript).
- BURGESS, R.L. & SHARPE, D.M. 1981: Forest Island dynamics in man-dominated Landscape. Springer Verlag, New York,
- BURKEY, T.V. 1989: Estinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55, 75-81.
- CALDER, W.A. 1984: Size, function, and life history. Harvard University Press, Cambridge, 432.
- CARLQUIST, S. 1974: Island biology. Columbia University Press, New York.
- CARNAHAN, J.A. 1977: Natural vegetation. Atlas of australian resources, second series. Australian Department of national Resources, Division of National Mapping Canberra.
- CARREKER, R.G. 1985: Habitat suitability index models: least tern. *Biological Report* 82 (10.103)
- CASE, T.J. & CODY, M.L. 1987: Testing theories of island biogeography. *American scientist* 75, 402-411.

- CHANTER, D.O. & OWEN, D.F. 1976: Nature reserves: a customer satisfaction index. *Oikos* 27, 165-167.
- CHARLESWORTH, D. & CHARLESWORTH, B. 1987: Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18, 237-268.
- CHEPICO-SADE, B.D. & HALPIN, Z.T. 1987: Mammalian dispersal patterns. The University of Chicago Press, Chicago, London, 342.
- CHEPICO-SADE, B.D., SHIELDS, W.M., BERGER, J. HALPIN, Z.T., JONES, W.T., ROGERS, L.L., ROOD, J.P. & SMITH, A.T. 1987: The effects of dispersal and social structure on effective population size. In: Chepico-Sade, B.D. & Halpin, Z.T.: Mammalian dispersal patterns. Univ. Chicago Press, Chicago, London.
- CHESSER, R.K. 1983: Isolation by distance: relationship to the management of genetic resources.. Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., Macbryde, B. Thomas, L.: Genetics and conservation. Menlo Park, 66-77.
- CHESSER, R.K., SMITH, M.H. & BRISBIN, I.L. Jr. 1980: Management and maintenance of genetic variability in endangered species. *Intern. Zoo Yearbook* 20, 146-154.
- COLEMAN, B.D., MARES, M.A., WILLIG, M.R. & HSIEH, Y. 1982: Randomness, area, and species richness. *Ecology* 63, 1121-1133.
- CONNOR, E.F. & MCCOY, E.D. 1979: The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* 113, 791-829.
- COX, C.B., HEALEY, I.N. & MOORE, P.D. 1976: Biogeography. 2.Aufl. Blackwell Scientific Publications, Osney Mead, Oxford, 194.
- DAHL, H.-J. 1988: Das niedersächsische Fließgewässerschutzsystem. *Laufener Seminarbeiträge* 10/86, 84-90.
- DAVIS, M.A. 1986: Geographic patterns in the flight ability of a monophagous beetle. *Oecologia* 69, 407-412.
- DEMPSTER, J.P. 1977: The scientific basis of practical conservation: factors limiting the persistence of populations of communities of animals and plants. *Proc. R. Soc. Lond.* 197, 69-76.
- DEN BOER, P.J. 1968: Spreading of risk and stabilization of animal numbers. *Acta Biotheor.* 18, 165-194.
- DEN BOER, P.J. 1979: The significance of dispersal power for the survival of species, with special reference to the carabid beetles in a cult. *Fortschr. Zool.* 25, Gustav Fischer verlag, New York, 79-94.
- DEN BOER, P.J. 1986: What can carabid beetles tell us about dynamics of populations. Carabid beetles, their adaptations and dynamics. Gustav Fischer, Stuttgart, 315-330.

- DENNISTON, C. 1978: Small population size and genetic diversity
Implications for endangered species. Temple, S.A.: Endangered
bird: management techniques for preserving threatened species.
Universität of Wales, 281-289.
- DIAMOND, J.M. & MAY, R.M. 1976: Island biogeography. In: May,
R.M.: Theoretical Ecology. Principles and applications.
Blackwell scientific Publ., Oxford.
- DIAMOND, J.M. 1972: Biogeographic kinetics: estimation of
relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands.
Proc. nat. Acad. Sci., U.S.A. 69, 3199-3203.
- DIAMOND, J.M. 1975: The island dilemma: lessons of modern
biographic studies for the design of natural reserves.. Biol.
Conserv. 7, 129-146.
- DIAMOND, J.M. 1976: Relaxation and differential extinction on
landbridge islands: Applications to natural preserves. 16th
Intern. Ornithol. Congress, 616-628.
- DIAMOND, J.M. 1978: Critical areas for maintaining viable
populations of species. Holdgate M. & Woodman, M.J. eds:
Breakdown and restoration of ecosystems. New York, 27-40.
- DIAMOND, J.M. 1984: "Normal" extinctions of isolated populations.
In: Nitecki, M.H.: Extinctions. Universität of Chicago, 191-
246.
- DIAMOND, J.M. 1987: How do flightless mammals colonize oceanic
islands. Nature 327, 374.
- DICKMAN, C.R. & DONCASTER, C.P. 1989: The ecology of small mammals
in urban habitats. II. Demography and dispersal. J. Anim.
Ecol. 58, 119-128.
- DOBSHANSKY, T. & WRIGHT, S. 1943: Genetics of natural populations.
X. Dispersion rates in *Drosophila pseudoobscura*. Genetics 28,
304-340.
- DOBSON, F.S. & JONES, W.T. 1985: Multiple causes of dispersal. The
American Naturalist 126(6), 854-858.
- DOBSHANSKY, T., AYALA, F.J., STEBBINS, G.L. & VALENTINE, J.W. 1977:
Evolution. W. H. Freeman, San Francisco, California.
- EANES, W.F. 1978: Morphological variance and enzyme heterozygosity
in the monarch butterfly. Nature 276, 263-264.
- EHRlich, P.R. 1961: Intrinsic barriers to dispersal in checkerspot
butterfly. Science 134, 108-109.
- EHRlich, P.R. 1983: Genetics and the extinction of butterfly
populations. In: Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., Mac
Bryde, B., Thomas, L.: Genetics and conservation. Menlo Park/CA
Benjamin/Cummings, 152-163.
- EHRlich, P.R. & MURPHY, D.D. 1987: Conservation lessons from long-
term studies of checkerspot butterflies. Conserv. Biol. 1,
122-131.

- EHRLICH, P.R. & RAVEN, P.H. 1969: Differentiation of populations. *Science* 165, 1228-1232.
- EHRLICH, P.R., BREEDLOVE, D.E., BRUSSARD, P.F. & SHARP, M.A. 1972: Weather and the "regulation" of subalpine populations. *Ecology* 53, 243-247.
- EHRLICH, P.R., MURPHY, D.D., SINGER, M.C., SHERWOOD, C.B., WHITE, R.R. & BROWN, I.L. 1980: Extinction, Reduction, Stability and Increase: The responses of the Checkerspot butterfly (*Euphydryas*) populations to the California Drought. *Oecologia* 46, 101-105.
- EHRLICH, P.R., WHITE, R.R., SINGER, M.C., MCKCHNIE, S.W. & GILBERT, L.E. 1975: Checkerspot butterflies: a historical perspective. *Science* 188, 221-228.
- EIBERLE, K. & MATTER, J.F. 1984: Über die Auswirkungen von Wetterfaktoren beim Murmeltier (*Marmota, marmota*). *J. Ber. Natf. Ges.* 101, Graubünden, 157-168.
- ELLENBERG, H. 1978: Zur Populationsökologie des Rehes in Mitteleuropa. *Spixiana, Z. f. Zoologie*, 211.
- ELLENBERG, H. 1987: Floristic changes due to eutrophication. *Ammonia and Acidification* 6, 301-308.
- ELLENBERG, H., RÜGER, A. & VAUK, G. 1989: Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz?. *NNABer.*, 2.Jg., H.1, Schneverdingen, 70.
- ENDLER, J.A. 1977: *Geographic Variation, speciation and clines.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey,
- ERZ, W. 1980: *Naturschutz - Grundlagen, Probleme und Praxis.* Buchwald, E.: *Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt.* BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich, 560-637.
- ERZ, W. 1981: Flächensicherung für den Artenschutz - Grundbegriffe und Einführung. *Jb. Naturschutz Landschaftspfl.* ABN 31, 7-20.
- ESCHWEGE VON, C. 1988: Möglichkeiten zum Entwurf von Biotopvernetzungs- und Verbundsystemen im Rahmen der Landschaftsplanung. *Schriftenreihe Angewandter Naturschutz der Naturlandstiftung Hessen e.V.* 5, 81-85.
- EWENS, W.J., BROCKWELL, P.J., GANI, J.N. & RESNICK, S.I. 1987: Minimum viable population size in the presence of catastrophes. Soule, M.E.: *Viable Populations for conservation.* Cambridge University Press, Cambridge, 59-68.
- EYRE, M.D. & RUSGTON, S.P. 1989: Quantification of conservation criteria using invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 26, 159-171.
- FAABORG, J. 1979: Qualitative patterns of avian extinction on neotropical landbridge islands. *Lessons for conservation.* *J. Appl. Ecol.* 16, 99-107.

- FAHRIG, L. & MERRIAM, G. 1985: Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66, 1762-1768.
- FAHRIG, L., LEFKOVITCH, L.P. & MERRIAM, H.G. 1983: Population stability in a patchy environment. In: Lauenroth, W.K., Skogerboe, G.W., Flug, M.: Analysis of ecological systems: state-of-the-art in ecological modelling. Elsevier. New York, 61-67.
- FALCONER, D.S. 1981: Einführung in die quantitative Genetik. Ulmer, UTB, Stuttgart,
- FISHER, R.A. 1930: The genetical theory of natural selection. Clarendon Press, Oxford, England,
- FORMAN, R.T. & BAUDRY, J. 1984: Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental management* 8, 495-510.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. 1981: Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31, 733-740.
- FORMAN, R.T.T. 1981: Interaction among landscape elements: A core of landscape ecology. Proc. Int. Congr. Neth. Soc. Landscape Ecol., Veldhoven, 1981. Pudoc. Wageningen,
- FORMAN, R.T.T. 1983: Corridors in a landscape: Their ecological structure and function. *Ekologia (C.S.S.R)* 2, 375-387.
- FORMAN, R.T.T., GALLI, A.E. & LECK, C.F. 1976: Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia*, 26 1-8.
- FORNEY, K.A. & GILPIN, M.E. 1989: Spatial structure and population extinction: a study with *Drosophila* flies. *Conservation Biology* 3(1), 45-?.
- FORSMAN, E.D. & MESLOW, E.C. 1985: Old growth forest retention for spotted owls - how much do they need? In: Gutiérrez, R.J. & Carey, A.B. (eds.): Ecology of management of the spotted owl in the pacific north-west. United States Forest Service Technical Report PNW-185, 58-59.
- FORSMAN, E.D., MESLOW, E.C. & STRUB, M.J. 1977: Spotted owl abundance in young versus old-growth forests, Oregon. *Wildlife Society Bulletin* 5, 43-47.
- FRANKEL, O.H. & SOULÉ, M.E. 1981: Conservation and evolution. Cambridge University Press, Cambridge.
- FRANKLIN, I.R. 1980: Evolutionary change in small populations. Soule, M.E., Wilcox, B.A.: Conservation biology: an evolutionary ecological perspective. Sunderland, 135-149.
- FREEMARK, K.E. & MERRIAM, H.G. 1986: Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36, 115-141.
- FRENZEL, P. & SCHNEIDER, M. 1987: Ökologische Untersuchungen an überwinternden Wasservögeln im Ermatinger Becken (Bodensee): Die Auswirkungen von Jagd, Schifffahrt und Freizeitaktivitäten. *Orn. Jh. Bad.-Württ* 3, 53-79.

- FUTUYAMA, D.J. 1979: Evolutionary Biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, 1-566.
- GALLI, A.E., LECK, C.F. & FORMAN, R.T.T. 1976: Avian distribution patterns of forest islands of different sizes central New Jersey. *Auk* 93, 356-364.
- GAME, M. & PETERKAEN, G.F. 1984: Nature reserve selection strategies in the woodlands of central Lincolnshire, England. *Biol. Conserv.* 29, 157-181.
- GARTEN, C.T.J.R. 1976: Relationships between aggressive behavior and genic heterozygosity in the Oldfield mouse, *Peromyscus polionothus*. *Evolution* 30, 59-72.
- GASSNER, E. 1983: Eingriffe in Natur und Landschaft - ihre Regelung nach § 8 BNatSchG. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege: Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt. 8-13.
- GEHLBACH, F.R. 1975: Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas. *Biol. Conserv.* 8, 79-88.
- GEIER, A.R. & BEST, L.B. 1980: Habitat selection by small mammals of riparian communities: evaluating the effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife Management* 44, 16-24.
- GETZ, L.L., COLE, F.R. & GATES, D.L. 1978: Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *Journal of Mammalogy* 59(1), 208-212.
- GILBERT, F.S. 1980: The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction. *J. Biogeog.* 7, 209-235.
- GILBERT, L.E. & SINGER, M.C. 1973: Dispersal and gene-flow in a butterfly species. *American Naturalist* 107, 58-72.
- GILPIN, M.E. & SOULÉ, M.E. 1986: Minimum viable populations: processes of species extinction. In: Soule, M.E.: Conservation biology. The science of scarcity and diversity. Sunderland Mass., Sinauer, 19-34.
- GILPIN, M.E. 1980: The role of stepping-stone islands. *Theor. Pop. Biol.* 17, 247-253.
- GILPIN, M.E. & DIAMOND, J.M. 1980: Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285, 567-568.
- GINZBURG, L., SLOBODKIN, L.B., JOHNSON, L.B. & BINDMANN, A.G. 1982: Quasiextinction probabilities as a measure of impact on population growth. *Risk Analysis* 2, 171-181.
- GLEASON, H.A. 1922: On the relation between species and area. *Ecology* 3, 158-162.
- GLÜCK, E. & KREISEL, A. 1988: Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten. *Laufener Seminarbeiträge* 10/86, 64-83.

- GOLDSMITH, F.B. 1975: The evaluation of ecological resources in the countryside for conservation purposes. *Biol. Conserv.* 8, 89-96.
- GOLDSTEIN, E.L. 1975: Island biogeography of ants. *Evolution* 29, 750-762.
- GOODMAN, D. 1975: The theory of diversity-stability relationship in ecology. *The quarterly review of biology* 50, 237-365.
- GOODMAN, D. 1987a: Consideration of stochastic demography in the design and management of biological reserves. *Natural resource modeling* 1, 205-234.
- GOODMAN, D. 1987a: The demography of chance extinction. In: Soule, M.: *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 11-34.
- GOODMAN, D. 1987b: How do any species persist? lessons for conservation biology. *Conservation Biol.* 1, 59-62.
- GOULD, S.J. 1966: Allometry and size in ontogeny and phylogeny. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 41, 587-640.
- XGÖTMARK, F., AHLUND, M. & ERIKSSON, M.O.G. 1986: Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. *Biological Conservation* 38, 55-73.
- GREENWOOD, A. 1977: The role of disease in the ecology of british raptors. *Bird Study* 21, 259-265.
- GREENWOOD, P.J. 1980: Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Anim. Behav.* 28, 1140-1162.
- GREENWOOD, P.J., HARVEY, P.H. & PERREINS, C.M. 1978: Inbreeding and dispersal of the great tit. *Nature* 271, 52-54.
- GUTIERREZ, R.J. 1985: An overview of recent research on the spotted owl. In: Gutiérrez, R.J. & Carey, A.B. (eds.): *Ecology of management of the spotted owl in the pacific north-west*. United States Forest Service Technical Report PNW-185, 39-49.
- GUTIERREZ, R.J. & CAREY, A.B. 1985: *Ecology of management of the spotted owl in the pacific north-west*. United States Forest Service Technical Report PNW-185.
- HAARMANN, K. 1979: Sind Naturschutzgebiete für die Erhaltung in der BRD gefährdeter Brutvogelarten geeignet?. *Vogelwelt* 100, 70-77.
- HAARMANN, K. 1983: Der aktuelle Zustand der Naturschutzgebiete in der BRD - eine vorläufige Übersicht. *Schr. R. Drl.* 41, 27-31.
- HAAS, P.H. 1975: Some comments on use of the species-area curve. *American Naturalist* 109, 371-373.

- HAHN-HERSE, G. 1985: Aufbau eines vernetzten Biotopsystems. Überlegungen für Rheinland-Pfalz. In: Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt in Rheinland-Pfalz: Arten- und Biotopschutz. Aufbau eines vernetzten Biotopsystems in Rheinland-Pfalz. Sommer. Lahnstein,
- HAMILTON, W.D. & May, R.M. 1977: Dispersal in stable habitats. *Nature* 269, 578-581.
- HAMPICKE, U. 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz - Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 84, 9-35.
- HANSKI, I. 1982: Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos* 38, 210-221.
- HANSKI, I. 1986: Population dynamics of shrews on small island accord with the equilibrium model. *Biol. J. Linn. Soc.* 28, 23-36.
- HANSKI, I. 1989: Metapopulation dynamics: Help to have more of the same?. *Tree* 4(4), 113-114.
- HANSKI, L.D. 1985: Conservation corridor: A highway system for wildlife. ENFO Report 85-5. Winter Park, FL, Environ. Inf. Cent. Fla. Conserv. Found, Inc.
- HANSSON, L. & HENTTONEN, H. 1988: Rodent dynamics of community processes. *Tree* 3, 195-200.
- HANSSON, L. 1988: Dispersal and patch connectivity and species-specific characteristic. In: Schreiber, K.-F. (eds.): *Connectivity in landscape ecology*. Münstersche Geographische Arbeiten 29, Münster 1988, 111-114.
- HARRIS, L.D. 1984: The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Univ. Chicago Press, Chicago, IL, 211.
- HARRIS, L.D. 1985: Conservation corridors: A highway system for wildlife. ENFO-Report 85-5. Winter park, FL: Environmental Information Center of the Florida Foundation, Inc..
- HARRIS, R.B. & ALLENDORF, F.W. 1989: Genetically effective population size of large mammals: an assessment of estimators. *The Journal of the Society for Conservation Biology*, Blackwell Scientific Publications 3, 181-191.
- HARTL, D.L. 1980: Principles of population genetics.. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- HARTL, D.L. 1981: A primer of population genetics. Sinauer, Sunderland Mass.
- HARTL, G. 1985: Auffällige Unterschiede in der genetischen Variabilität freilebender Großsäuger und ihre möglichen Ursachen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 31, 193-203.

- HEANEY, L.R. 1986: Biogeography of mammals in SE Asia: estimates of rates of colonization, extinction and speciation. Heaney L.R. & Patterson, B.D.: Island biogeography of mammals. The Linnean Society of London, Academic Press, London, 127-165.
- HEDRICK, P.W. 1983: Genetics of populations. Science Books.
- HEINZELMANN, M.L. 1971: Preserving nature in forested wilderness areas and national parks. In: Proceedings of the Forest Recreation Symposium. United States Department of Agriculture Forest Service, Syracuse, New York.
- HELLE, P. 1985: Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. *Ornis Fennica* 62, 35-41.
- HELLIWELL, D.R. 1973: An examination of the effect of size and isolation on the wildlife conservation value of wooded sites. I. Birds. Merlewood R and D Paper No. 49. Merlewood Research Station, Grange-over-Sands.
- HELLIWELL, D.R. 1975: The distribution of woodland plant species in some shropshire hedgerows. *Biological Conservation* 7, 61-72.
- HELLIWELL, D.R. 1976: The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *J. Biogeogr.* 3, 407-416.
- HEYDEMANN, B. 1988: Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. Laufener Seminarbeiträge 10/86, 9-18.
- HIGGS, A.J. & MARGULES, C. 1982: Modern biogeographic theory: Are there any lessons for nature reserve design? *Biological Conservation* 24, 115-128.
- HIGGS, A.J. 1981: Island biogeography theory and nature reserve design. *J. Biogeogr.* 8, 117-124.
- HIGGS, A.J. & USHER, M. 1980: Should nature reserves be large or small. *Nature* 285, 568-569.
- HIRSCH, A., KROHN, W.B., SCHWEITZER, D.L. & THOMAS, C.H. 1979: Trends and needs in federal inventories of wildlife habitat. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 44, 340-359.
- HOLLING, C.S. 1973: Resilience and stability of ecological systems. *S. Rev. Ecol. & Systematics* 4, 1-24.
- HOLMES, R.T. & SHERRY, T.W. 1986. Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: long-term trends at Hubbard Brook, *Ecol. Monogr.* 201-220: 56.
- HORN, H.S. 1984: Some theories about dispersal. In: Swingland, I.R. & Greenwood, P.J.: The ecology of animal movement. (Paperback), Clarendon Press, Oxford, 54-62.
- HOVESTADT, T. 1990: Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. *Natur und Landschaft* 65 (1), 3-8.

- HURLBERT, S.H. 1971: The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52, 577-586.
- HUTCHINSON, T.C. & MEEMA, K.M. 1985: Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Springer-Verlag, Series G: Ecological Sciences, Vol 16, Berlin, Heidelberg, New York, 652.
- IUCN 1980: World conservation strategy. Report prepared by the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), 1196 Gland, Switzerland.
- JANZEN, D.H. 1983: No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41, 402-410.
- JENNERSTEN, O. 1988: Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): Effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology* 2, 359-366.
- JOHNSON, M.P. & SIMBERLOFF, D.S. 1974: Environmental determinants of island species numbers in the British Isles. *J. Biogeogr.* 1, 149-154.
- JOHNSON, W.C., SCHREIBER, R.K. & BURGESS, R.L. 1979: Diversity of small mammals in a powerline right-of-way and adjacent forest in east Tennessee. *The American Midland Naturalist* 101, 231-236.
- KANGAS, P. 1987: On the use of species area curves to predict extinctions. *Ecol. Society Bull* 86, 158-162.
- KAREIVA, P. 1987: Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *nature* 326, 388-390.
- KARR J.A. 1982: Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *Am. Nat.* 119, 220-239.
- KAULE, G. 1978: Forderungen an die Gesetzgebung aufgrund der Ergebnisse der Biotopkartierung Bayern und ihrer Auswertung als Naturschutzfachplanung. *Z. der TU Berlin* 2, 27-34.
- KAULE, G. 1983: Ökologische Gesichtspunkte bei der Abgrenzung der Reichweite der Eingriffe nach Raum und Zeit. *Laufener Seminarbeiträge* 9/83, 24-26.
- KAULE, G. 1986: Arten- und Biotopschutz. Ulmer, Stuttgart, 461.
- KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHOBER, H.M. 1978: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Schutzwürdige Biotope in Bayern. Auswertung der Kartierung. R. Oldenburg Verlag, München - Wien, 1-154.
- KEMP, J.C. & BARRETT, G.W. 1989: Spatial patterning: Impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystems. *Ecology* 70, 114-128.
- KENDEIGH, S.C. 1944: Measurement of bird populations. *Ecol. Monogr.* 14, 67-106.
- KENDEIGH, S.C. 1948: Breeding bird census: Oak-maple forest and edge. *Audubon Field Notes* 2, 232-233.

- KENDEIGH, S.C. 1981: Bird populations in east central Illinois: Fluctuations, variations, and development over a half-century. Ill. Biol. Monogr. (in press),
- KETTLEWELL, H.B.D. 1973: The evolution of melanism. Clarendon Press, Oxford, England,
- KIMURA, M. & OHTA, T. 1971: Theoretical aspects of population genetics. Princeton University Press, Princeton, New Jersey,
- KITCHENER, D.J., CHAPMANN, A., DELL J., MEIR, B.G. & PALMER, M. 1980: Lizard assemblage and reserve size and structure in the western Australian wheatbelt: some implications for conservation. Biol. Cons. 17, 25-62.
- KLEIBER, M. 1961: The fire of life: an introduction to animal energetics. Wiley, New York, 454.
- KLOPATEK, J.M., KITCHINGS, J.T., OLSON, R.J., KUMAR, K.D. & MANN, L.K. 1981: A hierarchical system for evaluating regional ecological resources. Biol. Conserv. 20, 271-290.
- KNIGHT, R.R. & EBERHARDT, L.L. 1985: Projected future abundance of the Yellowstone grizzly bear. J. Wildl. Manage 48, 1435-1438.
- KORPIMÄKI, E. 1988: Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal of Tengmalm's owl. J. Anim. Ecol 57, 97-108.
- KREMER, B.P. 1989: Robbenepidemie in der Nordsee. Erkenntnisse und Perspektiven. Ein Bericht. Naturw. Rdsch. 42(9), 359-361.
- KROHNE, D.T., DUBBS, B.A. & BACCUS, R. 1984: Analysis of dispersal in an unmanipulated population of *Peromyscus leucopus*. Am. Midl. Nat. 112(1), 146-156.
- KUDRNA, K. 1986: Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tagschmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutzproblematik in der Bundesrepublik Deutschland. Nachr. ent. Ver. Apollo, Frankfurt, 6, 1-90.
- LACK, D. 1942: Ecological features of the bird faunas of british small islands. J. Anim. Ecol. 11, 9-36.
- LACK, D. 1969: The number of bird species on island. Bird Study 16, 193-209.
- LACK, D. 1976: Island Biology, illustrated by the landbirds of Jamaica. Blackwell, London,
- LANDE, R. 1988: Demographic models of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). Oecologia 75, 601-607.
- LANDE, R. & BARROWCLOUGH, G.F. 1987: Effective population size, genetic variation, and their use in population management.. In: Soule M.E.: Viable populations for conservation. Cambridge, University Press, 87-123.

- LAUT, P., HEYLIGERS, P.C., KEIG, G., LOFFLER, E., MARGULES, C. & SCOTT, R.M. 1978: Environments of south australia: handbook. Division of Land Use Research, Csiro Canberra Australia
- LAWLOR, T.E. 1986: Comparative biogeography of mammals on island. Heaney L.R. & Patterson, B.D.: Island biogeography of mammals. The Linnean Society of London, Academic Press, London, 99-125.
- LEE, P.L. 1985: History and curent status of Spotted Owl (*Strix occidentalis*) habitat management in the Pacific Northwest Region, U.S.D.A. Forest Service. In: Gutiérrez, R.J. & Carey, A.B. (eds.): Ecology of management of the spotted owl in the pacific north-west. United States Forest Service Technical Report PNW-185, 5-9.
- LEHMKUHL, J.F. 1984: Determining size and dispersion of minimum viable populations for land management planning and species conservation. *Environmental Management* 8, 167-176.
- LEIGH, E.G.Jr. 1981: The average lifetime of a population in a varying environment. *J. Theor. Biol.* 90, 213-239.
- LERNER, I.M. 1954: Genetic homeostasis. Oliver & Boyd, Edinburgh,
- LEVENSON, J.B. 1981: Woodlots as biogeographic islands in southeastern wisconsin. Burgess, R.L. and Sharpe, D.M.: Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer Verlag, New York, 13-39.
- LEVINS, R. 1970: Some mathematical questions in biology. Providence RI, Mathematical society, Gustenhaver M.: 77-107.
- LIDICKER, W.Z.Jr., 1962: Emigration as a possible mechanism permitting the regulation of population density below carrying capacity. *Am. Nat.* 96, 29-33.
- LOMOLINO, M.V. 1986: Mammalian community structure on islands: the importance of immigration, extinction and interactivte effects. *Biological Journal of the Linnean Society* 28, 1-21.
- LOTKA, A.J. 1925: Elements of physical biology. (Williams and Wilkins), Baltimore.
- LOVEJOY, T.E. & OREN, D.C. 1981: The minimum critical size of ecosystems. In: Burgess, R.L. & Sharpe, D.M.: Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Paris, Tokyo.
- LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD, R.O.Jr., RYLANDS, A.B., MALCOLM, J.R., QUINTELA, C.E., HARPER, L.H., BROWN, K.S.Jr., POWELL, A.H., POWELL, G.V.N., SCHUBART, H.O.R. & HAYS, M.B. 1986: Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. In: Soulé, M.E.: Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, 257-285.
- LYNCH, J.F. & WHIGHAM, D.F. 1984: Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biol. Cons.* 28, 287-324.

- LYNCH, J.F. & WHITCOMB, R.F. 1978: Effects of the insularization of the eastern deciduous forest on avifaunal diversity and turnover. A. Marmelstein (ed.): Classification inventory and analysis of fish and wildlife habitat. U. S. Fish and Wildlife Service, Washington, D. C., 461-489.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1963: An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17, 373-387.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967: The theory of island biogeography. Princeton University Press, 203.
- MACARTHUR, R.H. 1972: Geographical ecology: Patterns in the distribution of species. Harper & Row, Publ. New York, 269.
- MADER, H.-J. & MÜHLENBERG, M. 1981: Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatsinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. *Pedobiologia* 21, 46-59.
- MADER, H.-J. & MÜLLER, K. 1984: Der Zusammenhang zwischen Heckenlänge und Artenvielfalt. *Z. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 25, 282-293.
- MADER, H.-J. 1979: Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. *Schr.-R. Landschaftspflege u. Natursch.* 19, 131.
- MADER, H.-J. 1981a: Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. *Natur und Landschaft* 56, 235-242.
- MADER, H.-J. 1981b: Der Konflikt Straße - Tierwelt aus ökologischer Sicht. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 22, Bonn-Bad Godesberg, 104.
- MADER, H.-J. 1983: Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen?. *Natur und Landschaft* 58, 367-370.
- MADER, H.-J. 1985: Welche Bedeutung hat die Vernetzung für den Artenschutz?. *Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege* 46, 631-634.
- MADER, H.-J. 1988: In: Schreiber, K.-F. (eds.): Connectivity in landscape ecology. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29, Münster 1988, 97-100.
- MADER, H.-J. & PAURITSCH, G. 1981: Nachweis des Barriereeffekts von verkehrsarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäugeter der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzungsversuche. *Natur und Landschaft* 57, 451-454.
- MARCOT, B.G. & HOLTHAUSEN, R. 1987: Analyzing population viability of the spotted owl in the Pacific Northwest. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Res. Conf.* 52, 333-347.

- MARCOT, B.G. 1986: Concepts of risk analysis as applied to viable population assessment and planning. In: Wilcox, B.A., Brussard, P.F. & Marcot, B.G. (eds.): The management of viable populations: theory, applications, and case studies. Center for Conservation Biology, Stanford, CA.
- MARCOT, B.G., HOLTHAUSEN, R. & SALWASSER, H. 1988: An Assessment Framework for Planning for Viable Populations. Manuscript, 43.
- MARGULES, C. & USHER, M.B. 1981: Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biol. Conserv.* 21, 79-109.
- MARGULES, C.R. 1981: Assessment of wildlife conservation values. Thesis, University of New York
- MARTIN, T.E. 1988: Habitat and area effects on forest bird assemblages: Is nest predation an influence?. *Ecology* 69, 74-84.
- MARZLUFF, J.M. & BALDA, R.P. 1989: Causes and consequences of female-biased dispersal in a flock-living bird, the Pinyon Jay. *Ecology* 70(2), 316-328.
- MAY, R. 1973: Stability in randomly fluctuating versus deterministic environments. *Am. Nat.* 107, 621-650.
- MAYFIELD, H.F. 1977: Brown-headed cowbird: Agent of extermination?. *Am. Birds.* 31, 107-113.
- MAYNARD SMITH, J. & PRICE, G.R. 1973: The logic of animal conflicts. *Nature* 246, 15-18.
- MAYR, E. 1963: Animal species and evolution. Harvard University Press Cambridge, Massachusetts
- MC COLLIN, D., TINKLIN, R. & STOREY, R.A.S. 1988: The status of the habitat diversity hypothesis and island biogeographic theory in ecotope fragmentation. In: Schreiber (eds.): Connectivity in landscape ecology, Münstersche Geographische Arbeiten 29, Münster 1988, 29-34.
- McATEE, W.L. 1945: The ring-necked pheasant and its management in north america. The American Wildlife Institute. Washington, D.C.
- MCCOY, E.D. 1982: The application of island-biogeographic theory to forestry tracts: problems in the determination of turnover rates. *Biol. Conserv.* 22, 217-227.
- MCCOY, E.D. 1983: The application of island biogeographic theory to patches of habitat. *Biol. Conserv.* 25, 53-61.
- McMAHON, T.E. & TASH, J.C. 1988: Experimental analysis of the role of emigration in population regulation of desert pupfish. *Ecology* 69(6), 1871-1883.
- McNAUGHTON, S.J. 1977: Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *Am. Nat.* 111, 515-525.

- MEDLEY, K.E. 1989: Establishing management priorities through a study of forest habitat quality and dynamics in the Tana River National Primate Reserve, Kenya. Supplement to: Bulletin of the Ecological Society of America. = Program and abstracts of the 74th annual ESA meeting 70, 201-202.
- MENHINICK, E.F. 1964: A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45, 859-861.
- MERRIAM, H.G. 1984: Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *Ecological Research and Planning* 1, 5-15.
- MERRIAM, H.G. 1988: Modelling woodland species adapting to an agricultural landscape. In: Schreiber, K.-F. (eds.): Connectivity in landscape ecology. Münstersche Geographische Arbeiten 29, Münster 1988, 67-68.
- MIDDLETON, J. & MERRIAM, G. 1981: Woodland mice in a farmland mosaic. *J. Appl. Ecol.* 18, 703-710.
- MOIR, W.H. 1972: Natural areas. *Science* 177, 396-400.
- MORRISON, W.O. & MERRIAM, G. 1985: Experimental movement corridors for forest mice. Department of Biology.,
- MUGGLETON, J. & BENHAM, B.R. 1975: Isolation and the decline of the large blue butterfly (maculinea arion) in Great Britain. *Biol. Conserv.* 7, 119-128.
- MÜHLENBERG, M. & WERRES, W.: 1983: Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. Experimentelle Untersuchungen auf einer Wiese. *Natur und Landschaft* 58, 43-50.
- MÜHLENBERG, M. 1988: Konzeptentwicklung und Möglichkeiten praktischer Umsetzung von Biotopverbundsystemen. In: Biotopvernetzung in der Kulturlandschaft II, Schriftenreihe Angewandter Naturschutz, Lich, 5, 14-31.
- MÜHLENBERG, M. 1989: Freilandökologie. 2. Auflage, UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 432.
- MÜHLENBERG, M. 1990: Langzeitbeobachtung für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren. Forschungsber. ANL, im Druck.
- MÜHLENBERG, M., LEIPOLD, D., MADER, H.J. & STEINHAEUER, B. 1977: Island ecology of arthropods. I. Diversity, niches, and resources on some Seychelles islands. *Oecologia* 29, 117-134.
- NEI, M. 1972: Genetic distance between populations. *American Naturalist* 106, 283-292.
- NEI, M. 1975: The bottleneck effect and genetic variability in populations. *Evolution* 29, 1-10.
- NEVO, E. 1978: Genetic variation in natural populations: patterns and theory. *Theor. Pop. Biol.* 13, 121-177.

- NEVO, E. 1982: Speciation in subterranean mammals. In: Barigozzi, C. (ed.): Mechanisms of speciation. Alan R. Liss, New York, USA, 191-218.
- NEWMARK, W.D. 1986: Species-area relationship and its determinants for mammals in western north american national parks. *Biological Journal of the Linnean Society* 28, 83-98.
- NILSSON, S.G. 1976: Habitat, territory size and reproductive success in the nuthatch *Sitta europaea*. *Ornis Scandinavica* 7, 179-184.
- NILSSON, S.G. 1978: Fragmented habitats, species richness and conservation practice. *Ambio* 7, 26-27.
- NILSSON, S.G. 1987: Limitation and regulation of population density in the nuthatch *Sitta europaea* (Aves) breeding in natural cavities. *J. of Anim. Ecol.* 56, 921-937.
- NILSSON, S.G., BENGTSSON, J. AS, S. 1988: Habitat diversity or area per se? Species richness of woody plants, carabid beetls and land snails on islands. *J. Anim. Ecol.* 57, 685-704.
- NISBET, R.M. & GURNEY, W.S.C. 1982: Modelling fluctuating populations. John Wiley and Sons, New York, 379.
- NOSS, R.F. 1983: A regional landscape approach to maintain deversity. *Bioscience* 33, 700-706.
- NOSS, R.F. 1987: Corridors in real landscapes: a reply to simerloff and cox. *Conservation Biol.* 1, 159-164.
- O'BRIEN, S.J., ROELKE, M.E., MARKER, L., NEWMAN, A., WINKLER, C.A., MELTZER, D., COLLY, L., EVERMANN, J.F., BUSH, M. & WILDT, D.E. 1985: Genetic basis for species vulnerability in the cheetah. *Science* 227, 1428-1434.
- ODUM, E.P. 1983: Grundlagen der Ökologie. Band 1, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 476.
- OPDAM, J.A. & SCHOTMAN, A. 1987: Small woods in rural landscapes as habitat islands for woodland birds. *Acta Oecologica/Oecologica Gener.* 8 (2), 269-274.
- OPDAM, P., RIJSDIJK, G. & HUSTINGS, F. 1985: Birds communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biol. Conserv.* 34, 333-352.
- OPDAM, P., VAN DORP, D. & TER BRAAK, C.J.F. 1984: The effect isolation on the number of woodland birds of small woods in the netherlands. *J. Biogeogr.* 11, 473-478.
- OXLEY, D.J., FENTON, M.B. & CARMODY, G.R. 1974: The effects of roads on populations of small mammals. *J. Appl. Ecol.* 11, 51-59.
- PATTERSON, B.D. 1987: The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conser. Biol.* 1, 323-334.

- PATTERSON, B.D. & ATMAR, W. 1986: Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biol. Linn.* 28, 65-82.
- PEARSALL, S.H., DURHAM, D. & EAGAR, D.C. 1986: Evaluation methods in the united states. In: Usher, M.B.: Wildlife conservation evaluation. Chapman and Hall, London, New York, 111- 133.
- PEET, R.K. 1974: The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5, 285-307.
- PETERS, R.H. & RAELSON, J.V. 1984: Relations between individual size and mammalian population density. *Am. Nat.* 124, 498-517.
- PETERS, R.H. 1983: The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, 330.
- PETTERSON B. 1985: Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopus medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on extinction. *Biol. Conserv.* 32, 335-353.
- PICKETT, S.T.A. & THOMPSON, J.N. 1978: Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biol. Conserv.* 13, 27-37.
- PICTON, H.D. 1979: The application of insular biogeographic theory to the conservation of large mammals in the northern rocky mountains. *Biol. Conserv.* 15, 73-79.
- PIMM, S.L. & REDFEARN, A. 1988: The variability of population densities. *Nature* 334, 613-614.
- PIMM, S.L. 1984: Food chains and return times. Strong, D.R. jr., Simberloff, D., Abele, L.G., Thistle, A.B.: Ecological communities: conceptual issues.
- PLACHTER, H. 1984: Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz. *Ber. ANL* 8, 63-78.
- PLACHTER, H. 1985: Schutz der Fauna durch Flächensicherung - Stand, Möglichkeiten und Grenzen. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege* 46, 618-630.
- POKKI, J. 1981: Distribution, demography and dispersal of the field vole *Microtus agrestis* (L.), in travminne archipelago, Finland. *Acta Zoologica Fennica* 164, 1-48.
- POLLARD, E. & RELTON, J. 1970: Hedges. V. A study of small mammals in hedges and cultivated fields. *S. Appl. Ecol.* 7, 549-557.
- POTTS, B.M. & REID, J.B. 1988: Hybridization as a dispersal mechanism. *Evolution* 4(6), 1245-1255.
- POWER, D.M. 1972: Numbers of bird species on the California islands. *Evolution* 26, 451-463.
- PUTZER, D. 1989: Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. *Schr.-R. Landschaftspflege u. Naturschutz* 29, 169-194.

- RAHMEL, U. & MEYER, S. 1988: Populationsökologische daten von *Lacerta agilis argus* (Laurenti, 1768) aus Niederösterreich. *Mertensiella* 1, Bonn, 220-234.
- RALLS, K. & Ballou, J. 1982: Effect of inbreeding on juvenile mortality in some small mammal species. *Lab. Anim.* 16, 159-166.
- RANNEY, J.W., BRUNER, M.C. & LEVENSON, J.B. 1981: The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: Burgess, R.L. & Sharpe, D.M.: *Forest island dynamics in man-dominated-landscapes*. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin, 67-95.
- RAPAPORT, E.H., BORIOLLO, G., MONJEAU, J.A., PUNTIERI, J.E. & OVIEDO, R.D. 1986: The design of nature reserves: a simulation trial for assessing specific conservation value. *Biol. Conserv.* 37, 269-290.
- RATCLIFFE, D. 1974: Ecological effects of mineral exploitation in the united kingdom and their significance to nature conservation. *Proceedings of the Royal Society London A* 339, 355-372.
- RATCLIFFE, D.A. 1977: *A nature conservation review*. Cambridge, University Press: Cambridge.
- RATTEY-PRADE, R. 1989: Die Vegetation auf Straßenbegleitstreifen in verschiedenen Naturräumen Südbadens - Ihre Bewertung für den Naturschutz und ihre Bedeutung für ein Biotopverbundsystem. In: Riewenherm, S.; Lieth, H.; Stegmann, S.: *Ökologie und Naturschutz im Agrarraum*. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Bd. 14/1. Tagungsführer und Kurzfassungen der Vorträge und Poster.. Gesellschaft für Ökologie. Osnabrück, 140.
- REED, J.M., DOERR, P.D. & WALTERS, J.R. 1988: Minimum viable population size of the red-cockaded woodspecker. *J. Wildl. Manag.* 52, 385-391.
- REED, T.M. 1983: The role of species-area relationships in reserve choice: a british example. *Biol. Conserv.* 25, 263-271.
- REED, T.M. 1985: Island biogeographic theory in bird conservation: an alternative approach.. Moors, P.J.: *Conservation of island birds*. Technical Publication, Cambridge, 23-33.
- REHFELDT, G. 1982: Rasterkartierung von Libellen zur ökologischen Bewertung von Flußauen. *Beitrag Naturk. Niedersachsens* 35, 209-225.
- REICHOLF, J. 1980: Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. orn. Ges. Bayern* 1/2, 19.
- REMMERT, H. 1982: Wie groß müssen Naturschutzgebiete sein?. *Seevögel* 3, 115-120.
- REMMERT, H. 1984: *Ökologie. Ein Lehrbuch*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, New York, 334.

- RHOEBUCK, A., BAKER, F.T. & WHITE, J.H. 1944: The grazing of winter cereals by the woodmouse (*Apodemus sylvaticus*). *J. Anim. Ecol.* 13, 105.
- RICHTER-DYN, N. & GOEL, N.S. 1972: On the extinction of a colonizing species. *Theor. Pop. Biol.* 3, 406-433.
- RIESS, W. 1986: ABSP INFO (Informationen zum bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramm), 1, 16.
- RIESS, W. 1988: Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. Laufener Seminarbeiträge 10/86, 102-115.
- RINGLER, A. & HEINZELMANN, F. 1988: State of knowledge about the equilibrium theory of island biogeography and the planning of natural areas. Laufener Seminarbeiträge 10/86, 34-53.
- RINGLER, A. 1981: Landschaftsgliederung, Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für die Region. MLU, 280.
- RINGLER, A. 1981: Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. *Natur und Landschaft* 56, 39-45.
- RINGLER, A. 1989: Restitution von Eingriffsflächen und ihre Sukzessionsgeschwindigkeiten. Vortrag am Laufener Ökologie Symposium "Zeit" als ökologischer Faktor, Juni 1989, Ingolstadt.
- ROBBINS, C.S. 1979: Effect of forest fragmentation on bird populations. In: In Management of southern forests for nongame birds. General Technical Report SE-14. USDA Forest Service. Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, North Carolina, 198-212.
- RUEDIGER, W.C. 1985: Implementing a spotted owl management plan: the Gifford Pinchot National Forest experience. In: Gutiérrez, R.J. & Carey, A.B. (eds.): Ecology of management of the spotted owl in the Pacific north-west. United States Forest Service Technical Report PNW-185, 10-13.
- RÜCKERT, E. & SCHÖN, I. 1988: Die Bedeutung des Landschaftsplanes für die Sicherung und Planung von Biotopvernetzungen. Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 5, 65-72.
- RÜCKERT, E. 1988: Die Bedeutung des Landschaftsplanes für die Sicherung und Planung von Biotopvernetzungen. Schriftenreihe Angewandter Naturschutz der Naturlandstiftung Hessen e.V. 5, 65-72.
- RYMAN, N., REUTERWALL, C. NYGREN, K. & NYGREN, T. 1980: Genetic variation and differentiation in Scandinavian Moose (*Alces alces*): are large mammals monomorphic? *Evolution* 34, 1037-1049.
- SALWASSER, H., MEALY, S.P. & JOHNSON, K. 1984: Wildlife population viability: a question of risk. *American Wildlife* 49, 421-439.
- SAMLOW, P. & SOULÉ, M. 1983: A case of stress related heterozygote superiority in nature. *Evolution* 37, 646-649.

- SAMSON, F.B., PERES-TREJO, F., SALWASSER, H., RUGGIERO, L.F. & SHAFFER, M.L. 1985: On determining and managing minimum population size. *Wildl. Soc.* 13, 425-433.
- SANDERS, H.L. 1968: Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102, 243-282.
- SCHAMBERGER, M.L. & O'NEIL, L.J. 1986: Concepts and constraints habitat-model testing. Verner, J., Morrison, M.L., Ralph, C. J.: *Wildlife 2000, Modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates*. The University of Wisconsin Press, Wisconsin,
- SCHLÜPMANN, M. 1988: Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. *Natur und Landschaft* 63 (4), 155-159.
- SCHNEDLER, W. 1988: Floristische Kartierung in Hessen. *Schriftenreihe Angewandter Naturschutz* 1, 16-28.
- SCHNEIDER, M. 1986: Auswirkungen eines Jagdschongebietes auf die Wasservögel im Ermatinger Becken (Bodensee). *Orn. Jh. Bad.-Württ.* 2, 1-46.
- SCHOENER, T.W. 1983: Rate of species turnover decreases from lower to higher organisms: a review of the data. *Oikos* 41, 372-377.
- SCHOENER, T.W. & SPILLER, D.A. 1987: High population persistence in a system with high turnover. *Nature* 330, 474-477.
- SCHONEWALD-COX, C.M., CHAMBERS, S.M. MC BRYDE, B. & THOMAS, L. 1983: Genetics and conservation. Menlo Park, Benjamin/Cummings.
- SCHREIBER, R.K. & GRAVES, J.H. 1977: Poverline corridors as possible barriers to the movements of small mammals. *American Midland Naturalist* 97, 504-508.
- SCHREINER, K. 1988: Biotopschutzprogramme und Erfahrungen bei deren Umsetzung: Ackerrandstreifenprogramm. *Schriftenreihe Angewandter Naturschutz* 1, 50-53.
- SCHRÖDER, R.L. 1982: Habitat suitability index models: Pine Warbler. FWS/OBS - 82/10.28. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D.C., 8.
- SCHRÖDER, W. & STRAAß, V. 1987: Flicker für den Fleckenkauz. *Natur* 12/87, 68-73.
- SCHRÖDER, W. 1974: Über den Einfluß der Forstwirtschaft auf das Auerhuhn in den bayerischen Alpen. *Allg. Forstzt.* 29, 825-828.
- SCHRÖDER, W., SCHRÖDER, J. & SCHERZINGER, W. 1982: Über die Rolle der Witterung in der Populationsdynamik des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*). *J. Orn.* 123, 287-298.
- SEITZ, A. 1983: Arealgröße und Isolationsgrad von Populationen des Kleinschmetterlings *Argyresthia mendia* (Lepidoptera: *Argyresthiidae*). *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 207.

- SEITZ, A. 1984: Simulationsmodelle als Werkzeuge in der Populationsbiologie. In: Hegg, O.: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. Göttingen, 471-486.
- SHAFFER, M.L. 1981: Minimum populationsizes for species conservation. *Bio science* 31, 131-134.
- SHAFFER, M.L. 1985: The metapopulation and species conservation: the special case of the northern spotted owl. In: Gutiérrez & Carey (eds.): Ecology and management of the spotted owl in the pacific northwest. Portland, OR, U.S.D.A. Forest Service, 86-99.
- SHAFFER, M.L. 1987: Minimum viable populations: coping with uncertainty. Soule, M.E.: Viable populations for conservation. University Press, Cambridge, 69-87.
- SHARPE, D.M., STEARNS, R.C., BURGESS, R.C. & JOHNSTON, W.C. 1981: Spatio-temporal patterns of forest ecosystems in man-dominated landscapes of the eastern United States. In: Tjallingii, S.P. & de Veer, A.A. (eds.): Perspectives in Landscape Ecology. Centre for Agricultural Publication and Documentation, Wageningen, Netherlands, 109-116.
- SHIELDS, W.M. 1982: Philopatry, inbreeding, and the evolution of sex. State University of New York Press, Albany.
- SHIELDS, W.M. 1987: Dispersal and mating systems: Investigating their causal connections. In: Chepko-Sade, B.D. & Halpin, Z.T.: Mammalian dispersal patterns. The University of Chicago Press. Chicago & London, 3-26.
- SIMBERLOFF, D. & ABELE, L.G. 1976: Island biogeographic theory and conservation practice. *Science* 191, 285-286.
- SIMBERLOFF, D. & ABELE, L.G. 1982: Refuge design and island biogeographic theory: effects on fragmentation. *Am. Nat.* 120, 41-50.
- SIMBERLOFF, D. & COX, J. 1987: Consequences and costs of conservation corridors. *Conserv. Biol.* 1, 63-71.
- SIMBERLOFF, D. & GOTELLI, N.J. 1984: Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotene. *Biol. Conserv.* 29, 27-46.
- SIMBERLOFF, D. 1986: Design of nature reserves. In: Usher, M.B.: Wildlife conservation evaluation. Chapman and Hall, London, 313-337.
- SIMBERLOFF, D. 1986: The proximate causes of extinction. In: Raup, D. & Jablonski, D. (eds.): Patterns and Processes in the History of Life, Springer-Verlag, Berlin, 259-276.
- SIMBERLOFF, D. 1987: The spotted owl fracas: mixing academic, applied and political ecology. *Ecology* 68, 766-772.
- SIMBERLOFF, D. 1988: The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19, 473-511.

- SINCLAIR, A.R.E. 1979: The eruption of the Ruminants. In: Sinclair, A.R.E. & Norton-Griffiths, M.: Serengeti. Dynamics of an ecosystem. The University of Chicago Press, Chicago, London, 82-103.
- SINCLAIR, N.R., GETZ, L.L. & BOCK, F.S. 1967: Influence of stone walls on the local distribution of small mammals. Univ. of Connecticut Occasional Papers, Biological Sciences 1, 43-62.
- SLATKIN, M. 1980: The distribution of mutant alleles in a subdivided population. Genetics 95, 503-523.
- SLATKIN, M. 1985: Gene flow in natural populations. Ann. Rev. Ecol. 16, 393-430.
- SLUD, P. 1976: Geographic and climatic relationships of avifaunas with special reference to comparative distribution in the Neotropics. Smithson. Contr. zool. 212, 1-149.
- SOLMSDORF, H. & LOHMEYER, W.M.W. 1975: Ermittlung und Untersuchung der naturnahen und schutzwürdigen Bereiche entlang des Rheins. Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz 12, Bad Godesberg Bonn,
- SOULÉ, M. 1980: Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. M. E. Soulé and B. A. Wilcox eds: Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 151-169.
- SOULÉ, M.E. & SIMBERLOFF, D.S. 1986: What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? Biol. Conserv. 35, 19-40.
- SOULÉ, M.E. 1983: What do we really know about extinction? In: Schonewald-Cox, C.M. Chambers, S.M., MacBryde, B. & Thomas, L. (eds.): Genetics and conservation, Menlo Park/CA, Benjamin/Cummings, 11-124.
- SOULÉ, M.E. 1986: Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, 586.
- SOULÉ, M.E. 1987: Where do we go from here?. In: Soulé, M.E.: Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 175-183.
- SOULÉ, M.E., BOLGER, D.T., ALBERTS, A.C., WRIGHT, J., SORICE, M. & HILL, S. 1988: Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. Conservation Biology 2, 75-92.
- SOUSA, P.J. 1982: Habitat suitability index models: Veery. USDI Fish and Wildlife Service, Western Energy and Land Use Team, Fort Collins, Colorado, Report, FWS/OBS-82/10.22.
- STENSETH, N.C. 1984: Causes and Consequences of dispersal in small mammals. In: Swingland, I.R. & Greenwood, P.J.: The ecology of animal movement. (Paperback), Clarendon Press, Oxford.
- SUKOPP, H. 1971: Bewertung und Auswahl von Naturschutzgebieten. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 6, Bonn - Bad Godesberg.

- SWINGLAND, I.R. 1984: Intraspecific differences in movement. In: Swingland, I.R. & Greenwood, P.J.: The ecology of animal movement. (Paperback), Clarendon Press, Oxford, 102-115..
- TANS, W. 1974: Priority ranking of biotic neutral areas. The Michigan Botanist 13, 31-39.
- TAYLOR, L.R. & WOIWOD, I.P. 1980: Temporal stability as density-dependent species characteristics. J. Anim. Ecol. 49, 209-224.
- TAYLOR, L.R. & WOIWOD, I.P. 1982: Comparative synoptic dynamics. I. Relationships between inter- and intraspecific spatial and temporal variance/mean population parameters. J. Anim. Ecol. 51, 879-906.
- TAYLOR, L.R., KEMPTON, R.A. & WOIWOOD, I.P. 1976: Diversity statistics and the log-series model. Journal of Animal Ecology 45, 255-272.
- TAYLOR, R.J. & REGAL, P.J. 1978: The peninsular effect on species diversity and the biogeography of Baja California. Amer. Natur. 112, 583-593.
- TEMPLE, S.A. & CARY, J.R. 1988: Modeling dynamics of habitat interior bird populations in fragmented landscapes. Conservation Biology (4), 340-347.
- TERBORGH, J.W. 1974: Preservation of natural diversity: The problem of extinction-prone species. BioScience 24, 715-722.
- TERBORGH, J.W. 1975: Faunal equilibria and the design of wildlife preserves. Golley, F. B., Medina E., (eds): Tropical ecological systems: Trends in terrestrial and aquatic research. Springer Verlag, New York, 369-380.
- THIESSEN, H. 1988: Beispiele für die Planung und Realisierung von Biotopverbundsystemen in Schleswig-Holstein. Laufener Seminarbeiträge 10/86, 91-97.
- THIOLLAY, J.M. 1989: Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. Conservation Biology 3 (2), 128-137.
- THODAY, J.M. 1955: Balance, heterozygosity and developmental stability. Gold Spring Harbor Symp. Quant. Biol. 20, 318-326.
- TOFT, C.A. & SCHOENER, T.W. 1983: Abundance and diversity of orb spiders on bahamian islands. Oikos 41, 411-426.
- TUBBS, C.R. & BLACKWOOD, J.W. 1971: Ecological evaluation for planning purposes. Biological Conservation 3, 169-172.
- TURIN, H. & DEN BOER, P.J. 1988: Changes in the distribution of carabid beetles in the netherlands since.. Biol. Conserv. 44, 179-200.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) 1986/87: Daten zur Umwelt. Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin, 550.

- USHER, M.B. 1979: Natural communities of plants and animals in disused quarries. *Journal of Environmental Management* 8, 223-236.
- USHER, M.B. 1980: An assessment of conservation values within a large Site of Special Scientific Interest in North Yorkshire. *Fld. Stud.* 5, 323-348.
- USHER, M.B. 1986: *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London, New York, 4-394.
- USHER, M.B. 1989: Scientific aspects of nature conservation in the United Kingdom. *Journal of Applied Ecology* 26, 813-824.
- V. KÜGELGEN, B. 1977: Die Bewertung von Naturschutzgebieten. Institut für Landespflege und Naturschutz der Universität Hannover (als Manuskript vervielfältigt)
- VAN DER PLOEG, S.W.F. & VLIJM, L. 1978: Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in netherland. *Biol. Conserv.* 14, 197-221.
- VAN DORP, D. & OPDAM, P.F.M. 1987: Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1, 59-73.
- VAN HORNE, B. 1983: Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47, 893-901.
- VAN NOORDWIJK, A.J. & SCHARLOO, W. 1981: Inbreeding in an island population of the great tit. *Evolution* 35, 674-688.
- VOLTERRA, V. 1926: Variazione e fluttuazioni der numero d'individui animali conventi. *Mem. Accad. Naz. lincei.* 2: 31-113. (Engl. Übersetzung in: Chaptman, R.N. 1931: *Animal ecology*. New York (Mc-graw-Hill), 409-448.)
- WEGNER, J.F. & MERRIAM, G. 1979: Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Blackwell Scientific Publication* 16, 349-357.
- WEISS, S.B., MURPHEY, D.D. & WHITE, R.R. 1988: Sun, slope, and butterflies: topographic determinants of habitat quality for *Euphydryas editha*. *Ecology* 69(5), 1486-1496.
- WERRES, W. 1989: Naturschutzfachliche Anforderungen an die Eingriffsplanung des Straßenbaus. Teil 1: Naturhaushalt. Manuskript, unveröffentlicht, 18.
- WHITCOMB, R.F., ROBBINS, C.S., LYNCH, J.F., WHITCOMB, B.L., KLIMKIEWICZ, M.K. & BYSTRAK, D. 1981: Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: Burgess, R.L. & Sharpe, D.M.: *Forest island dynamics in man-dominated-landscapes*. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin, 125-205.
- WHITCOMB, R.F., WHITCOMB, B.L. & BYSTRAK, D. 1977: Breeding bird census: Mature tulip-tree-oak forest. *Am. Birds* 31, 91-92.

- WIENS, J.A. 1989: The ecology of bird communities. Vol. 1: Foundations and patterns, 539. Vol. 2: Processes and variations, 316. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- WILCOVE, D.S. 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66, 1211-1214.
- WILCOVE, D.S., MCLELLAN, C.H. & DOBSON, A.P. 1986: Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M.E.: Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, 237-256.
- WILCOX, B.A. & MURPHY, D.D. 1985: Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125, 879-887.
- WILCOX, B.A. 1984: In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements. In: McNeely, J.A. & Miller, K.R. (eds.): National parks, conservation, and development, IUCN and Smithsonian Institution Press, Washington, 639-647.
- WILLIAMS, C.B. 1964: Patterns in the balance of nature. Academic Press, New York.
- WILLIAMS, E.E. 1969: The ecology of colonization as seen in the zoogeography of anoline lizards on small islands. *Q. Rev. Biol.* 44, 345-389.
- WILLIAMSON, M. 1981: Island Populations. Oxford University Press, Oxford, 286.
- WILLIAMSON, M.H. 1973: Species diversity in ecological communities. Barlett, M.S. and Hiorns, R.W.: The mathematical theory of the dynamics of biological populations. Academic Press, London, 325-335.
- WILLIS, 1979: The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool. S. Paulo* 33, 1-25.
- WILSON, E.O. & WILLIS, E.O. 1975: The genetical structure of population. *Ann. Eugen.* 15, 323-354.
- WINKEL, W. & FRANTZEN, M. 1989: Ortstreue, Emigration und Lebensalter von Kohlmeisen (*Parus major*) im Braunschweiger Raum. *Die Vogelwarte* 35, 64-79.
- 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.F. 1977: A site evaluation scheme for use in assessment of potential nature reserves. *Biol. Conserv.* 11, 293-305.
- WRIGHT, S. 1931: Evolution in Mendelian populations. *Genetics*, 16 97-159.
- WRIGHT, S. 1943: Isolation by distance. *Genetics* 28, 114-138.

- WRIGHT, S. 1977: Evolution and the genetics of populations, Vol. 3: Experimental results and evolutionary deductions. The University of Chicago Press, Chicago.
- WRIGHT, S. 1978: Evolution and the genetics of populations, Vol.4: Variability within and among natural populations. The University of Chicago Press, Chicago.
- WRIGHT, S.J. 1985: How isolation affects rates of turnover of species on islands. *Oikos* 44, 331-340.
- ZANDE, A.N. van der; KEURS, W.J. ter & WEIJDEN, W.J. van der 1980: The Impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - Evidence of a long-distance effect. *Biol. Conser.* 18, 299-321.
- ZIMMERMANN, B.L. & BIERREGAARD, R.O. 1986: Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species area relations to conservation with a case. *J. Biogeogr.* 13, 133-143.
- ZWÖLFER, W., BAUER, G. & HEUSINGER, G. 1981: Ökologische Funktionsanalyse von Feldhecken - Tierökologische Untersuchungen über Struktur und Funktion biozönotischer Komplexe. Lehrstuhl für Tierökologie, Universität Bayreuth, 422.

Anhang zum Bericht:

Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft

Insekten

KUDRNA, O.: Gedanken zur Bedeutung der Populationsdynamik für den Schutz von Tagsschmetterlingen (Lepidoptera: Rhopalocera). 1-20

Reptilien

ROTHAUPT, G.: Podarcis Muralis - Die Mauereidechse. 1-10

Vögel

ROTHAUPT, G.: Der Kleiber. Aktuelle Verbreitung und Bestand in der BRD und benachbarten Ländern. 1-11

JENNI, L.: Dokumentation der Habitatansprüche und der Populationsdynamik von Mittelspechtpopulationen. 1-32

ELLENBERG, H. & DREIFKE, R.: Ursachen für Verteilung und Häufigkeit, Einschliesslich des Fehlens, von Elstern auf zwei Probestellen in Schleswig-Holstein. 1-35, Literaturverzeichnis und Abbildungen 1-49.

ROTHAUPT, G.: Der Sperber. Eine Zusammenfassung der Literatur. 1-41

HAHN, E.: Zur Biologie des Steinkauzes. 1-29, Abbildungen.

BERGERHAUSEN, W.: Dokumentation über Habitatansprüche und Aktionsraumgröße von Uhus und der Dynamik von Uhuspopulationen anhand von Langzeitstudien. 1-19, Literaturverzeichnis und Abbildungen.

STRUWE, B.: Brutbestand, Habitatansprüche und Populationsdynamik der Graugans (Anser anser, L.) in Schleswig-Holstein. 1-29

Säugetiere

BAUER, J.J.: Populationsdynamische und Verhaltensökologische Grundlagen zur Bestimmung des Flächenanspruchs europäischer Gemsenpopulationen. 1-100

ROTHAUPT, G.: Der Rotfuchs (Vulpes vulpes). Eine Literaturzusammenfassung. 1-26