

Fachliche Konzepte für die
Naturschutzpraxis

- Prognosemodelle zur
Populationsentwicklung
- Potentielle Natürliche Vegetation
- Blaue Listen

NNA-Ber.	12. Jg.	H. 2	154 S.	Schneverdingen 1999	ISSN: 0935 - 1450
Fachliche Konzepte für die Naturschutzpraxis – Prognosemodelle zur Populationsentwicklung – Potentielle Natürliche Vegetation – Blaue Listen					

Herausgeber und Bezug
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA)
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (0 51 99) 9 89-0, Telefax (0 51 99) 9 89-46
e-mail: nna@nna.de
Internet: www.nna.de

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

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 0935 - 1450

Titelbild: Seeadler (Foto: W. Steinborn), Buchenwald (Foto: D. Zacharias), Grafik aus: Hauff, P. 1988:
Bestandsentwicklung des Seeadlers *Haliaeetus albicilla* in Deutschland seit 1980 mit einem Rückblick auf
die vergangenen 100 Jahre. – Vogelwelt 119: 47-63 (1998).

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)

Mecke Druck und Verlag · 37115 Duderstadt

NNA-Berichte

12. Jahrgang, Heft 2, 1999

Fachliche Konzepte für die Naturschutzpraxis – Prognosemodelle zur Populationsentwicklung – Potentielle Natürliche Vegetation – Blaue Listen

Inhalt

Risikoabschätzung im Naturschutz

Fachtagung über Prognoseverfahren zur Populationsentwicklung vom 18. – 19. November 1997 in Göttingen

A. Heidenreich & K. Amler	Ein vereinfachtes Prognoseverfahren für die Naturschutzpraxis – Die Standardisierte Populationsprognose (SPP)	3
K. Vogel	Sind Computersimulationen für Populationsprognosen notwendig?	13
V. Grimm	Grundlegende Techniken und Konzepte bei der Abschätzung von Extinktionsrisiken mit Hilfe ökologischer Modelle	22
M. Drechsler	Entscheidungen im Naturschutz bei ökologischer Unsicherheit	30
M. Mühlenberg & E. Gottschalk	Wie quantifiziert man Naturschutzziele?	34
E. Gottschalk et al.	Von der Biologie einer Art zur Ermittlung des Flächenbedarfs einer überlebensfähigen Population – das Beispiel der Westl. Beißschrecke	41

Die Potentielle natürliche Vegetation – Bedeutung eines vegetationskundlichen Konzeptes für die Naturschutzpraxis Fachtagung über Sachstand und Bedeutung des PNV-Konzeptes in der Praxis vom 01. – 02. Oktober 1998 auf Hof Möhr

T. Kaiser & D. Zacharias	Eine anwendungsorientierte Definition der potentiellen natürlichen Vegetation als Ergebnis der Fachtagung	46
W. Härdtle	Potentielle natürliche Vegetation – zur Entwicklung eines vegetationskundlichen Konzeptes	48
L. Schröder	Die Erarbeitung von Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) Deutschlands – Stand und Perspektiven	53
D. Zacharias	Die Erarbeitung von Grundlagen für aktuelle Karten der heutigen potentiellen Vegetation in Niedersachsen auf der Basis der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000 (Bük 50)	62
T. Kaiser	Die potentielle natürliche Vegetation des Großraumes Celle auf der Basis der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50)	66
J. Boess	Die BÜK 50 von Niedersachsen – Entstehung, Aussagegenauigkeit, Fortschreibung	78
H. Küster	Die nacheiszeitliche Waldentwicklung in Norddeutschland und deren mögliche Beeinflussung durch die Fauna	83
C. Leuschner	Einige kritische Anmerkungen zur Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation	88
S. Zerbe	Bedeutung des PNV-Konzeptes für die Bewertung von Nadelholzforsten	94
B. Paterak	Anforderungen an PNV-Karten aus der Sicht der Landschaftsplanung	102
T. Kaiser	Anwendung des Konzeptes der potentiellen natürlichen Vegetation in der praktischen Landschaftsplanung und im Naturschutz	105

Blaue Listen – ein (neues) Erfolgsrezept im Naturschutz?

Fachtagung über Chancen und Probleme dieses neuen Konzeptes für die Öffentlichkeitsarbeit im Naturschutz vom 23. – 24.11.1998 auf Hof Möhr

A. Gigon & R. Langenauer	Blaue Listen: ein neues Naturschutzinstrument und Hinweise für die Erarbeitung und Anwendung	113
R. Langenauer & A. Gigon	Blaue Listen – Anwendung in der nördlichen Schweiz	121
U. Mierwald	Erarbeitung eines Konzeptes zur Aufstellung von Blauen Listen in Hamburg	133
F. Röbbelen	Einige Probleme, die bei der Erarbeitung Blauer Listen für Hamburg zu erwarten sind	136
B. Raab	Beweggründe und Erfahrungen bei der Erstellung einer Blauen Liste für Vögel und Pflanzen auf LBV-Grundstücken	143
C. Köppel	Rote Listen: Geschichte, Konzepte und Umsetzung sowie alternative Ansätze	149

Ein vereinfachtes Prognoseverfahren für die Naturschutzpraxis – Die Standardisierte Populationsprognose (SPP)

von Andreas Heidenreich & Karin Amler

1. Einleitung

Wann ist der Einsatz der Standardisierten Populationsprognose (SPP) angezeigt? Stand der Technik ist heute die Erfassung von mindestens vier repräsentativen Artengruppen auf entsprechenden Probeflächen (Reck 1996). Ausgewählte Arten werden parallel oder daran anschließend flächendeckend, d.h. auch außerhalb der Probeflächen, gesucht. Die Größe von Vorkommen wird bei Wirbellosen und Amphibien grob nach Klassen geschätzt, bei Brutvögeln werden Reviere kartiert. Einen Einblick in die aktuelle Situation bei Eingriffs- und Naturschutzfachplanungen gibt eine Untersuchung von 65 abgeschlossenen und

laufenden Planungen, sowie von Interviews, die von uns an den baden-württembergischen Regierungspräsidien Stuttgart und Tübingen durchgeführt wurden. In etwa 35 % dieser Planungen (20 % der Eingriffs- und 50 % der Naturschutzplanungen) wurde auf zoologische Gutachten ganz verzichtet. In 30 % der zoologischen Gutachten wurde der oben genannte Standard erreicht. Welche Erfassungsmethoden gewählt wurden und wie genau die Bestandsgrößen angegeben wurden zeigen Abbildung 1a und b. Bei einigen Tiergruppenuntersuchungen wurde entweder ausschließlich oder zusätzlich auf vorhandene Daten zurückgegriffen. Flächenmäßig decken sich diese meist nicht genau mit

dem aktuell zu untersuchenden Gebiet. Die am häufigsten angewandten Methoden sind die Erstellung von Artenlisten, aber auch die Bestandskartierung auf repräsentativen Probeflächen (Abb. 1a). In mehr als der Hälfte der Fälle enthalten Artenlisten keine Häufigkeitsangaben. Somit wurden nur in 38 % der Tiergruppen-Untersuchungen in irgendeiner Form quantitative Angaben über die Häufigkeit der untersuchten Arten gemacht (Abb. 1b).

In den meisten Planungen mag der derzeitige Stand der Technik, möglicherweise sogar der beschriebene Stand der Praxis zur Flächenbewertung ausreichen. Populationsbiologische Untersuchungen wie die Standardisierte Populationsprognose sind jedoch dann zusätzlich erforderlich, wenn sich aufgrund vorausgegangener Untersuchungen wegen geringer Individuenzahlen in einem Gebiet von besonderer Bedeutung für eine Art eine unklare Gefährdungssituation ergibt.

Außer den Roten Listen liegen keine standardisierten Werkzeuge zur ökologischen Beurteilung der Gefährdung einzelner Arten vor. »Unabhängig von den Listen bleibt es schwierig im Einzelfall zu bestimmen, ob ein Eingriff die Erheblichkeitsschwelle überschreitet« (Gassner 1995 S.103 ff). Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit für die Entwicklung eines Prognoseverfahrens, das ohne allzuviel Aufwand für die Literatursuche und Methodenwahl reproduzierbare, flächenscharfe und quantitative Aussagen zur Gefährdungssituation einzelner zu begutachtender Arten treffen kann. Solche Aussagen sollten auch vor dem Verwaltungsgericht bestehen können, um im planerischen Abwägungsprozess gleichgewichtig gegen andere, z.B. wirtschaftliche Belange gestellt werden zu können. Um die Anwendung eines solchen Standardverfahrens sicherzustellen, muß es möglichst wenig Kosten zusätzlich zum regulären Aufwand verursachen und ohne besondere Ausrüstung verwendbar sein.

2. Herleitung des Prognoseverfahrens

2.1 Hohe Genauigkeit bei vertretbarem Aufwand

Was er fordert eine Planung für z.B. ein Artenschutzprojekt? Man muß wissen, wie die aktuelle Situation der zu

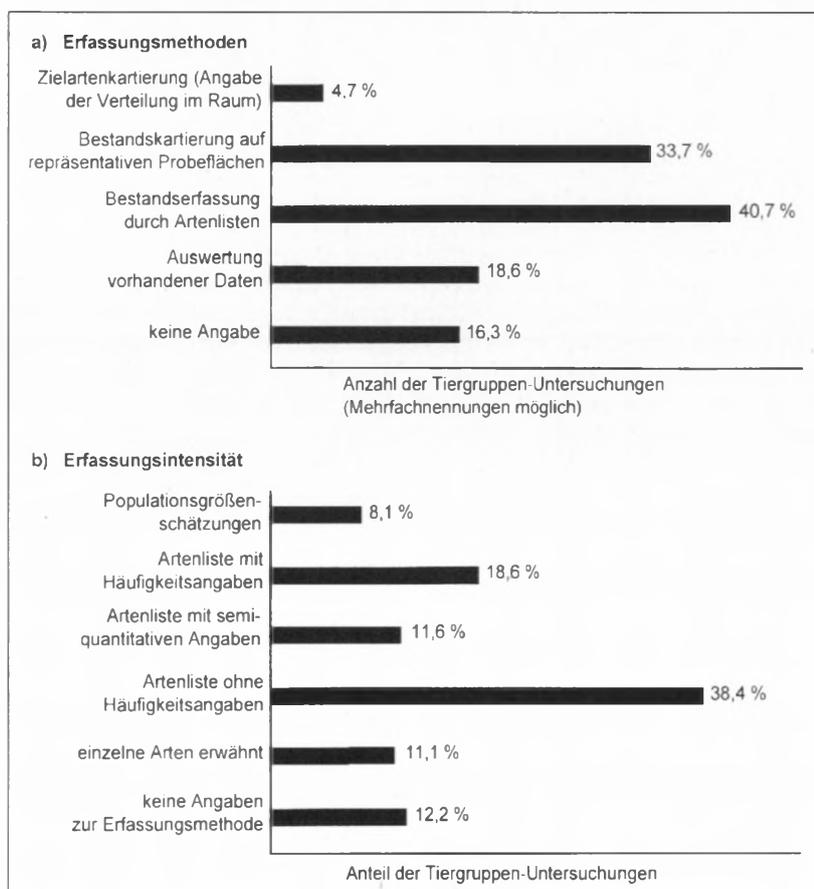


Abb. 1: Erfassungsmethoden und Genauigkeit der Bestandsgrößenhebung bei 42 zoologischen Gutachten

schützenden Art aussieht und wie sich künftige Entwicklungen darauf auswirken.

Semiquantitative Häufigkeitsangaben (z.B.: wenige, zahlreiche, viele), wie sie in der Planung heute häufig Verwendung finden (siehe Abb.1) helfen nur sehr bedingt die aktuelle Situation richtig einzuschätzen. Das Vorhandensein einer Art an einem Ort sagt nichts über deren Gefährdung aus, da die Populations- bzw. Metapopulationsstruktur für die Überlebensfähigkeit entscheidend ist. Nur bei massenhaften Vorkommen kann in der Regel eine Gefährdung ausgeschlossen werden. Ausführliche Populationsgefährdungsanalysen erfordern jedoch mehrere Jahre intensiver Beobachtung der Art und sind dadurch mit sehr hohen Kosten verbunden. Die Standardisierte Populationsprognose (SPP) versucht hier den Mittelweg zu wählen. Sie basiert auf einjährigen Bestimmungen der Populationsgröße mit einfachen Erhebungsmethoden (s.u.). Als Ergebnis reicht für die SPP eine Populationsgrößenspanne aus (z.B. 300 - 400 Tiere).

Der zweite Schritt der Planung, die Beurteilung künftiger Entwicklungen, erfordert in der Planungspraxis eine sehr gute Kenntnis der aktuellen Literatur und viel Fingerspitzengefühl, da die meisten Prognosen derzeit auf der Basis der Extrapolation gegenwärtigen Wissens und der lediglich intuitiven Kenntnis des Freilandbearbeiters erfolgen.

Die Standardisierte Populationsprognose bietet dem gegenüber für die Beurteilung künftiger Entwicklungen ein standardisiertes, nachvollziehbares Verfahren. Verschiedene Szenarien der Habitatentwicklung können mit Faustregeln abgeschätzt oder mit einem Computermodell simuliert werden. Dadurch wird es möglich Auswirkungen auf die Populationsentwicklung der Art quantitativ zu vergleichen. Unterstützung bietet dabei eine Datenbank, die alle relevanten Informationen enthält.

2.2 Die Grundstruktur der SPP

Die Standardisierte Populationsprognose besteht somit aus den drei eben angeführten Komponenten Datenbank, Faustregelschema und Simulationsmodell (Abb. 2). Dieses in Teilen schon in Poethke et al. (1996) und Amler et al. (1996) entworfene Konzept wollen wir

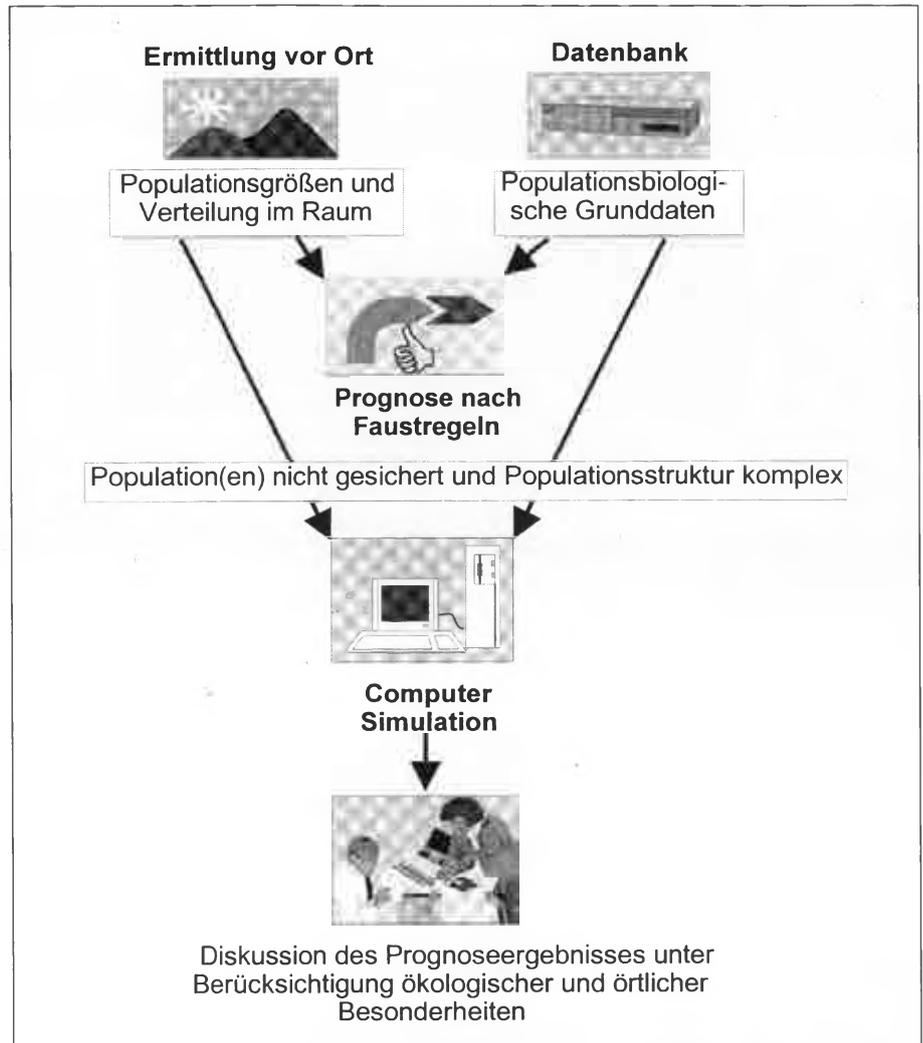


Abb. 2: Ablaufschema einer SPP. Die Phasen sind: 1) Erbringen von Freilanddaten: Artenliste, Auswahl der Zielart und Populationsgrößenschätzung. 2) Faustregelprognose: Zusammenfassung in Lokalpopulationen, lokale Überlebensprognose und Abschätzung des Wiederbesiedlungspotentials. 3) Bei Bedarf Anwendung des Simulationsmodells zur Prognose lokaler Überlebenswahrscheinlichkeiten und Genverluste. 4) Diskussion der Ergebnisse unter Berücksichtigung lokaler und ökologischer Besonderheiten.

Tab. 1: Parameter, die für die Faustregelnanwendung und die Simulation in der Datenbank gehalten werden

Mittlere Wanderdistanz (Faustregel 1 und Simulation: (halbdist)
Schwankungsfaktor SF
MVP (Faustregel 2)
maximale Wanderdistanz (Faustregel 3)
Mittlere dichteunabhängige Wachstumsrate λ
Intensität der Dichteregulation β
Umweltbedingte Varianz der Wachstumsrate σ^2
Detektionsradius <i>diameter</i>
Emigrationswahrscheinlichkeit p_{emig}

im Folgenden detaillierter entwickeln. Es ist aus Gründen, die dem verwendeten Simulationsmodell (Poethke et al. 1996) zugrunde liegen, vorläufig auf Insektenarten mit einjährigem Lebenszyklus und nichtüberlappenden Generationen beschränkt.

Als Zielart für die Standardisierte Populationsprognose bieten sich einerseits Arten an, deren Überleben aufgrund geringer Individuenzahlen fraglich erscheint oder allgemein Arten, für die quantitative Angaben zur Planung von Förderungs- oder Ausgleichsmaßnahmen benötigt werden. Im Moment beschränkt sich die SPP allerdings auf Arten, zu denen in der Datenbank oder in der Literatur die nötigen Parameter (MVP, Wanderdistanzen etc., s. Tab. 1) vorhanden sind. Wird eine Prognose gewünscht, obwohl zu der betreffenden Zielart keine Daten vorhanden sind, kann eine verwandte Art zur Abschätzung verwendet werden (s. Vogel in diesem Heft).

2.2.1 Benötigte Freiland-Daten:

Ist die Zielart ausgewählt, muß deren Populationsgröße mit einfachen Erhebungsmethoden bestimmt werden. Dies wären bei Heuschrecken Transektzählungen (Gottschalk 1997) bzw. bei Schmetterlingen die Zählung von Eiern (Hermann 1996) oder Raupen (Vogel 1997). Bei Transektzählungen von adulten Faltern muß, anders als bei Heuschrecken, der Gesamtbestand im Maxi-

mum der Flugzeit zusätzlich mit dem Anteil der zum Flugmaximum vorhandenen Tagespopulationsgröße verrechnet werden.

Wenn die betreffende Art im Untersuchungsgebiet in kleinräumigen Habitaten vorkommt, muß der Freilandbearbeiter darauf achten, daß auch potentiell geeignete, aber aktuell nicht besetzte Habitats mit kartiert werden. Sie können durch Zufallsereignisse im Kartierungsjahr ausgestorben sein, aber ansonsten ein wichtiges Refugium oder einen wichtigen Trittstein für die Zielart darstellen. Die Populationsgröße auf diesen Flächen kann über die Dichte in den besetzten Habitaten und – wenn vorhanden – Kriterien für die Habitatqualität extrapoliert werden.

Die Schätzung der Populationsgrößen und die Kartierung der Habitats muß (auch wenn Kostengründe dagegen sprechen) mindestens so weit über den eigentlichen Eingriffsbereich ausgedehnt werden, wie die ausgewählte Zielart wandern kann (Datenbank-Parameter Maximale Wanderstrecke in Tab. 1). Innerhalb dieses Bereichs vorhandene Populationen können wichtige Refugien darstellen, um z.B. bei Ausgleichsmaßnahmen eine Besiedlung zu ermöglichen. Unter diesem Aspekt bietet es sich bei kleinen Naturschutzgebieten an, mehrere Schutzgebietsplanungen im gleichen Gebiet zu einer Planung zusammenzufassen, um zusätzliche Kosten für die Doppelerfassung der Habitats zu vermeiden.

Der Aufwand für diese Populations-

größenbestimmung ist nicht zu verringern, außer man verwendet detaillierte Habitatmodelle, wie sie z.B. im FIFB-Projekt (Forschungsverbund Isolation, Flächengröße und Biotopqualität, s. Henle 1993) entwickelt wurden (Kuhn 1997). Solche Modelle benötigen allerdings eine Reihe nicht unbedingt vorhandener Eingangsparameter, so daß auch deren Einsatz ein nicht unbeträchtliches Maß an Arbeit verursacht.

2.2.2 Szenarien-Bildung:

Für die projektierten Planungsszenarien müssen vor Beginn der eigentlichen Prognose die Auswirkungen auf die Einzelpopulationen geschätzt werden. Beim Wegfall oder der Neuerschaffung von Habitaten im Rahmen von z.B. Eingriffs- und Ausgleichsplanungen ist dies Vergleichsweise einfach, da die betroffenen Habitats wegfallen oder in einer bestimmten Größe entstehen. Ist die Habitatgröße bekannt, kann auch die zu erwartende Populationsgröße aus der Dichte in den besetzten Habitaten geschätzt werden. Ein solches Vorgehen erlaubt z.B. die Fragestellung, wie groß ein Ausgleichshabitat für einen bestimmten Eingriff sein muß.

Werden die vorhandenen Habitats dagegen modifiziert – z.B. durch Zulassen oder Aufhalten von Sukzession, Wechsel der Pflegemaßnahme – muß abgeschätzt werden, wie stark sich die Habitatqualität und damit die zu erwartende Populationsgröße ändert.

Eine dritte Möglichkeit ergibt sich durch den Wegfall bzw. den Aufbau von Barrieren. Dies wird in den Faustregeln ① und ③ berücksichtigt (Box 1) und führt in der Simulation zu einer veränderten Migrationsmatrix. Barrieren können sowohl die Zusammenfassung zu Populationen als auch zu Metapopulationen beeinflussen.

2.2.3 Faustregelnanwendung

Nach erfolgter Populationsgrößen-schätzung und Festlegung der Szenarien wird durch drei Faustregeln (Box 1) eine einfache, schnelle Prognose durchgeführt mit dem Ziel, bereits nach wenigen Minuten entscheiden zu können, ob die Art im betroffenen Gebiet gefährdet ist. Dabei werden hohe Sicherheitsfaktoren verwendet, um den Fehler zweiter

Faustregel ① - Populationen abgrenzen!

Vorkommen, die aufgrund ihrer Entfernung und habitatstruktureller Gegebenheiten offenbar regelmäßig untereinander in Verbindung stehen, werden als eine Population angesehen. Als regelmäßig zurückgelegt gelten **mittlere Aktionsdistanzen**.

Faustregel ② - Überlebensfähigkeit bestimmen!

Eine Population überlebt dann, wenn der Mittelwert aus aktueller Populationsgröße und der durch den **Schwankungsfaktor** geteilten aktuellen Populationsgröße größer oder gleich der **MVP** (also der minimalen überlebensfähigen Population) ist.

$$\left(\frac{\text{aktuelle Populationsgröße} + \text{aktuelle Populationsgröße}}{\text{Schwankungsfaktor}} \right) \div 2 \geq \text{MVP}$$

mit:

$$\text{Schwankungsfaktor} = \frac{\text{aktuelle Populationsgröße}}{\text{MVP}} \quad (\text{aus längerfristigen Untersuchungen})$$

Faustregel ③ - Metapopulationsstrukturen beschreiben!

Populationen, die aufgrund ihrer Entfernung und habitatstruktureller Gegebenheiten offenbar in geringem Maße und unregelmäßig untereinander in Verbindung stehen, werden zu einer Metapopulation zusammengefaßt. Als unregelmäßig zurückgelegt gelten die mit Fang-Wiederfang ermittelten **Höchstwanderdistanzen**.

Box 1: Faustregeln der Standardisierten Populationsprognose

Art (Prognose der nicht-Gefährdung bei tatsächlich vorhandener Gefährdung) zu minimieren.

Die **erste Faustregel** faßt die kartierten Vorkommen der Zielart zu Populationen zusammen. Dabei werden Barrieren wie Hecken (Sörensen 1996) oder Wald (Sutcliffe & Thomas 1996) und Leitstrukturen, z.B. Wegränder (Rietze 1994) und Waldschneisen (Sutcliffe & Thomas 1996) berücksichtigt, aber auch die Entfernung, die die betreffende Art regelmäßig in der offenen Landschaft zurücklegen kann. Dieser Wert (Datenbank-Parameter Mittlere Wanderdistanz in Tab. 1) wird i.d.R. aus Fang-Wiederfang-Untersuchungen abgeleitet. Dabei sind Weitwanderer meist unterrepräsentiert, da die Größe und Lage des Untersuchungsgebiets die Fangwahrscheinlichkeit beeinflusst. Die Angaben zum Migrationsverhalten der Tiere werden daher methodenbedingt immer zu niedrig liegen. Dies ist als weiterer Sicherheitszuschlag zu werten.

In der **zweiten Faustregel** wird die Überlebenswahrscheinlichkeit der Lokalpopulationen geprüft. Dabei wird die gefundene Populationsgröße mit der artspezifischen Mindestgröße einer überlebensfähigen Population verglichen (MVP, s. Soulé 1987). Der Wert der MVP kann aus Simulationen auf der Basis längerfristiger Beobachtungsreihen hergeleitet werden (Heidenreich et al. 1997), wird aber oft auch anderweitig geschätzt (Vgl. Thomas 1991 für *Glauco-psyche arion*).

Da MVP-Werte als Habitatkapazitäten angegeben werden, muß aus den aktuellen Populationsgrößen eine Habitatkapazität (K) geschätzt werden (Abb. 3). Die mittlere Populationsgröße ist ein guter Schätzwert für die Habitatkapazität, da diese bei Wirbellosen in der Regel über der mittleren Populationsgröße liegt. Wir sind damit im sicheren Bereich. Die mittlere Populationsgröße läßt sich aus der Schwankung zwischen maximaler und minimaler Populationsgröße an einem Ort errechnen. Bei der Umrechnung der erhobenen aktuellen Populationsgröße wird standardmäßig angenommen, daß die Population sich im Beobachtungsjahr in einem außergewöhnlich guten Jahr, d.h. an der Spitze ihrer Schwankungsbreite, befindet. Diese Annahme ist als Sicherheitszuschlag zu werten. Nimmt man als Maß der Breite der Verteilung den Schwankungsfaktor (Maximale beobachtete

Populationsgröße / Minimale beobachtete Populationsgröße – bzw. Populationsdichte oder Fangzahl), kann man aus der aktuellen eine anzunehmende minimale Populationsgröße errechnen. Unter Voraussetzung einer symmetrischen Verteilung ergibt sich die mittlere Populationsgröße als Mittel aus minimalem und maximalem Wert. Der Schwankungsfaktor kann direkt aus längerfristigen Beobachtungsreihen gewonnen werden, aber auch aus dem Variationskoeffizient (CV), der von Thomas et al. (1994) als Maß für die Populationsvariabilität verwendet wird (Ableitung s. Abb. 4).

Für alle Populationen, deren geschätzte mittlere Populationsgröße über der MVP liegt, wird angenommen, daß sie im Prognosezeitraum gesichert sind, für alle anderen, daß sie aussterben. Die Bewertung ist demnach zweistufig. Im Gegensatz dazu liegt beim unten geschilderten Simulationsmodell eine kontinuierliche Bewertung vor.

Als **dritter Schritt der Faustregeln** wird überprüft, welche Populationen von den gesicherten aus wiederbesiedelt werden können. Dazu wird als Kriterium die maximale Wanderstrecke (Datenbank-Parameter maximale Wanderstrecke, s. Tab. 1) verwendet. Alle un-

⇒ **Schwankungsfaktor aus Beobachtungsdaten:**

$$SF = (MaxP / MinP)$$

⇒ **Mittlere Populationsgröße aus einjährigen Beobachtungsdaten:**

- Sicherheitszuschlag: $MaxP = AktP$
- $MittelP = (MaxP + MinP) / 2$
- $MinP = MaxP / SF$

$$\Rightarrow MittelP = (MaxP + MaxP / SF) / 2$$

$$= MaxP * (1 + 1/SF) / 2$$

$$\Rightarrow MittelP = aktP * (1 + 1/SF) / 2$$

aktP : aktuelle (geschätzte) Populationsgröße
 MittelP : Mittlere (geschätzte) Populationsgröße
 MaxP : Maximale Populationsgröße einer Zeitreihe
 MinP : Minimale Populationsgröße einer Zeitreihe
 SF : Schwankungsfaktor

Abb. 3: Herleitung des Schwankungsfaktors und Ableitung des Schätzwertes der Habitatkapazität aus der aktuellen Populationsgröße.

⇒ Maximale und minimale Populationsgrößen werden als die Ränder des 95%-Vertrauensintervalls angenommen (1 falscher Wert unter 20).

⇒ Grenzen des asymmetrischen 95%-Vertrauensintervalls für eine Lognormalverteilung:

$$Grenze = \ln\left[\frac{\bar{N}}{\sqrt{s^2 + N^2}}\right] \pm 1,96 * \sqrt{\ln\left[\frac{s^2 + N^2}{N^2}\right]}$$

⇒ Mit dem Variationskoeffizient CV ergibt sich nach Umstellung:

$$MaxP = \left[\frac{\bar{N}}{\sqrt{CV^2 + 1}}\right] * EXP\left[1,96 * \sqrt{\ln(CV^2 + 1)}\right]$$

$$MinP = \left[\frac{\bar{N}}{\sqrt{CV^2 + 1}}\right] / EXP\left[1,96 * \sqrt{\ln(CV^2 + 1)}\right]$$

⇒ und für den Schwankungsfaktor:

$$SF = \left\langle EXP\left[1,96 * \sqrt{\ln(CV^2 + 1)}\right] \right\rangle^2$$

CV : Variationskoeffizient
 MaxP : Maximale Populationsgröße
 MinP : Minimale Populationsgröße
 N : Mittlere Populationsgröße
 s : Standardabweichung der Populationsgrößenverteilung
 SF : Schwankungsfaktor

Abb. 4: Herleitung des Schwankungsfaktors aus dem Variationskoeffizient.

tereinander innerhalb der maximalen Wanderstrecke erreichbaren Lokalpopulationen werden zu einer Metapopulation zusammengefaßt.

Das Ergebnis der Faustregeln besteht also aus einer Aufteilung der Lokalpopulationen in gesicherte, potentiell wiederbesiedelbare und nicht gesicherte. Anhand dieser Grobeinteilung läßt sich nun entscheiden, ob eine Prognose mittels Simulation erfolgen sollte oder nicht. Die Simulationsprognose ermöglicht die detailliertere Überprüfung aller Fälle, in denen nicht alle Lokalpopulationen als gesichert beurteilt werden. Eine Simulation sollte in jedem Fall erfolgen, wenn

die Gesamtpopulation als nicht gesichert beurteilt wird oder wenn in mindestens einer Metapopulation alle Lokalpopulationen aussterben und so ein Teil der Habitats der Besiedlung entzogen wird. Da Planungssituationen mit vielen Populationen oft eine unerwartete Komplexität zeigen, sind Simulationsprogramme, wie sich im wissenschaftlichen Artenschutz gezeigt hat (z.B. *Lindenmayer et al (1995), Elmes et al. (1996)*), von großem Vorteil für eine quantitative Prognose, sofern es möglich ist, ihre Datenanforderungen soweit zu reduzieren, daß eine Datenbank die artspezifischen Eingangsparameter verwalten kann.

2.2.4 Simulation

In der Simulation werden sowohl die Beurteilung der Überlebensfähigkeit der lokalen Populationen als auch der Individuenaustausch zwischen den Populationen in einer kontinuierlichen Skala bewertet.

Die Simulation erfolgt auf der Basis von Einzelindividuen, um stochastische Effekte in der Populationsdynamik zu berücksichtigen, die besonders bei geringen Populationsgrößen und Extinktionsvorgängen eine Rolle spielen. Ein Nebeneffekt davon ist die Möglichkeit, die genetische Entwicklung der Populationen an einem selektionsneutralen Locus zu verfolgen. Sie dient zum einen für den Abgleich mit im Freiland geschätzten Genflußraten, die zur Bestimmung der Migration, aber auch zur Validierung des Modells dienen können. Zum anderen ergeben sich in bestimmten Fällen genetische Vorteile bei populationsdynamisch ungünstigeren Situationen. Das Verfolgen der genetischen Entwicklung in der Simulation kann helfen, solche Fälle zu entdecken und zwischen optimaler dynamischer und optimaler genetischer Entwicklung einen Mittelweg zu finden.

Die Populationsdynamik wird modelliert durch das modifizierte logistische Wachstum nach *Maynard Smith & Slatkin (1973)* (Abb. 5), das sich im Vergleich mit anderen populationsdynamischen Modellen als besonders flexibel erwiesen hat (*Bellows 1981*). Die Wachstumsrate λ wird stochastisch variiert, um den Einfluß veränderlicher Umweltbedingungen wiederzugeben. Die Verteilung von λ wird als lognormalverteilt mit Varianz σ^2 angenommen.

Die Migration wird dargestellt mit dem negativ-exponentiell entfernungsabhängigen Modell, das in *Poethke et al. (1996)* hergeleitet wurde (Abb. 6).

Die Simulation der Populationsdynamik über den Planungszeitraum wird vielfach wiederholt, um statistisch signifikante Ergebnisse zu erhalten. Dabei werden als wichtigste Ergebnisparameter die Inzidenz (d.h. die Wahrscheinlichkeit, daß das Habitat besetzt ist) und die Allelzahl am Ende des Planungszeitraums bestimmt. Die Inzidenz ist bei isolierten Populationen ein reines Maß für die Überlebenswahrscheinlichkeit, während sie bei Populationen innerhalb eines Verbundes die Auswirkungen von Immigration und Wiederbesiedlung angibt. Der

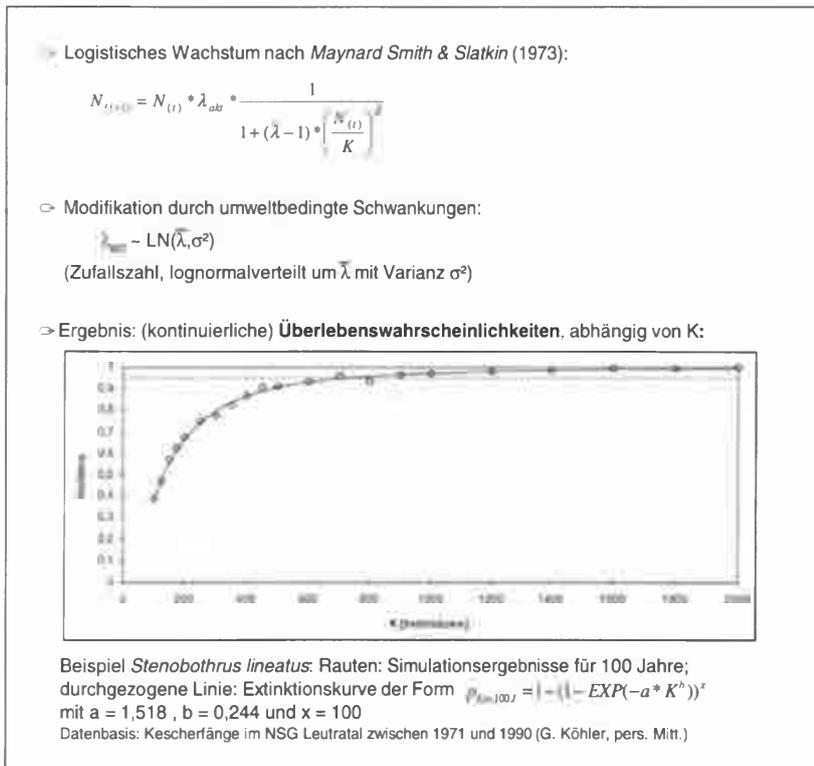


Abb. 5: Populationsdynamisches Modell

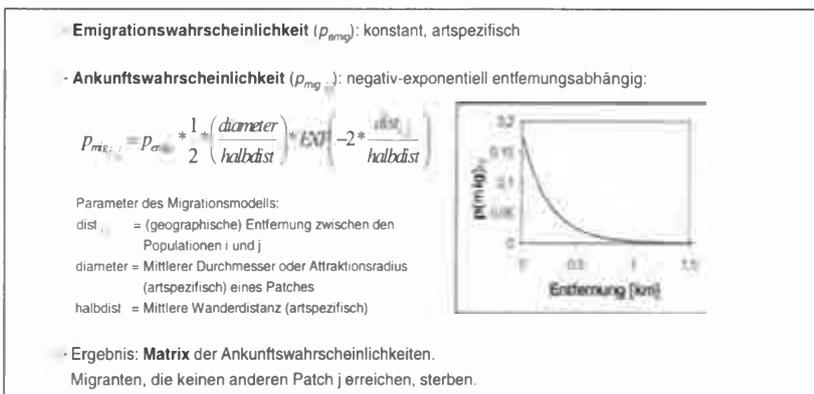


Abb. 6: Migrationsmodell

Ausgabe-Parameter Turnover ist dabei ein Maß dafür, wie oft die Population im Prognosezeitraum ausgestorben ist und wiederbesiedelt wurde.

Die Simulation ist ebenso wie die Datenbank über Internet zugänglich (<http://sisp.biozentrum.uni-wuerzburg.de>). Der Benutzer, d.h. das Planungsbüro, vergibt durch Eingabe seiner Freiland-Daten und Auswahl von artspezifischen Simulationsparametern einen Simulationsauftrag, der von einem zentralen Server abgearbeitet wird. Die Ergebnisse der Simulation werden zusammen mit einem Standard-Kommentar dem Auftraggeber wieder per Fax oder E-Mail zugeschickt. In der Anfangszeit besuchen wir die Auftraggeber auch persönlich, um sie z.B. bei der Auswahl der Eingangsparameter und der Szenarien zu beraten.

3. Beispiele

3.1 Ortsumgehung »Honauer Steige«, B 312

Im ersten Planungsbeispiel geht es um eine Alternativentscheidung zwischen verschiedenen Trassenvarianten für eine Ortsumgehung. Der Ort Lichtenstein mit seinen Ortsteilen Unterhausen und Honau liegt bei Reutlingen am Trauf der Schwäbischen Alb. Die vielbefahrene Bundesstraße B 312, eine der wenigen Verbindungen vom mittleren Neckartal auf die Albhochfläche und nach Oberschwaben, führt derzeit noch in voller Länge durch den Ort und überwindet dann in einigen Serpentin den Höhenunterschied von 300 m auf die Hochfläche. Sie soll entweder ersetzt werden durch eine Lösung, bei der die Bundesstraße im Ortsteil Unterhausen in einen Tunnel geführt wird und dann östlich der Ortslage von Honau offen im Echaztal verläuft. Oder, in den anderen Varianten, östlich bzw. westlich von Lichtenstein in einem langen Tunnel bis auf die Albhochfläche verläuft und nur jeweils ein Seitental auf einer Brücke queren muß (Abb. 7a). Die zu querenden Seitentäler beherbergen etliche gefährdete Tierarten, wie im Rahmen des zoologischen Fachgutachtens der UVS festgestellt wurde.

Für die Standardisierte Populationsprognose wurde *Glaucopteryx rebeli* ausgewählt, da sie nach dem Zielarten-Konzept Baden-Württembergs zu den

Arten gehört, die in diesem Naturraum besonders gefördert werden sollten, in der vorausgegangenen UVS nur in geringer Anzahl gefunden wurde und ihre Habitate im Bereich der Baufelder der seitlichen Varianten liegen. Die für die

tatpatches im Reißbachtal über den Prognosezeitraum hinaus existieren würde [Berechnung der Überlebensprognose nach Faustregel ② (600 + 600 : 10) : 2 > 300!]. Hingegen kann für die Tiere im Zellertal nicht von einem eigenstän-

- Die **MVP** wird für einen Prognosezeitraum von 25 Jahren in Anlehnung an Angaben für *G. arion* (Thomas 1991), aber unter Berücksichtigung der stets stabileren Verhältnisse der Art und die im Freiland beobachtbar lange sich haltenden kleineren Bestände, konservativ mit 300 Tieren veranschlagt.
- Für den **Schwankungsbereich** der Populationsgröße im Prognosezeitraum von 25 Jahren wird ein Faktor von 5 angenommen (es handelt sich um eine der am wenigsten schwankenden Tagfalterarten überhaupt; vgl. Elmes et al. 1996, Thomas et al. 1994).
- **Alljährlicher Individuenaustausch** ist bis 320 m, zumindest in kleinerem Umfang, sehr wahrscheinlich. Als **mittlere Wanderdistanz** kann in Anlehnung an Befunde zu ökologisch ähnlich einzuordnenden, relativ standorttreuen Bläulingen mindestens 500 m angenommen werden.
- Für die **maximale Wanderdistanz** kann 5 km angenommen werden (vgl. Settele et al. 1996). Waldgürtel von 100 bis 300 m Breite dürften nach denselben Quellen kein Hindernis darstellen.

Box 2: Parameterwerte der Populationsprognose für *G. rebeli*:

Faustregeln verwendete Parameterwerte sind in Box 2 dargestellt.

Die Individuenzahl von *G. rebeli* wurde im Jahr 1996 über Eierzählungen ermittelt (Nunner und Kramer unveröff.). Zwei der Eingriffsvarianten würden bei Realisierung entweder die kleine Population im Zellertal oder den mittleren Habitatpatch im Reißbachtal im Zuge der Baumaßnahmen zerstören (Abb. 7b und c). Nach Faustregel ① (= Populationen abgrenzen) lassen sich die drei Habitatpatches im Reißbachtal zu einer Population zusammenfassen, die Individuen im Zellertal zu einer zweiten. Bei den oben gewählten Eingangsparametern kommt die Prognose durch Anwendung der Faustregel ② (= Überlebensfähigkeit bestimmen) zu dem Schluß, daß die Population auf dem größten Habitatpatch im Reißbachtal auch unabhängig von den beiden weiteren Habi-

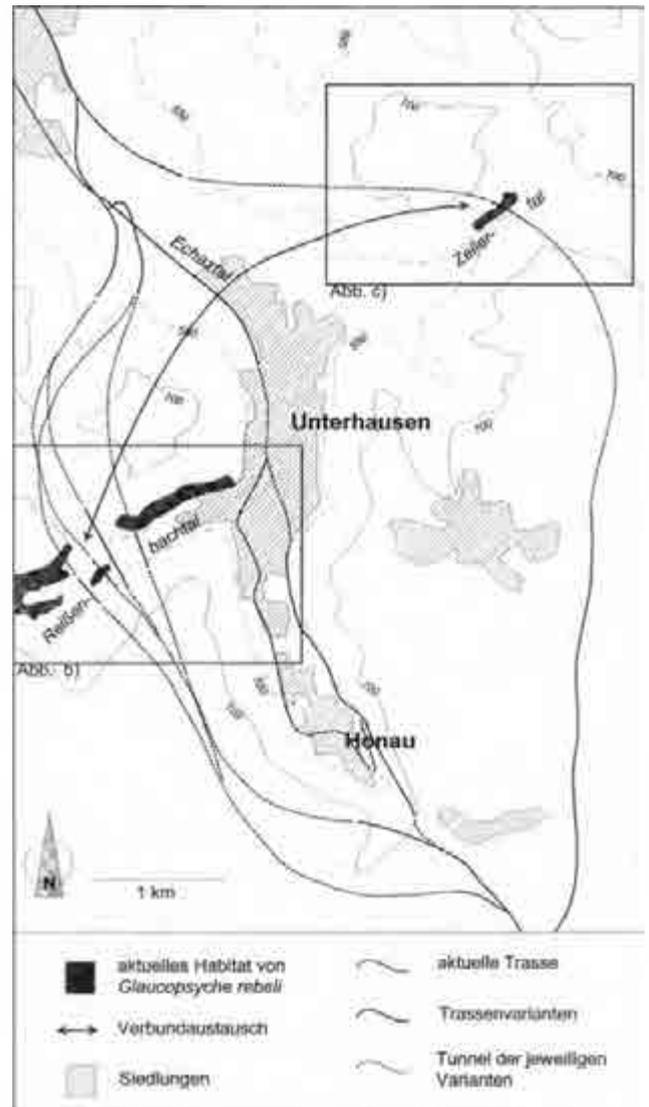


Abb. 7: B 312, a) Übersicht über den Verlauf der Varianten und die Habitate von *G. rebeli*,

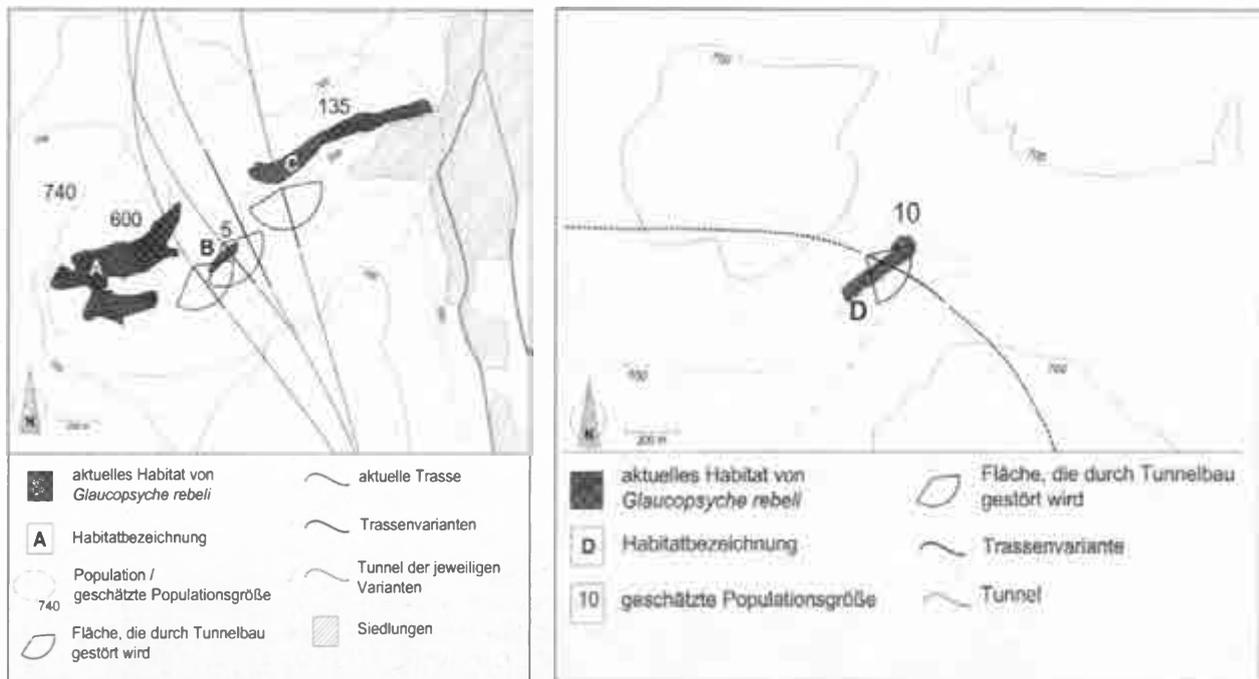


Abb. 7: B 312, b) Habitats, Populationsgröße und Baufelder im Reußenbachtal

Abb. 7: B 312, c) Habitats, Populationsgröße und Baufeld im Zellertal

digen Überleben ausgegangen werden [(10 + 10 : 10) : 2 < 300!]. Selbst bei Erhaltung des Status quo und ohne Eingriff ist innerhalb der nächsten 25 Jahre mit einem Erlöschen dieser kleinen Population zu rechnen. Von der Population im Reußenbachtal aus ist aber nach Faustregel ③ (= Metapopulationsstrukturen beschreiben) eine regelmäßige Wiederbesiedlung des Zellertales zu erwarten, so daß auch dieser Habitatpatch langfristig besiedelt sein wird.

Daß die Individuen auf dem großen Habitatpatch im Reußenbachtal für sich überlebensfähig wären bedeutet, daß der Habitatpatch im Zellertal wie auch die zwei kleineren Habitatpatches im Reußenbachtal für das Fortbestehen der Art am ehesten verzichtbar wären. Wenn ein Eingriff in diesem Lebensraum von überregionaler faunistischer Bedeutung unumgänglich wäre, müßten für den Kreuzenzian-Ameisenbläuling als Ausgleichsmaßnahme neue Habitats bereitgestellt und/oder die Qualität der noch verbliebenen Habitats entscheidend erhöht und langfristig gesichert werden. Entsprechende Ausgleichsmöglichkeiten sind im Reußenbachtal vorhanden (wobei die Schwierigkeiten – vor allem der Zeithorizont – für die Schaffung von Ausgleichshabitats nicht zu unterschätzen sind.) Durch die wesentliche Rolle, die der große Habitatpatch für den Fortbestand der gesamten Population im

Reußenbachtal spielt, darf er auf keinen Fall durch einen Eingriff beeinträchtigt werden. Insbesondere da die Population im Reußenbachtal eine der größten in Baden-Württemberg ist und somit eine besondere überregionale Schutzverantwortung besteht.

Aufgrund der geringen Anzahl von Populationen und des klaren Prognoseergebnisses ist die Standardisierte Populationsprognose hier bereits mit der Faustregel anwendung abgeschlossen. Von einer Computersimulation ist kein Erkenntnisfortschritt mehr zu erwarten. Vor einer endgültigen Trassenentscheidung müßten allerdings ähnlich empfindliche Arten, deren Überleben bedroht sein könnte, auf die gleiche Weise untersucht werden.

3.2 NSG Leutratal bei Jena

Im NSG »Leutratal« bei Jena (Thüringen) kommen 26 Orchideenarten und 24 Heuschreckenarten vor. Beide Gruppen haben ihre Hauptverbreitung in den insgesamt artenreichen Trespen-Halbtrockenrasen im mittleren Bereich eines 15 bis 30° geneigten Muschelkalk-Südhangs. Ein Auflösen und damit Verschwinden der Flächen hätte langfristig das Verschwinden der meisten Arten zur Folge (Heinrich et al. 1996). Deshalb wurde insbesondere zur Erhaltung der Orchi-

deen eine jährliche bodennahe Herbstmahd mit Abtransport des Mähgutes eingeführt. Der gesamte Hangbereich ist, durch seine historische Entwicklung bedingt, klein parzelliert. Die an diesen Parzellengrenzen aufwachsenden Gebüsche stellen Barrieren für Heuschrecken dar. Am Beispiel zweier Heuschreckenarten, der Roten Keulenschrecke (*Gomphoceris rufus*) und des Großen Heidegrashüpfers (*Stenobothrus lineatus*) soll mit der Standardisierten Populationsprognose überprüft werden, ob die Heuschreckenpopulationen in den einzelnen Parzellen für sich überlebensfähig sind, bzw. wieviel Austausch zwischen den Parzellen für eine überlebensfähige Metapopulation notwendig ist. Die Parameterwerte für die beiden Heuschreckenarten sind in Box 3 dargestellt.

Im Jahr 1996 wurden im Halbtrockenrasengürtel des Schutzgebietes auf insgesamt 16 von Barrieren umgebenen Teilflächen (Parzellen), mit einer Mäander-Transektsbegehung die Individuen beider Arten gezählt. Durch Multiplikation mit einem Korrekturfaktor aus einer Fang-Wiederfang-Untersuchung wurden daraus die Populationsgrößen ermittelt (Schulz unveröff.). Im genannten Jahr erreichte *G. rufus* auf 14 Teilflächen Populationsgrößen von 15 bis 2.770 Individuen; auf zwei Flächen wurde er nicht gefunden (siehe Abb. 8a). Demgegenüber konnten für *S. lineatus* auf

- Die **MVP** (für 95 % Überlebenswahrscheinlichkeit auf 25 Jahre) wird nach empirischen Erfahrungen an beiden Artengruppen mit mindestens 200 Individuen angenommen (Köhler unveröff.). Bei Berechnungen anhand eines Simulationsmodelles ergibt sich für *S. lineatus* ein Wert von 320 Tieren. Beide Werte sollen für beide Arten in der Überlebensprognose berücksichtigt werden.
- Die **Populationen schwanken** langfristig um den Faktor 8 (*G. rufus*) bzw. 10 (*S. lineatus*); nach vorliegenden fragmentarischen Langzeit-Kescherfängen im Schutzgebiet (Köhler unveröff.). Da wir, wie oben ausgeführt, Klassen für den Schwankungsfaktor bilden wollen, werden wir in der Faustregel bei beiden Arten mit Faktor 10 rechnen.
- Die **höchste Wanderdistanz** wurde im Gebiet für *G. rufus* mit 42 m und *S. lineatus* mit 100 m ermittelt; die entsprechenden Werte für die **mittlere Distanz** liegen bei 23 m bzw. 50 m (Samietz et al. 1996, Opitz 1996).
- Für beide Arten gelten Baumgruppen, Hecken, Rinnen im Hang und Wanderwege als **Barrieren**, die nur sehr selten von Tieren überquert werden (Samietz 1996, Opitz & Köhler 1997).

Box 3: Parameterwerte der Faustregelprognose für *G. rufus* und *S. lineatus*:

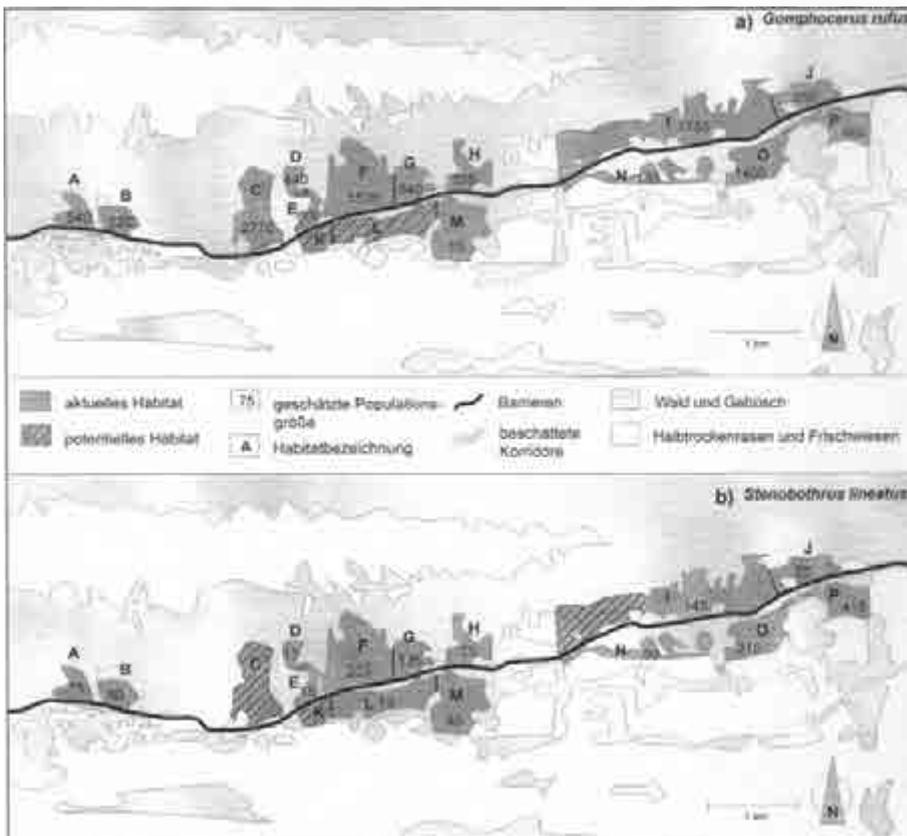


Abb. 8: NSG Leutratal, Jena, Übersichtskarte a) *G. rufus*, b) *S. lineatus*

ebenfalls 14 besiedelten Flächen Populationen mit 15 bis 415 Tieren geschätzt werden (siehe Abb. 8b). Die Anwendung der Faustregel (= Populationen abgrenzen) ergab, daß aufgrund von Barriere-Effekten die Individuen beider Arten auf den 16 Beobachtungsflächen jeweils zu einzelnen Populationen zusammenzufassen sind. Nach Faustregel ② (= Überlebensfähigkeit bestimmen) würde *G. rufus* je nach MVP-Wert auf fünf bis 12 Teilflächen und damit auf jeden Fall den Prognosezeitraum im Gebiet überleben. Die ungesicherten Populationen befinden

sich vorwiegend im Ostbereich des Hanges, sind aber nach Faustregel ③ (= Metapopulationsstrukturen beschreiben) für *G. rufus* für eine Wiederbesiedlung selbst bei schlechter Durchlässigkeit der Barrieren noch erreichbar. Dagegen erreichte keine Population von *S. lineatus* die mittlere Mindestgröße von 320 Individuen und nur eine überschritt die Mindestgröße von 200 Individuen.

Für die mit Abstand größte Population von *S. lineatus* mit ihren 415 Individuen (siehe Abb. 9) soll die Überlebensprognose von Faustregel ② kurz vorge-

rechnet werden. Ist $(415 + 415 : 10) : 2^3$ 200 bzw. 320? Die linke Seite der Gleichung aufgelöst ergibt 228,25. Dieser Wert ist zwar größer als die angenommene MVP von 200 Tieren, liegt aber weit unter der MVP von 320 aus der Simulationsstudie. Für die Beurteilung der Überlebensfähigkeit nehmen wir zur Sicherheit lieber die höhere MVP. Daher muß in einem Zeitraum von 25 Jahren bei Verbleiben der Barrieren mit einem Verschwinden des Großen Heidegrashüpfers gerechnet werden. Aufgrund dieser negativen Prognose wurde für diese Art eine Simulationsstudie durchgeführt.

Da das Migrationsgeschehen im NSG vorwiegend durch Barrieren gesteuert wird, wurden für die Modellierung der Migration Wahrscheinlichkeiten für die Migration durch eine gut überwindbare (z.B. Rinne, Weg) und eine kaum überwindbare (z.B. Hecke) Barriere abgeschätzt. Für gut überwindbare Barrieren wurden 5 % Migrationswahrscheinlichkeit angenommen, für kaum überwindbare 0,1 %.

Die Simulation mit den in Abb. 5 dargestellten Parameterwerten ergab auch bei *S. lineatus* das Bild, daß die Gesamtpopulation fast über die volle Breite des Hanges mit ausreichender Zuverlässigkeit (95%) über den Prognosezeitraum (25 Jahre) gesichert ist (Abb. 9). Lediglich die westlichen Populationen sind schlecht an die Gesamtpopulation angebunden und haben niedrigere Inzidenzen. Erklärt werden kann dieses Ergebnis dadurch, daß durch die angenommene Durchgängigkeit der Barrieren alle Parzellen zu einer großen Metapopulation zusammengefaßt werden können.

4. Auswirkungen auf die Planungspraxis und Ausblick

Die Standardisierte Populationsprognose versucht einen Kompromiß zu schaffen zwischen exakter (kosten- und zeitaufwendiger) Populationsgefährdungsanalyse und der derzeit praktizierten Bewertung rein aufgrund von Roten Listen und der Erfahrung des Freilandbearbeiters. Andere Umweltmedien wie Klima, Luft und Lärm sind im planerischen Abwägungsprozess mit harten quantitativen und objektiven Daten vertreten. Die Belange des Naturschutzes haben dem bisher kaum etwas

entgegenzusetzen. Die Standardisierte Populationsprognose hat als Ergebnis solche »harten« Daten und stellt die Objektivität durch ein festgelegtes und standardisiertes Verfahren sicher. Auch der Aufwand kann – im Vergleich zu einer PVA – deutlich reduziert werden. Dazu trägt hauptsächlich die Datenbank bei, die alle für die Benutzung von Modell und Faustregeln relevanten Daten mit Quellenangabe bereitstellt, soweit sie in der Literatur zur Verfügung stehen oder aus dort vorhandenen Daten abgeleitet werden können. Aber auch die Einfachheit der Faustregeln und des Modells sollte zu einer guten Benutzbarkeit beitragen. Wie die Erfahrung vor allem mit dem kommerziell vertriebenen Simulationsmodell RAMAS (Akçakaya & Ferson, 1992) zeigt, haben Modelle mit vielen Eingangsparametern nur bei aufwendigen Studien einen Vorteil. Ein Verfahren, das wie die Standardisierte Populationsprognose eine Datenbank im Internet zur Verfügung stellt und über dieses Interface auch die Simulationen abwickelt, erfordert von den Auftraggebern dagegen zunächst weder Investitionen noch hohen Zeitaufwand bei der Literaturrecherche. Lediglich die Zusammenstellung der Simulationsaufträge und die Diskussion der Ergebnisse erfordert einen gewissen Aufwand.

Es steht also zu hoffen, daß die Standardisierte Populationsprognose zumindest bei bestimmten Planungsfragestellungen zum Standard avanciert. Damit wäre auch ein weiterer Schritt zum Aufbau der Datenbank möglich: Nicht nur das Zusammentragen aller derzeit in der Literatur verfügbaren und verwertbaren Information, sondern auch das gezielte Aufdecken von Wissenslücken. So kann die Datenbank als Schnittstelle zwischen Planungspraxis und Wissenschaft vermitteln.

Danksagung

Dieses Projekt wurde gefördert vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Förderkennzeichen 0339520 A und durch ein Stipendium des DFG-Graduiertenkollegs »Kreisläufe, Austauschprozesse und Wirkungen von Stoffen in der Umwelt« an der Universität Mainz. Ein Teil der vorgestellten Arbeiten wurde gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

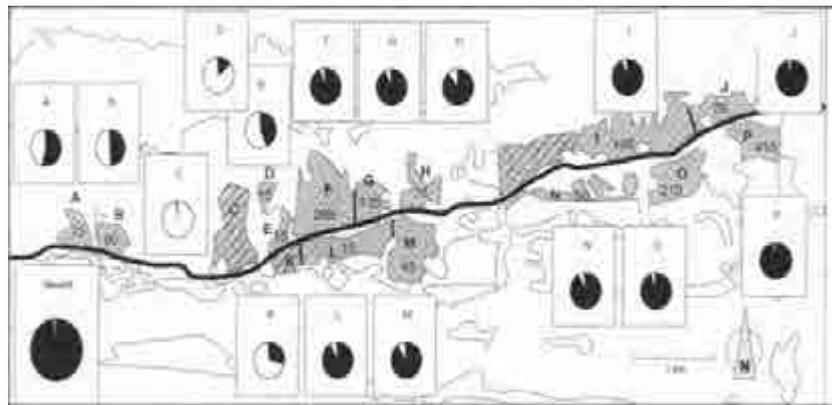


Abb. 9: Simulationsergebnisse für *S. lineatus* im NSG Leutratal bei Jena. Legende der Karte wie in Abb. 8, die Tortendiagramme zeigen schwarz die erwartete Inzidenz auf den Einzelflächen bzw. der Gesamtfläche.

Literatur

- Akçakaya, H.R., Ferson, S., 1992: RAMAS/ space: Spatially structured population models for conservation biology, Version 1.3. – Applied Biomathematics/NewYork.
- Amler K., Lohrberg, F., Kaule, G., 1996: Implementation of FIFB Results in Environmental planning. – In: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P., Henle, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. – Kluwer/Dordrecht, 363-372.
- Bellows, T.S., 1981: The descriptive properties of some models for density dependence. – Journal of Animal Ecology 50, 139-156.
- Elmes, G.W., Clarke, R.T., Thomas, J.A., Hochberg, M.E., 1996: Empirical tests of specific predictions made from a spatial model of the population dynamics of *Maculinea rebeli*, a parasitic butterfly of red ant colonies. – Acta Oecologica 17, 61-80.
- Gassner, E., 1995: Das Recht der Landschaft: Gesamtdarstellung für Bund und Länder – Neumann/Radebeul. 360 S.
- Gottschalk, E., 1997: Die Mäander-Transekthemethode. Ein vereinfachtes Verfahren zur Bestimmung der Populationsgröße am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*). – Articulata 12, 1, 31-35.
- Heidenreich, A., Poehltke, H.-J., Seitz, A., 1997: Ableitung der minimalen langfristig überlebensfähigen Populationsgrößen (MVP) von Insekten aus längerfristigen Abundanzbeobachtungen. – Verhandlungen der DZG 90/1, 237.
- Heinrich, W., Marsteller, R., Bährmann, R., Krautwurst, L., 1996: Das Naturschutzgebiet »Leutratal«. 60 Jahre Schutz – 25 Jahre Forschung. – Landschaftspflege u. Naturschutz in Thüringen 34, 3, 65-92.
- Henle, K., 1993: Bedeutung von Isolation, Flächengröße und Biotopqualität für das Überleben von Pflanzen- und Tierpopulationen in der Kulturlandschaft am Beispiel von Trockenstandorten. – Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz, 2, 58-60.
- Hermann, G., 1996: Zur Bearbeiterabhängigkeit faunistischer Beiträge am Beispiel von Heuschrecken- Erhebungen und Konsequenzen für die Praxis. – Laufener Seminarbeitr., 63, 143-154.
- Kuhn, W., 1997: Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. Bewertung von Habitatauswahl und Isolation mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. – Dissertation, Univers. Stuttgart.
- Lindenmayer, D.B., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R., Lacy, R.C., Possingham, H.P., 1995: A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/ space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. – Ecological Modelling, 82, 161-174.
- Maynard Smith J., Slatkin, M., 1973: The stability of predator-prey systems. – Ecology 54: 384-391.
- Opitz, S., 1996: Movement studies in the Rufous grasshopper, *Gomphocerus rufus* (L.) – Saltabel, Leiden/NL, 16, 19-21.
- Opitz, S., Köhler, G., 1997: Wie nutzen Feldheuschrecken (Caelifera: Gomphocerinae) ihr Habitat? – Mittg. Dtsch. Ges. allg. ang. Ent., 11, 619-622.

- Poethke, H.-J., Gottschalk, E., Seitz, A., 1996: Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 5, 3-4, 229-242.
- Reck, H., 1996: Flächenbewertung für die Belange des Arten und Biotopschutzes. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 23, 71-112.
- Rietze, J., 1994: Zum Ausbreitungsverhalten von Feldheuschrecken. Erfahrungen, Methoden und Ergebnisse. – Articulata, 9, 1, 43-58.
- Samietz, J., 1996: Zur Mikrohabitatnutzung einer Heuschreckenart (Insecta: Caelifera) in Halbtrockenrasen: *Stenobothrus lineatus* (Panzer). – Verh. Ges. Ökol., 26, 569-573.
- Samietz, J., Berger, U., Köhler, G., 1996: A population vulnerability analysis of the stripe-winged grasshopper, *Stenobothrus lineatus* (Panzer) (Caelifera: Acrididae). – In: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P., Henle, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. – Kluwer/Dordrecht, 299-311.
- Settele, J., Henle, K., Bender, C., 1996: Metapopulationen im Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern und Reptilien. – Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz, 5, 3-4, 187-206.
- Sörensen, A., 1996: Zur Populationsstruktur, Mobilität und dem Eiablageverhalten der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und der kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). – Articulata, 11, 1, 37-48.
- Soulé, M.E. (Hrsg.), 1987: Viable Populations for Conservation. – Cambridge University Press/Cambridge.
- Sutcliffe, O.L., Thomas, C.D., 1996: Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. – Conservation Biology, 10, 5, 1359-1365.
- Thomas, J.A., 1991: Rare Species Conservation: Case Studies of European Butterflies. – In: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B., Morris, M.G. (Hrsg.): The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation. – Blackwell Scientific Publ./London, 149-197.
- Thomas, J.A., Moss, D., Pollard, E., 1994: Increased fluctuations of butterfly populations towards the northern edges of species' ranges. – Ecography, 17, 215-220.
- Vogel, K., 1997: Sonne, Ziest und Flokkenblumen – Was braucht eine überlebenschfähige Population des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*)? – Dissertation, Universität Würzburg, 129 S.
- Vogel, K., 1999: Sind Computersimulationen für Populationsprognosen notwendig? – NNA-Bericht 12 (2). In diesem Band.

Anschrift des Verfassers:

Andreas Heidenreich:
Johannes-Gutenberg-Universität
Inst. f. Zoologie, AG Ökologie
Becherweg 13
55099 Mainz
Tel.: 0 61 31-39 44 24
Fax.: 0 61 31-39 37 31
E-Mail: andreas@hydra.biologie.uni-mainz.de

Karin Amler:
Institut für Landschaftsplanung und
Ökologie
Universität Stuttgart
Keplerstr. 11
70174 Stuttgart
E-Mail: ka@ilpoe.uni-stuttgart.de

Sind Computersimulationen für Populationsprognosen notwendig?

Ein Vergleich zwischen einer »einfachen Prognose« und einer Prognose mit Computersimulationen für eine Population des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*)

von Katrin Vogel

1. Einleitung

In der Naturschutzpraxis besteht häufig das Problem, Ansprüche des Naturschutzes quantitativ darzustellen. So ist es vergleichsweise einfach, den Flächenbedarf für den Bau einer Straße zu berechnen. Den Flächenbedarf (beispielsweise eines Naturschutzgebietes) zu bestimmen, ist hingegen ungleich schwieriger. Eine Möglichkeit, dieser Schwierigkeit zu begegnen, ist der Einsatz von Prognosemethoden für ausgewählte Zielarten (Hoventadt et al. 1991, Mühlenberg & Hoventadt 1992, Vogel et al. 1996). Als Naturschutzziel wird dabei das langfristige Überleben der ausgewählten Zielart in dem betrachteten Gebiet formuliert. Im nächsten Schritt muß geprüft werden, unter welchen Bedingungen dieses Ziel erreicht werden kann. Es muß also eine Prognose über die Zukunftsaussichten der Zielart durchgeführt werden. Hierfür sind Daten zur Größe und Struktur der betrachteten Population, zu Habitatansprüchen, zur Ausbreitungsfähigkeit, zum Flächenanspruch und zu den Gefährdungsursachen notwendig (Marcot & Holthausen 1987, Hovenstadt et al. 1991). Für die Durchführung der Prognose bietet sich der Einsatz von Computersimulationen an (z.B. Vogel & Rothhaupt im Druck, Grimm in diesem Heft, Heidenreich & Amler in diesem Heft). Eine nachvollziehbare, schrittweise Prognose ohne Einsatz von Computersimulationen ist jedoch auch denkbar und kann ebenfalls zu konkreten Aussagen führen (Vogel & Rothhaupt im Druck). Kann also bei Populationsprognosen grundsätzlich oder nur in wenigen Spezialfällen auf aufwendige Computersimulationen verzichtet werden?

Um diese Frage zu beantworten, soll die Vorgehensweise bei beiden Metho-

den in diesem Artikel für ein konkretes Beispiel aufgezeigt und die Ergebnisse miteinander verglichen werden. Für die Computersimulationen wurde das Modell der »Standardisierten Populationsprognose (SPP)« von Heidenreich & Amler (in diesem Heft) verwendet. Um die Ergebnisse der Computersimulationen soweit wie möglich unabhängig zu halten, hat Andreas Heidenreich auf Grundlage der vorhandenen Daten die Simulationen durchgeführt. Die Variante ohne Computersimulationen wurde von mir durchgeführt und wird im folgenden »einfache Prognose« genannt. Sie beruht auf verschiedenen Anleitungen zu praxisorientierten Populationsgefährdungsanalysen (Hovenstadt et al. 1991, Mühlenberg 1993, Amler et al. 1996, Vogel et al. 1996), wurde aber für das dargestellte Beispiel entsprechend angepaßt (Vogel 1998). Sie soll im folgenden zuerst behandelt werden. Die dort dargestellten Daten werden anschließend auch für die auf Computersimulationen beruhende Variante verwendet.

2. Das Untersuchungsgebiet

Dieser Untersuchung liegt ein System von Magerrasen am Südrand der Rhön im Tal der Fränkischen Saale zugrunde (bei Hammelburg, Landkreis Bad Kissingen, Nordbayern). Als formbildendes Element tritt an den Magerrasen Muschelkalk auf. Ausgedehnter Weinanbau, Beweidung von Magerrasen (auch Schafstriften) und Nieder- und Mittelwälder waren jahrhundertlang die Hauptnutzungsformen der jetzigen Magerrasen. Die Hangkuppen waren oft unbewaldet oder von sehr lichtem Kiefernwald bestockt. In dieser Landschaft hatten Xerothermarten gute Lebensbedingungen. Heute ist der Weinanbau stark zu-

rückgegangen. Die noch verbliebenen Flächen werden sehr intensiv bewirtschaftet. Beweidung durch Schafe (Wanderschäferie) ist nur noch auf wenigen Flächen vorhanden. Viele ehemalige Magerrasen sind verbuscht, wenn sie nicht von den Naturschutzbehörden gepflegt werden. Nieder- und Mittelwaldformen sind so gut wie verschwunden, die lichten Kiefernwälder nur noch an wenigen Stellen (meist Naturschutzgebiete) zu finden.

3. Die Zielart

Als eine Zielart für das beschriebene System wurde ein typischer Bewohner der dortigen Magerrasen, der Rote Scheckenfalter (*Melitaea didyma*, Lepidoptera), ausgewählt. Die Auswahl der Art wurde nach den von Vogel et al. (1996) entwickelten Kriterien durchgeführt und wird in Vogel (1998) näher erläutert.

Der Rote Scheckenfalter wird in Bayern als stark gefährdet (Geyer & Bückler 1992) eingestuft. Sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich von Südeuropa bis Nordafrika und Mittelasien. Die Nordgrenze der Verbreitung verläuft in Europa vom Süden Belgiens bis zum Baltikum. Im Süden Deutschlands war *M. didyma* früher weit verbreitet. Er besiedelte Magerrasen und Wacholderheiden, aber auch lichte Eichen-/Hainbuchen- und Kiefernwälder an Wegrändern und sonnenbeschienenen offenen Stellen. Er ist heute vor allem durch Zerstörung und Veränderung seiner Lebensräume bedroht.

Bei Hammelburg ist die Art noch relativ häufig. Sie fliegt dort in einer Generation von Mitte Juni bis Ende Juli. Eiablagen finden an Pflanzen aus verschiedenen Familien statt (Vogel 1998), in Hammelburg vor allem an dem aufrechten Ziest (*Stachys recta*), dem Spitzwegerich (*Plantago lanceolata*) und dem Großen Ehrenpreis (*Veronica teucrium*). Die Überwinterung erfolgt als halberwachsene Raupe in der Laubstreu.

3. Die »Einfache Prognose«

3.1 Vorgehensweise

Für die Abschätzung der Überlebensaussichten von *M. didyma* in Hammelburg wird nach einem speziell ent-

wickelten Fragenkatalog vorgegangen. Die Verwendung der von Heidenreich & Amler (in diesem Heft) vorgeschlagenen »Faustregeln« setzt das Vorhandensein von genauen Daten zur Populationsbiologie in der genannten Datenbank voraus. Da für *M. didyma* zu Beginn dieser Untersuchung keine populationsbiologischen Daten vorlagen, soll dieses Verfahren hier keine Anwendung finden. Soweit nicht anders angegeben, sind die dargestellten Daten im Original bei Vogel (1995, 1996, 1998) und Vogel & Johannesen (1996) zu finden. (Die Vorgehensweise bei der »einfachen Prognose« ist in einigen Parametern gegenüber der in Vogel (1998) dargestellten verändert.)

Verwendeter Fragenkatalog:

1. Wie groß ist die betrachtete Population der Falter im Untersuchungsjahr?
2. Wie stark schwankt die Population?
3. Sind die einzelnen Kolonien auf den Magerrasen isoliert?
4. Welche Ansprüche an die Habitatqualität hat *M. didyma*?
5. Wie wirkt sich die Habitatqualität auf die Populationsdynamik aus?
6. Wie sieht das Angebot an geeignetem Habitat im Untersuchungsgebiet aus?

Für die Prognose werden zwei verschiedene Szenaren entwickelt:

- Szenario A: Keine Veränderung des Habitatangebotes bzw. der Habitatqualität in der Zukunft
- Szenario B: Durch Nutzungsänderung bzw. -aufgabe verringern sich Habitatangebot und Habitatqualität: Die Hälfte der ursprünglichen Habitate bleibt erhalten, bei diesen halbiert sich zusätzlich die Kapazität.

Für Szenario B wurden fünf Sätze mit zufällig ausgewählten Flächen betrachtet.

3.2 Durchführung der Prognose

1. Wie groß ist die betrachtete Population?

Im Jahr 1995 wurde im Untersuchungsgebiet eine Kartierung aller geeigneten Habitate durchgeführt. Auf einer Fläche von 60 km² besiedelte *M. didyma* 53 Habitatpatches unterschiedlicher Größe (s. Abbildung 1). Für eine Untersuchungsfläche wurde von 1992 bis 1995 eine intensive Fang-Wiederfang-Studie durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Im Jahr 1995 wurde für weitere 14 Untersuchungsflächen eine Populationsgrößen-

schätzung mit Hilfe einer vereinfachten Transektmethode durchgeführt. Die Populationsgrößenklassen variierten von < 50 bis 500-1000 Falter (Abbildung 2). Dabei konnte ein Zusammenhang zwischen Flächengröße und Populationsgröße nachgewiesen werden, der jedoch aufgrund unterschiedlicher Habitatqualitäten große Varianzen aufwies. Es ließ sich jedoch daraus ablesen, daß alle Flächen mit einer Größe von mindestens 4 ha eine Population von mindestens 250 Individuen beherbergte. Daher wird für die Prognose als konservative Schätzung der Populationsgröße folgendes angenommen:

Die Population besteht insgesamt aus 53 Kolonien. 19 beherbergten im Jahr 1995 je 250 Individuen, 34 weitere je 50 Individuen (vgl. Abb. 1). Daraus ergibt sich eine Gesamtpopulation von 6450 Individuen.

2. Wie stark schwankt die Population?

Die Populationsgröße auf der mit Fang-Wiederfang genauer untersuchten Fläche schwankte in einem Zeitraum von 4 Jahren um den Faktor 3,6. Für eine verlässliche Schätzung der Schwankungsbreite ist ein Zeitraum von 4 Jahren viel zu kurz. Seltene, univoltine Tagfalterarten in England zeigten über einen Zeitraum von 15 Jahren eine vermutlich wetterbedingte Fluktuation bis zu einem

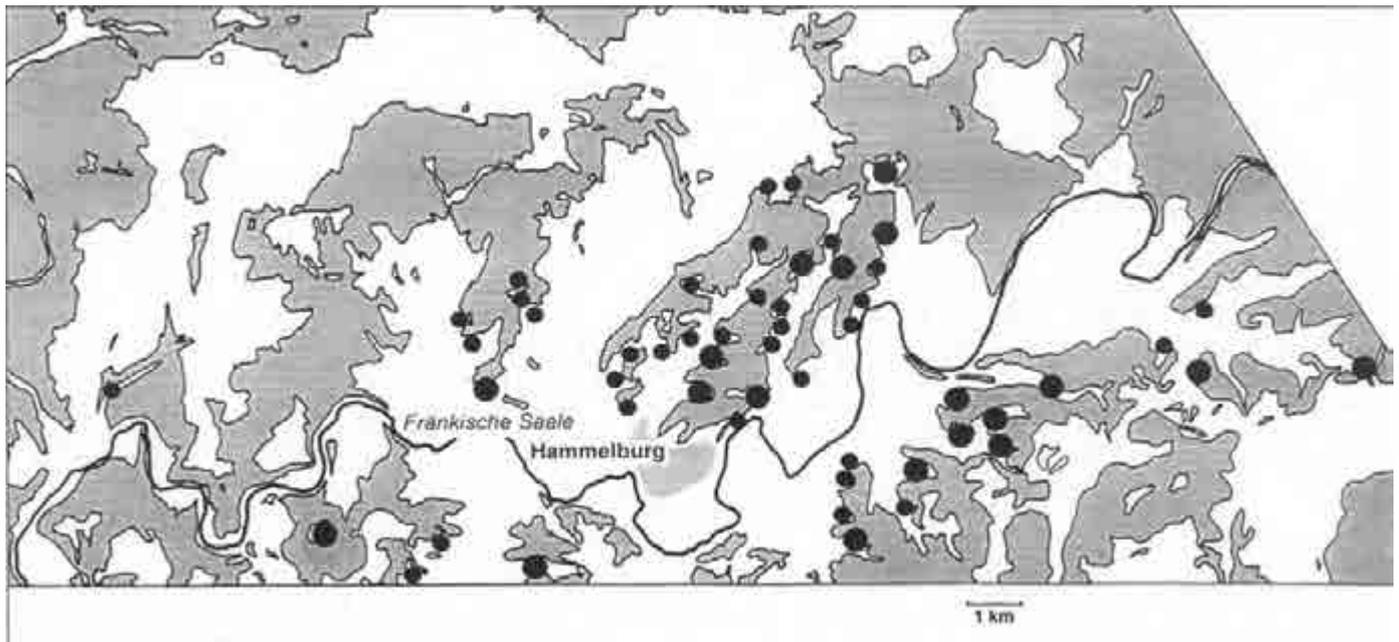


Abb. 1: Verbreitung von *M. didyma* im Raum Hammelburg im Jahr 1995. Graue Flächen: Waldgebiete bzw. Stadt Hammelburg, Kleine Punkte: Populationen auf einer Habitatfläche von < 4 ha, große Punkte: Populationen auf einer Habitatfläche von > 4 ha.

Faktor 10 (Pollard & Yates 1993). Geht man nun in einer ersten Überlegung davon aus, daß die Teilpopulationen im Untersuchungsgebiet synchron schwanken, wie die Ergebnisse von zweijährigen Transektzählungen vermuten lassen, ergibt sich für die Gesamtpopulation eine Schwankungsbreite von 1794 - 23220 Individuen (bei Zugrundelegung des im Gelände gemessenen Faktors 3,6) bzw. 645 bis 64500 Individuen (bei Zugrundelegung des in der Literatur gefundenen Faktors 10).

3. Sind die einzelnen Kolonien isoliert?

Eine Schätzung der Gesamtpopulation im Untersuchungsgebiet sagt erst dann etwas aus, wenn bekannt ist, ob die einzelnen Kolonien im Austausch stehen. Bei der Fang-Wiederfang-Studie zeigte sich, daß *M. didyma* sehr mobil ist: Zwischen zwei 2 km entfernten Kolonien bestand regelmäßiger Austausch, die maximal beobachtete Wanderungsentfernung betrug 8 km. Die Migrationswahrscheinlichkeit, d.h. die Wahrscheinlichkeit, daß ein Falter auf einem anderen Patch wiedergefangen wird, als er ursprünglich markiert wurde, betrug 17 %. Hierbei ist zu beachten, daß nicht alle umliegenden Kolonien kontrolliert wurden, so daß dieser Wert eine untere Grenze darstellt. Da im Untersuchungszeitraum auch bei kleinen Populationen keine Aussterbeereignisse beobachtet wurden, handelt es sich bei diesem System vermutlich um eine räumlich strukturierte, zusammenhängende Population (ausführlichere Erläuterung bei Vogel 1998).

4. Welche Ansprüche an die Habitatqualität hat *M. didyma*?

Für den Roten Scheckenfalter gibt es zwei entscheidende Faktoren, die die Qualität eines Habitates ausmachen: Erstens das Angebot an geeigneten Eiablagepflanzen. Hier bevorzugt der Falter aus mikroklimatischen Gründen Wirtspflanzen (im Untersuchungsgebiet hauptsächlich *Stachys recta*), die in besonders schütterer Vegetation wachsen und niedrige oder auf dem Boden liegende Triebe aufweisen. Auf solchen Pflanzen entwickeln sich Eier und Larven wesentlich schneller als in dichter Vegetation. Die Anzahl solcher Pflanzen bestimmt die Kapazität eines Lebensraumes und hat damit einen entscheidenden Einfluß auf das Niveau, auf dem die Populationsschwankungen stattfinden.

Tab1: Zusammenfassung der Populationsgrößenschätzung auf der fang-Wiederfangfläche (FtI) 1992-1995. Beschreibung der Methodik der Schätzungen bei Vogel (1996, 1998). M = Männchen, W = Weibchen

	1992		1993		1994		1995	
	M	W	M	W	M	W	M	W
Anzahl markierter Falter	1068	450	679	300	370	250	398	169
geschätzte Population	1820	970	930	510	490	420	550	220
geschätzte Gesamtsumme	2790		1440		910		770	

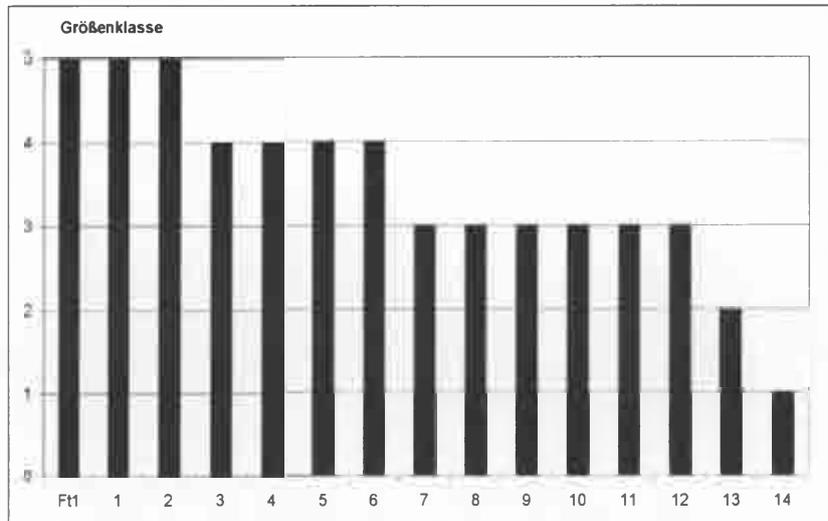


Abb. 2: Geschätzte Populationsgrößen in Klassen (1 = < 50, 2 = 51-100, 3 = 101-250, 4 = 251-500, 5 = 501-1000) der 15 mit Transektmethoden bearbeiteten Untersuchungsflächen im Jahr 1995. Ft1 ist die Fläche, auf der die Fang-Wiederfang-Studie durchgeführt wurde.

den. Der zweite Faktor ist das Nektarangebot für die Imagines. Eine ausreichende Ernährung im Adultstadium hat im Labor eine Fekunditätssteigerung der Weibchen zur Folge, d.h. es werden mehr Eier gelegt und diese zeigen einen höheren Schlupferfolg. Die Fekundität der Weibchen hängt jedoch außerdem vom Schlupfgewicht ab: Schwere Weibchen legen mehr Eier als leichte. Das Schlupfgewicht wiederum ist umso höher, je besser die Ernährungsbedingungen des Weibchens während der Larvalzeit im Frühjahr waren, d.h. je länger sonniges und warmes Wetter herrschte, so daß die Raupen aktiv sein konnten. So kann ein gutes Nektarangebot im Sommer die Einflüsse von schlechtem Wetter im Frühjahr abpuffern, weil auch Weibchen mit geringem Schlupfgewicht durch gute Ernährung im Adultstadium wieder eine durchschnittliche Fekundität erreichen können. Der Einfluß des Faktors Nektar ist dennoch vermutlich geringer als der Einfluß der Wirtspflanzen, da Weibchen

auch völlig ohne Nektaraufnahme ca. 150 Eier ablegen können.

Die Schlüsselfaktoren der Habitatqualität sind also das Angebot an Wirtspflanzen in geeigneter Wuchsform und geeignetem Mikroklima und in geringem Umfang das Angebot an Nektarpflanzen während der Flugzeit.

5. Kann sich die Habitatqualität auf die Populationsdynamik auswirken?

Die Hauptursachen für Populationschwankungen sind für *M. didyma* vermutlich die Wetterbedingungen, wie es für die meisten Tagfalterarten in gemäßigten Breiten zutrifft (Pollard & Yates 1993). Dabei scheinen die Temperatursummen (gemessen in Sonnenscheinstunden) während der Ei- und Larvalentwicklung im Spätsommer und nach der Diapause im Frühjahr entscheidend zu sein. In zweifacher Weise kann sich hier die Habitatqualität positiv auswirken: Durch mikroklimatisch günstige Eiablagestandorte kann der Einfluß von schlechten Sommern bis zu einem gewis-

Tab. 2: Zusammenfassung von Literaturdaten zu Aussterbeereignissen bei Tagfaltern

<i>Melitaea cinxia</i>	Population von 650 Individuen starb in 2 Jahren aus	I. HANSKI mdl. Mitt.
<i>Euphydryas editha</i>	Mittlere Aussterbezeit von Kolonien von 500 Individuen innerhalb einer Metapopulation betrug 12-15 Jahre	HARRISON et al. 1988
<i>Melitaea cinxia</i>	Jährliche Aussterbewahrscheinlichkeit von 0,1-1% für 2.000 Individuen als Teil einer Metapopulation. => Aussterbewahrscheinlichkeit von 2-18% in 20 Jahren.	HANSKI et al. 1994
<i>Melitaea cinxia</i> <i>Hesperia comma</i> <i>Scolitantides orion</i>	Aussterbewahrscheinlichkeit von 1-5 % für 1000 Individuen auf 1 ha Fläche, d.h. mittlere Lebenserwartung von 20-100 Jahren (theoretisches Modell)	HANSKI 1994
<i>Euphydryas editha</i>	Populationen schwankten in 27 Jahren von 18 bis 2000 bzw. von 20 bis 7227 Individuen	HARRISON et al. 1991
Insekten allgemein	aufgrund empirischer Daten: Insektenpopulationen mit durchschnittlicher Variabilität (Schwankungen bis zu 3 Größenordnungen) ab 10.000 Individuen als gesichert anzusehen. Vorgeschlagenes MVP-Kriterium: Population sollte in 100 Jahren nur einmal unter 100 Individuen sinken	THOMAS 1990

sen Grade kompensiert und damit die resultierende Populationsabnahme gedämpft werden. Durch ein gutes Nektarangebot können auch Weibchen, die aufgrund schlechten Wetters im Frühjahr ein geringes Schlupfgewicht aufweisen, viele Eier ablegen.

Unterschiedliche Habitatqualität auf verschiedenen Flächen kann zu asynchronen Populationsentwicklungen in dem System führen.

6. Wie sieht das Angebot an geeignetem Habitat im Untersuchungsgebiet aus?

Die beiden Schlüsselfaktoren der Habitatqualität – Eiablageplatz und Nektarangebot – sind zur Zeit im Unters-

suchungsgebiet noch auf vielen Flächen erfüllt. Die einzelnen Flächen weisen jedoch eine sehr unterschiedliche Habitatqualität auf, so daß bei dem Zusammenhang zwischen Flächengröße und Populationsgröße eine große Streuung aufgetreten ist. Die Lebensräume von *M. didyma* sind in Hammelburg weitgehend anthropogen entstanden und viele der heute von dem Falter besiedelten Flächen sind akut durch eine Nutzungsaufgabe bedroht. Die benötigte Habitatqualität wird vor allem durch Wanderschäfererei erhalten, alle anderen Nutzungsformen sind weniger geeignet. Eine Beweidung mit Schafen schadet der vorhandenen aktuellen Population, ist

aber die einzige Möglichkeit langfristig genügend offene Bodenstellen mit Wirtspflanzen für die Eiablage bereitzustellen (Vogel 1998). Auch unterschiedliche Nutzung oder andere anthropogene Faktoren können zu asynchronen Populationschwankungen im System führen.

Vor allem die Beweidung, aber auch die Pflege durch Naturschutzbehörden und Verbände ist wegen ihrer Kosten keineswegs gesichert. Diese unsichere Zukunft der Habitate findet ihren Ausdruck in dem zweiten dargestellten Szenario (B) mit verringerten Flächenzahlen und Kapazitäten.

■ **Szenario A: Unverändertes Habitatangebot in der Zukunft**

Da die Größe einer minimal überlebensfähigen Population (Shaffer 1981) für *M. didyma* weder in diesem noch in einem anderen Gebiet bekannt ist, muß auf Literatur zu Aussterbeereignissen bzw. Überlebenswahrscheinlichkeiten von anderen Arten und in anderen Gebieten zurückgegriffen werden, die hier kurz referiert werden sollen. Dabei beschränke ich mich auf ökologisch verwandte Arten.

Bei dem Vergleich der Daten mit den dargestellten Literaturwerten (Tabelle 2) ist zu berücksichtigen, daß einige Werte für Populationen angegeben sind, die Teil eines Metapopulationssystems sind. Bei diesen besteht selbstverständlich eine geringere Aussterbewahrscheinlichkeit

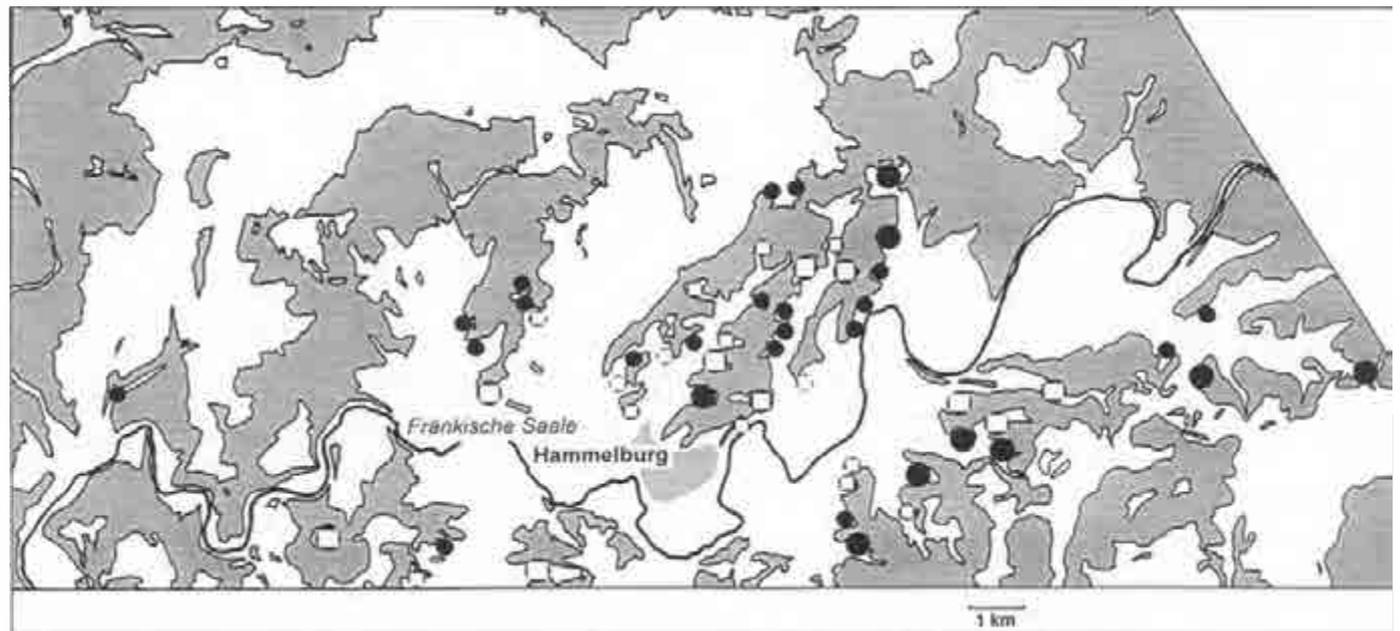


Abb. 3: Beschreibung s. Abbildung 1. Mit weißen Quadraten sind die Flächen markiert, die bei einem Fall der zufälligen Auswahl von 50 % der Flächen wegfallen.

als bei einer isolierten Population vergleichbarer Größe.

Für beide Prognosetypen wird aus Gründen der Vereinfachung davon ausgegangen, daß das System von Kolonien in Hammelburg isoliert ist. Diese Annahme ist in ihrer Absolutheit nicht richtig. Dies spielt jedoch für den Vergleich von zwei Prognosemethoden keine Rolle.

Ausgangspunkt der einfachen Prognose ist eine zusammenhängende, aber räumlich strukturierte Population mit der aktuellen Größe (1995) von 6.450 Individuen und einer Schwankungsbreite von 1754 - 23.220 (Faktor 3,6) bzw. 645-64.500 (Faktor 10). Im ersten Schritt soll diese als eine Gesamtpopulation betrachtet werden. Sie liegt in ihrer Größe deutlich über den in der Tabelle genannten Zahlen, bei denen Aussterbeereignisse beobachtet wurden, jedoch unter dem von Thomas (1990) vorgeschlagenen Wert von 10.000 für eine überlebensfähige Insektenpopulation (s. Tab. 1). Da sie aber auch bei einem realistischen Schwankungsfaktor von 10 nicht unter die von ihm als sinnvoll erachtete »MVP-Grenze« von 100 Individuen in 100 Jahren mit 95 %iger Sicherheitswahrscheinlichkeit fällt, erscheint die Populationsgröße noch nicht als kritisch. Zudem kommt noch hinzu, daß es sich nicht um eine zusammenhängende Population auf verhältnismäßig kleiner Fläche, sondern um ein Netzwerk von 53 Habitatpatches handelt. Diese Strukturierung kann zu einer Stabilisierung der Population beitragen: Durch unterschiedliche Habitatqualitäten auf den einzelnen Flächen können Schwankungen in der Populationsgröße besser abgepuffert und damit die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gesamtpopulation erhöht werden.

Die Population in Hammelburg erscheint also bei unveränderter Habitatqualität zur Zeit gesichert zu sein.

■ Szenario B: Verringerter Habitatangebot in der Zukunft

Das angenommene Szenario B mit halbierten Flächenzahl und auf den übrig bleibenden Flächen halbierte Kapazität hätte für die Population zwei entscheidende Konsequenzen:

Erstens wird die Population wesentlich kleiner. Von den insgesamt 53 Flächen bleiben bei zufälliger Auswahl durchschnittlich 11 Flächen mit 125 Individuen und 16 Flächen mit 25 Individuen übrig. Als Beispiel ist ein Fall mit

zufällig entfernten Flächen in Abbildung 3 dargestellt. Die Gesamtpopulation würde für das Szenario B aus durchschnittlich 1760 Individuen bestehen. Diese Zahl liegt bereits in der Größenordnung, in der Aussterbeereignisse beobachtet wurden.

Zweitens werden die Einzelkolonien in der strukturierten Gesamtpopulation stärker isoliert. Dies führt zu einem geringeren Austausch zwischen den ein-

zelnen Kolonien und damit zu einer erhöhten Aussterbegefahr der Teilpopulationen. Damit wird die Gesamtpopulation weiter verkleinert und geschwächt. Außerdem können »Sonderstandorte« der Habitatqualität wegfallen (z.B. mit besonders schütterer Vegetation oder mit ungewöhnlicher Exposition), die die Auswirkungen besonders extremer Jahre abpuffern können, indem sie durch ihre ungewöhnliche Biotopstruktur Rück-

Kasten 1: Populationsgrößen

Die Populationsgrößen wurden wie oben beschrieben abgeschätzt: 19 Populationen mit einer Größe von je 250 Individuen, 34 weitere mit je 50 Individuen (s. Abb. 1)

Kasten 2: Populationsdynamik

Da keine langfristigen Daten zur Populationsdynamik von *M. didyma* vorliegen, wird als Referenzart der Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*) verwendet. *M. galathea* ist ebenfalls univoltin, hat eine ähnliche Flugzeit wie *M. didyma* und zeigte in Hammelburg während der Untersuchungsjahre 1992 bis 1995 eine ähnliche Populationsentwicklung wie *M. didyma* (eigene Beobachtungen). Für diese Art liegen langfristige Daten aus England vor (Pollard & Yates 1993). Verwendet wurden Daten, die über alle untersuchten Flächen gemittelt waren (S. 63 in dem genannten Buch), so daß sich Habitatveränderungen herausmitteln und die Populationsdynamik weitgehend vom Wetter bestimmt wird.

Zugrunde liegt eine Formel für das logistische Wachstum mit einer Modifikation durch umweltbedingte Schwankungen (vgl. Heidenreich & Amler, in diesem Heft):

$$N_{(t+1)} = N_{(t)} * \lambda_{akt} * \frac{1}{1 + (\bar{\lambda} - 1) * \left(\frac{N_{(t)}}{K}\right)^\beta} \quad \text{mit} \quad \lambda_{akt} \approx LN(\bar{\lambda}, \sigma^2)$$

Die Kapazität K wird für Szenario A als konservative Schätzung gleich der im Jahr 1995 geschätzten Anzahl Individuen gesetzt. Für Szenario B halbierte sich die Kapazität für die übriggebliebenen Flächen wie oben beschrieben.

Für beide Szenarien wurde das maximale Populationswachstum mit $\lambda = 1,2012$ und der Exponent der Dichteregulierung mit $\beta = 2,6922$ angenommen (Zur Diskussion des relativ niedrigen Wertes für λ und des hohen Wertes für β s. Poethke et al. 1996 mit einem Beispiel für eine andere Art, aber mit ähnlichen Werten).

Der Parameter für die Umweltschwankungen (σ) liegt für beide Szenarien bei $\sigma = 0,4361$.

Kasten 3: Migrationsverhalten

Die Emigrationswahrscheinlichkeit (p_{emig}) wird als konstant und artspezifisch angenommen, die Ankunfts Wahrscheinlichkeit als negativ-exponentiell entfernungsabhängig (s. Heidenreich & Amler in diesem Heft). Die Parameter des Migrationsmodelles sind der mittlere Attraktionsradius eines Patches (diameter) und die mittlere Wanderdistanz (halbdist). Die Ankunfts Wahrscheinlichkeit wurde aus den Fang-Wiederfangdaten mit 17,3 % abgeschätzt (s.o.), diameter und halbdist aus den genetischen Daten von Johannsen et al. (1996) abgeleitet. Dabei wurden die Werte der dort untersuchten Populationen durch das Simulationsmodell abgebildet und die Migrationsparameter iterativ so verändert, daß der im Freiland gefundene Wert des mittleren Immigranteninputs ($N_{i,m}$) resultiert.

Verwendete Parameter für beide Szenarien:

$$p_{emig} = 0,173 \quad \text{halbdist} = 2,08 \text{ km} \quad \text{diameter} = 1,76 \text{ km}$$

zugsmöglichkeiten bieten, von denen aus eine Wiederbesiedlung ausgestorbener Habitatflächen vonstatten gehen kann (vgl. Beispiel des Kalifornischen Scheckenfalters *Euphydryas editha*, der nur durch die topographische Heterogenität seines Lebensraumes extrem trockene Sommer überleben kann, Weiss et al. 1988).

Durch den Wegfall von Habitatflächen können besonders randlich gelegene Habitatpatches stärker isoliert werden. In dem in Abbildung 3 dargestellten Fall fällt z.B. für die ohnehin schon isolierte Teilpopulation am westlichen Rand ein Trittstein weg. Auch die vier östlich gelegenen Patches werden durch den Wegfall von 2-3 Trittsteinen weiter von dem Populationszentrum isoliert.

Für das Szenario B läßt sich also folgendes zusammenfassen:

Die Population in Hammelburg erscheint bei verringerter Habitatqualität nicht gesichert zu sein. Besonders die randlichen Teilpopulationen sind gefährdet.

4. Die Standardisierte Populationsprognose mit Computersimulation

4.1 Vorgehensweise

Das für die Computersimulationen verwendete Modell ist kurz bei Heidenreich & Amler (in diesem Heft) und ausführlich bei Poethke et al. (1996) beschrieben. Es handelt sich um ein individuenbasiertes Simulationsmodell, welches auf Insektenarten mit einjährigem Lebenszyklus und nichtüberlappenden Generationen beschränkt ist. Neben den Ergebnissen zu Überlebenswahrscheinlichkeiten gibt dieses Modell noch Ergebnisse zur genetischen Struktur der Population an, die bei der folgenden Darstellung aus Gründen der Vergleichbarkeit mit der einfachen Prognose nicht berücksichtigt werden sollen.

Folgende Daten gehen in die Simulationen ein (s. Kasten 1-3):

Für Szenario A wurden 200 Simulationen durchgeföhrt. Sensitivitätsanalysen hatten gezeigt, daß bei dieser Anzahl von Läufen die Varianz der Ergebnisse bereits gering war (Heidenreich mdl. Mitt.). Für Szenario B wurden 10 Sätze von zufällig ausgewählten Flächen mit je 200 Replikaten simuliert.

4.2 Ergebnisse der Prognose

Im ersten Schritt wird aus den Daten zu Populationsschwankungen die Überlebenswahrscheinlichkeit für eine zusammenhängende isolierte Populationen simuliert (s. Abbildung 4) und daraus die Größe einer minimal überlebensfähigen Population (MVP) extrapoliert: Es ergibt sich ein Wert von ca. 12.000 Individuen bei den MVP-Kriterien 100 Jahre und 95% Überlebenswahrscheinlichkeit.

■ Szenario A: Unverändertes Habitatangebot in der Zukunft

Die Simulationen mit den oben dargestellten Parametern ergaben für ein unverändertes Habitatangebot eine Überlebenswahrscheinlichkeit der Gesamtpopulation von nahezu 100 %. Die mittleren Inzidenzen der Teilpopulationen (d.h. die Besetzungswahrscheinlichkeiten) liegen mit einer Ausnahme für alle Flächen über 50 %, größtenteils über 90 %. Die durchschnittliche Turnoverrate, d.h. die Wahrscheinlichkeit, daß eine Teilpopulation in einem bestimmten Jahr ausstirbt, liegt bei weit unter 1 %. Der mittlere Immigranteneinput beträgt 3,8 Individuen pro Generation und lokaler Population.

Die Population in Hammelburg erscheint also bei unverändertem Habitatangebot nicht vom Aussterben bedroht zu sein.

■ Szenario B: Verringerteres Habitatangebot in der Zukunft

Für das Szenario des verringerten Habitatangebotes sieht die Situation anders aus. Hier liegt die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gesamtpopulation bei 80 %. Die Inzidenzen der einzelnen Teilpopulationen sind deutlich verringert. Vor allem für viele der randlichen Populationen liegen sie bei < 50 % (s. Abbildung 5). Die durchschnittliche Turnoverrate liegt bei 3 %. Der mittlere Immigranteneinput ist auf 0,3 Individuen pro Generation und lokaler Population gesunken.

Die Population kann bei dem dargestellten Szenario des verringerten Habitatangebotes nicht mehr als gesichert angesehen werden.

4.3 Einige Diskussionsaspekte des Modells

Der Wert von 12.000 Individuen liegt deutlich höher als die angenommene Gesamtsumme von Individuen in der Hammelburger Population (6450 Individuen, s.o.), obwohl für diese eine Überlebenswahrscheinlichkeit von nahezu 100 % ermittelt wurde. Eine Rolle spielt dabei die Modelleigenschaft, Migrierer bei einer isolierten Population »ins Leere migrieren« zu lassen, d.h. die Falter sterben bei dem Versuch, eine neue Popula-

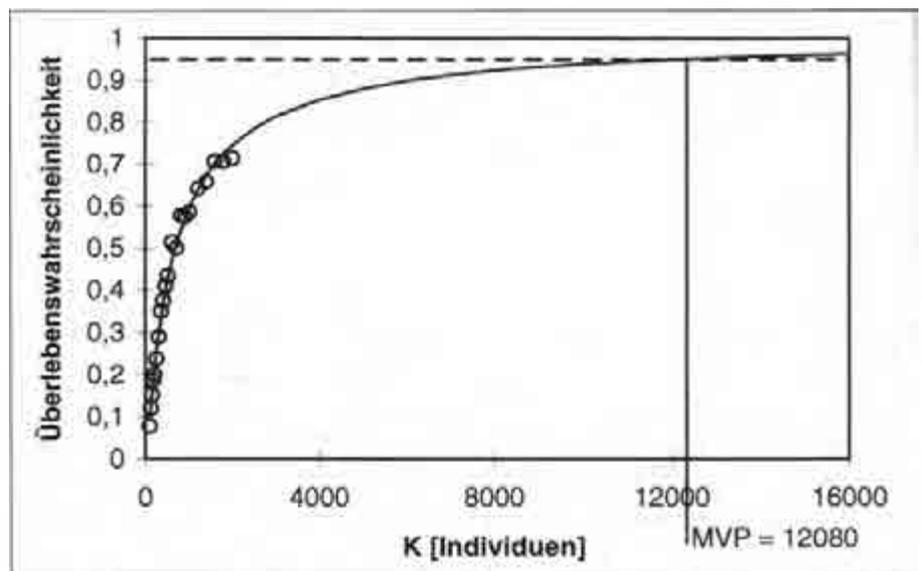


Abb. 4: Überlebenswahrscheinlichkeit einer isolierten Population von *M. didyma* für einen Zeitraum von 100 Jahren. Die Rauten sind die simulierten Werte. Eine Kurve wurde extrapoliert und daraus der MVP-Wert von 12.081 abgelesen. Die Parameter der Inzidenzkurve sind $a = 1,9296$ und $b = 0,1455$. Die Abbildung wurde von Andreas Heidenreich erstellt.

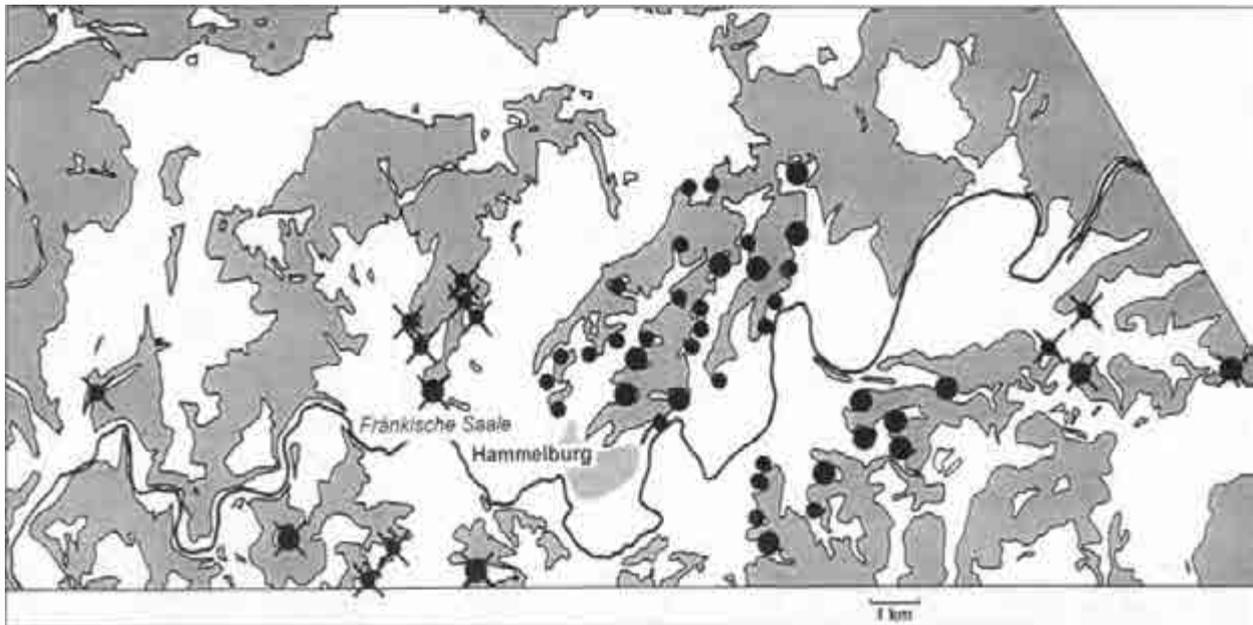


Abb. 5: Beschreibung s. Abbildung 1. Die durchgestrichenen Populationen zeigten bei der Simulation des Szenarios B eine Inzidenz von < 50 %.

tion zu finden. In der Natur würde der Anteil der migrierenden Individuen bei einer tatsächlich isolierten Population relativ schnell abnehmen, d.h. die Mobilität würde sich im Laufe der Evolution verringern. Für kurzfristig entstandene Isolationen, z.B. durch Zerstörung der Habitate gilt dies natürlich nicht. Außerdem ist die Umweltvariabilität bei dem Hammelburger System zwar bis zu einem gewissen Grad korreliert (als Simulation des Wettereinflusses), aber es gibt auch eine asynchrone Variante, die die unterschiedlichen Habitatqualitäten und eventuelle unkorrelierte anthropogene Einflüsse (z.B. durch Nutzungsänderung) widerspiegelt.

Der Wert könnte also bei Berücksichtigung dieser Einschränkungen etwas zu hoch sein, liegt jedoch in der Größenordnung, die auch Thomas (1990) aus empirischen Daten für Insektenpopulationen mit durchschnittlicher Variabilität annimmt.

Bei der Beurteilung dieses MVP-Wertes für eine isolierte, zusammenhängende Population muß außerdem berücksichtigt werden, daß die Daten nicht von *M. didyma* in Hammelburg stammen, sondern von einer anderen Art aus England und diese zudem noch über mehrere Untersuchungsflächen gemittelt wurden. Diese Variabilität spiegelt also nicht die tatsächlichen hammelburger Verhältnisse wider, sondern stellt eher ein Modell für die wetter-

abhängigen Populationsschwankungen eines univoltinen Tagfalters mit einer Flugzeit im Sommer und einer gewissen Habitatbindung dar. Damit gewinnt er auch Relevanz für andere Arten.

5. Diskussion

Schon bei der Darstellung der Prognosen mit beiden Methoden wird deutlich, daß beide ihre Vor- und Nachteile haben. Diese sollen im Folgenden etwas genauer beleuchtet werden.

Beide Methoden bergen die Vorteile der Beschäftigung mit einer (Ziel-) Art in einem bestimmten Gebiet (vgl. Vogel 1996): Es können konkrete Schutzziele festgelegt werden, z.B. Überleben der betrachteten Art mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit. Artenschutz- und Biotopschutzmaßnahmen können damit gebündelt werden und, wenn die geeigneten Arten betrachtet werden, profitiert der gesamte Lebensraum. Nicht zuletzt werden Erfolgskontrollen der gesteckten Naturschutzziele möglich (Populationsentwicklung der betrachteten Arten). Auch bei der Eingriffsbeurteilung kann die Populationsprognose von Zielarten sinnvolle und andere Methoden ergänzende Ergebnisse liefern. So werden klare Konsequenzen eines Eingriffes aufgezeigt und die Entscheidungsträger müssen die politische Verantwortung für das Über-

leben von Zielarten übernehmen. Es ergeben sich jedoch auch Unterschiede zwischen den beiden Methoden:

■ Die Datenmenge

Die einfache Prognose benötigt wesentlich weniger Daten. In das hier dargestellte Beispiel gehen zwar Daten aus 4 Jahren ein, eine sinnvolle Prognose wäre aber auch mit den Größenschätzungen aus einem einzigen Jahr möglich gewesen, wenn die Schwankungsbreite ausschließlich aus der Literatur abgelesen worden wäre. Daten zu den Habitatansprüchen der untersuchten Arten sollten bekannt sein, dies ist aber inzwischen schon für viele naturschutzrelevante Arten der Fall und wird auch im Laufe der Jahre noch weiter verbessert. Die von Poethke et al. 1996 vorgeschlagene Datenbank sollte auch in dieser Hinsicht noch weiterhelfen. Für die computergestützte Variante werden schon wesentlich mehr Daten benötigt, z.B. muß eine halbwegs realistische Schätzung des Austausches erfolgen. Dies wurde in dem hier geschilderten Fall nur durch eine genetische Analyse möglich, auch in den anderen in diesem Heft dargestellten Beispielen erfolgten genetische Untersuchungen (Heidenreich & Amler in diesem Heft). Solche Untersuchungen sind jedoch in der normalen Naturschutzpraxis nicht durchführbar und wohl auch nur schwerlich durch eine Datenbank zu ersetzen. Außerdem werden Daten zu

Populationsgrößenschwankungen über einen langen Zeitraum benötigt, die vermutlich nie für die betrachtete Art aus dem jeweiligen Untersuchungsgebiet vorliegen. In dem hier dargestellten Fall wurde auf Daten einer ökologisch verwandten Art aus einem anderen Gebiet zurückgegriffen. Dies ist sicher als problematisch anzusehen.

■ Zuverlässigkeit der Prognose

Die dargestellten Unsicherheiten bei den zugrundeliegenden Daten beider Prognosen führen dazu, daß auch die computergestützte Variante weniger aussagekräftige Ergebnisse liefert, als es auf den ersten Blick aussieht. Daher führt der Einsatz von Computersimulationen u.U. zu einer Art »Scheingenauigkeit«, die bei genauer Betrachtung die Aussagen einer einfachen Prognose nicht sehr weit übersteigt.

■ Aussagegenauigkeit

Die computergestützte Prognose hat jedoch einen wesentlichen Vorteil: Sie erlaubt sehr viel genauere Aussagen bei Variantenvergleichen (vgl. auch *Vogel & Rothhaupt* im Druck). Es kann also z.B. der Einfluß einer Straße simuliert werden, wenn diese auf verschiedenen Trassen geführt wird. Auch unterschiedliche Schutzkonzepte können miteinander verglichen und ihre Auswirkung auf die Zielart betrachtet werden. Damit kann die Entscheidung für die eine oder die andere Variante wesentlich klarer begründet werden.

Nicht zuletzt ist manchmal die Angabe von genauen Zahlen in der Auseinandersetzung bei widerstreitenden Interessen sehr nützlich, auch wenn diese in der einen oder anderen Hinsicht von der Richtigkeit der zugrunde liegenden Annahmen abhängt. Andere Landnutzer operieren in Diskussionen oft mit Daten, die ähnliche Qualität aufweisen und erreichen damit eine erstaunliche Akzeptanz (z.B. Hochrechnungen zu dem Verkehrsaufkommen in den nächsten 10 Jahren für eine bestimmte Straße).

Zusammenfassend läßt sich also sagen, daß die einfache Prognose in vielen Fällen völlig ausreicht, wenn die Vorteile des Einsatzes von (Ziel-)Arten in der Naturschutzpraxis genutzt werden sollen. Gerade wenn es aber um Variantenvergleiche oder auch aus politischen Gründen um die Präsentation von genauen Zahlen geht, haben Prognosemethoden

mit Computersimulationen eindeutige Vorteile.

Danksagung

Das dieser Arbeit zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Bildung und Forschung (FK 0339522 A und 03395555) gefördert.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Andreas Heidenreich und Burkhard Vogel, die auf verschiedene Weise zu dieser Arbeit beigetragen haben.

Literaturverzeichnis

- Amler, K., Lohrberg, F., Kaule, G.* (1996): Implementation of FIFB results in environmental planning. – In: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & Henle, K.: Species survival in fragmented landscapes, The GeoJournal Library, Vol. 35, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 363-372.
- Dempster* (1995): The ecology and conservatin of *Papilio machaon* in Britain. – In: Pullin A.S.: Ecoogy and conservation of butterflies. Chapman & Hall, 137-149.
- Geyer, A., Bücken, M.* (1992): Rote Liste der Tagfalter (Rhopalocera) Bayerns. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 111, 206-213.
- Hanski, I.* (1994): A practical model of metapopulation dynamics. – Journal of Animal Ecology 63, 151-162.
- Hanski, I., Kuussaari, M., Nieminen, M.* (1994): Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. – Ecology 75, 747-762.
- Harrison, S., Baugham, J. F., Murphy, D. D., Ehrlich, P. R.* (1991): Estimating the effect of scientific study on two butterfly populations. – American Naturalist 137, 227-243.
- Harrison, S., Murphy, D. D., Ehrlich, P. R.* (1988): Distribution of the bay chekerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. – American Naturalist 132, 360-382.
- Hovestadt, T., Roeser, J., Mühlenberg, M.* (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Ein-

griffen in Natur und Landschaft. – Berichte aus der ökologischen Forschung 1: 1-277. Herausgeber: Forschungszentrum Jülich GmbH.

- Johanesen, J., Veith, M., Seitz, A.* (1996): Population genetic structure of the butterfly *Melitaea didyma* (Nymphalidae) along a northern distribution range border. – Molecular Ecology 5, 259-267.
- Marcot, B. G., Holthausen, R.* (1987): Analyzing population viability of the Spotted Owl in the Pacific Northwest. – Transactions of the North American Wildlife Natural Resources Conference 52: 333-347.
- Mühlenberg, M., Hovestadt, T.* (1992): Das Zielartenkonzept. – NNA-Berichte 5, 1, 36-41.
- Mühlenberg, M.* (1993): Freilandökologie. – 3. Auflage, Quelle & Meyer, Heidelberg, 512 S.
- Poethke, H. J., Gottschalk, E., Seitz, A.* (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5, 229-242.
- Pollard, E. & Yates, T. J.* (1993): Monitoring butterflies for ecology and conservation. – Chapman & Hall, London, 274 S.
- Shaffer, M. L.* (1981): Minimum viable populaton sizes for conservation. – Bioscience 31, 131-134.
- Thomas, C. D.* (1990): What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes? – Conservation Biology 4, 324-327.
- Vogel, B., G. Rothhaupt* (im Druck): Schnellprognose der Überlebenschancen von Zielarten - Zwei Fallbeispiele aus der Naturschutzpraxis. – Laufener Seminar-Beiträge.
- Vogel, K.* (1995): Populationsbiologie und Habitatwahl des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*, Esper 1779).
- Vogel, K.* (1996): Zur Verbreitung und Populationsökologie von *Melitaea didyma* (Esper, 1776) im Raum Hammelburg, Unterfranken. – Oedippus 13, 1-26.
- Vogel, K.* (1998): Sonne, Ziest und Flockenblumen: Was braucht eine überlebensfähige Population des Roten Scheckenfalters (*Meliteaa didyma*)? – Cuvillier-Verlag Göttingen, 134 Seiten.

Vogel, K. & Johannesen, J. (1996): Research on population viability of *Melitaea didyma* (Lepidoptera, Nymphalidae). – In: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P., Henle, K.: Species survival in fragmented landscapes, The GeoJournal Library, Vol. 35, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 262-267.

Vogel, K., Vogel, B., Rothhaupt, G., Gottschalk, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 179-194. – Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie. 10, 357-360.

Weiss, S. B. & Murphy, D. D., White, R. R. (1988): Sun, slope and butterflies: topographic determinants of habitat quality for *Euphydryas editha*. – Ecology 69, 1486-1496.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Katrin Vogel
Zentrum für Naturschutz
der Universität Göttingen
Von-Siebold-Str. 2
D - 37075 Göttingen

Grundlegende Techniken und Konzepte bei der Abschätzung von Extinktionsrisiken mit Hilfe ökologischer Modelle

von Volker Grimm

Einleitung

Die Naturschutzbiologie (»conservation biology«) etablierte sich Mitte der 80er Jahre als eigene wissenschaftliche Disziplin (Soulé 1986). Dabei spielte von Beginn an das Konzept der »minimum viable population« (MVP), d.h. der Mindestgröße einer überlebensfähigen Population, eine zentrale Rolle (Soulé 1987). Als wichtiges und oft einzig verfügbares Werkzeug, die MVP zu bestimmen, dienen seither ökologische Modelle, denen gemeinsam ist, daß sie zufällige Schwankungen der Umwelt und der Lebensgeschichte von Individuen berücksichtigen. Modellgestützte Analysen der Überlebensfähigkeit von Populationen werden PVA genannt (»population viability analysis«, Boyce 1992).

Obwohl in der Naturschutz- und ökologischen Literatur PVA's seit ca. acht Jahren in zunehmenden Maße veröffentlicht werden, klafft immer noch eine große Lücke zwischen den PVA's und der Umsetzung ihrer Ergebnisse in der Praxis. Die Gründe hierfür liegen auf beiden Seiten. Theoretiker/innen sind oft nicht mit den Rahmenbedingungen der Planung und Naturschutzpraxis vertraut. Der beste Weg, diesem Mißstand abzuwehren, ist eine direkte Zusammenarbeit von Theorie und Praxis, z.B. unter Anwendung der Entscheidungstheorie (Maguire 1986, Grimm & Gottschalk 1998).

Auf der anderen Seite gibt es bei Praktiker/innen aus Planung und Naturschutz erhebliche Wissensdefizite bezüglich der grundlegenden Techniken und Konzepte, die bei PVA's zum Einsatz kommen. Ein Beispiel hierfür ist die Reaktion auf die Einschätzung, die MVP des Auerhuhns betrage ca. 500 Tiere: »Das kann nicht stimmen, denn in unserem Wald hatten wir vor 5 Jahren 40 Auerhühner, und jetzt sind es 60« (I. Storch, pers. Mitteilung). Derartige Mißverständnisse grundlegender Konzepte sind verständlich, denn die wissenschaftliche Naturschutzbiologie ist noch jung. Außerdem gehören Theoretische Ökologie

und ökologische Modellbildung (leider noch nicht zum Standardlehrangebot der Universitäten. Aus diesem Grund sollen im folgenden die grundlegenden Begriffe, Konzepte und Techniken, die bei PVA's zum Einsatz kommen, kurz erläutert werden. Für ausführlichere Darstellungen der angesprochenen Themen sei auf die hervorragenden Bücher von Burgman et al. (1993), Primack (1993) und Starfield & Bleloch (1986) verwiesen, die sich ausdrücklich an Praktiker/innen wenden.

Ökologische Modelle

Obwohl der Mensch ständig - mehr oder weniger unbewußt - mit Denk-Modellen arbeitet, gehört es nicht zum Allgemeinwissen, was ein Modell eigentlich ist. Nach Wissel (1989) und Starfield et al. (1990) bietet sich folgende Definition an: *Ein Modell ist die zielgerichtete Repräsentation eines Problems.* Dies bedeutet zum einen, daß Modelle immer einem bestimmten Zweck dienen, nämlich der Lösung eines Problems. Ohne ein bestimmtes Ziel kann kein Modell aufgestellt werden, denn erst das Ziel bestimmt, welche Aspekte des modellierten, realen Systems im Modell berücksichtigt werden. Zum anderen macht die Definition deutlich, daß Modelle nicht das Ziel verfolgen, die »Realität« abzubilden. Modelle sollten demnach nicht als Naturgesetze oder absolute Wahrheiten aufgefaßt werden, sondern als Hypothesen, (Gedanken-)Experimente oder Problemlösungswerkzeuge.

Für viele Wissenschaftler/innen scheint allerdings ein Instrument, daß *per se* keinen absoluten Wahrheitsanspruch verfolgt, fragwürdig zu sein. Dies führt zu typischen Fehleinschätzungen von Modellen, von denen Starfield (1997) die sieben häufigsten zusammengestellt hat (Abb. 1). Für eine ausführliche Richtigstellung dieser Fehleinschätzungen sei auf Starfield (1997) verwiesen. Hier möge der Hinweis genügen, daß hinter fast all diesen Fehlein-

schätzungen die irrige Auffassung steht, Modelle seien »mehr« als Hypothesen, Gedankenexperimente oder Problemlösungswerkzeuge.

Die in der Definition angesprochene »Repräsentation« kann verbal, grafisch, mathematisch oder mit Hilfe eines Computerprogramms erfolgen. Modelle beginnen also nicht erst mit Mathematik und Programmen. Schon beim ersten Nachdenken über ein Problem entstehen verbale und grafische Modellvorstellungen. Mathematik und Computer kommen erst dann ins Spiel, wenn wir an die Grenzen verbaler und grafischer Modelle stoßen. Das ist der Fall, wenn es um Dynamiken geht, wenn mehr als ein oder zwei Einflußfaktoren berücksichtigt werden, wenn Zufall eine Rolle spielt, oder wenn das untersuchte System räumlich explizit betrachtet werden muß.

Ein Beispiel

Für die folgenden Betrachtungen würde es ausreichen, sich eine hypothetische Tierart vorzustellen. Aus Gründen der Anschaulichkeit orientieren wir uns aber an einem (Lehr-)Beispiel von Burgman et al. (1993), in dem es um Nashörner in einem Reservat geht. Das Problem, das es mit Hilfe eines Modells zu lösen gilt, lautet: Die Nashorn-Population ist klein, weil das Reservat klein ist. Obwohl im Reservat die Lebensbedingungen optimal sind, so daß die Population im Mittel anwächst, könnte sie aufgrund zufälliger Einflüsse aussterben. Wie groß ist das Aussterberisiko, und wie hängt dieses von der Reservatsgröße ab?

Um von einem Problem zu einem Modell zu kommen, müssen die folgenden Fragen beantwortet werden: Welche Grundstruktur soll das Modell haben (räumlich explizit, deterministisch, stochastisch, kontinuierliche oder diskrete Zeitachse, usw.)? Welche Zustandsvariablen und welche Prozesse und Strukturen des Systems sollen berücksichtigt werden? Welche Parameter werden benötigt? Von welcher Ausgangssituation soll das Modell die Dynamik simulieren? Oberstes Ziel bei all diesen Fragen ist es, das Modell so einfach wie möglich zu halten. Je einfacher ein Modell, desto besser läßt es sich analysieren und verstehen.

In diesem Fall scheint es angemessen, die Zeit in diskreten Schritten von einem Jahr voranschreiten zu lassen und einen

Zeithorizont von 100 Jahren zu betrachten. Zwischen den Geschlechtern, Altersklassen usw. wird nicht explizit unterschieden, d.h. die Zahl N an Individuen ist die einzige Zustandsvariable des Modells. An Prozessen werden nur Mortalität, Reproduktion und Dichteabhängigkeit betrachtet. Damit werden alle anderen Prozesse im realen System summarisch erfaßt, denn sie wirken sich letzten Endes alle auf Mortalität und Reproduktion aus. Die Parameter für Mortalität und Reproduktion sind die Geburts- und Sterberate b und d . Über die Mechanismen der Dichteabhängigkeit des Populationswachstums sei in unserem Beispielproblem im Detail nichts bekannt. Sie muß trotzdem im Modell berücksichtigt werden, weil sonst die Population unbegrenzt anwachsen könnte. Wir führen deshalb eine Kapazität K ein, die von der Populationsgröße nicht überschritten werden kann. Die Simulation soll mit $N=N_0$ Individuen beginnen.

Verbal läßt sich das Modell folgendermaßen beschreiben: In jedem Jahr wird für jedes Individuum gemäß der Geburts- und Sterberaten »ausgewürfelt«, ob es reproduziert und ob es stirbt. Die Geburts- und Sterberaten werden somit als Wahrscheinlichkeiten interpretiert. In Abb. 2 ist das Simulationsprogramm, mit dem das Modell umgesetzt wird, in einer (Pseudo-)Programmiersprache dargestellt. Abb. 3 zeigt eine von diesem Programm produzierte Populationsdynamik. Die Individuenzahl schwankt zufällig, nimmt aber insgesamt ab, so daß die Population schließlich ausstirbt.

Was ist nun der Grund dafür, daß die Population in Abb. 3 ausstirbt, obwohl im Mittel die Population anwachsen sollte (die Geburtsrate ist größer als die Sterberate)? Der Grund ist die geringe Individuenzahl. Wenn nur wenige Individuen vorhanden sind, kann es passieren, daß zufällig keines der vorhandenen Individuen reproduziert, oder daß zufällig alle Individuen gleichzeitig sterben. Genauso kann es bei fünfmaligem Werfen einer Münze passieren, daß fünfmal »Zahl« erscheint. Bei Populationen nennt man diese Aussterbeursache »demographisches Rauschen« (»demographic noise«). Sie ist Ausdruck der zufallsbedingten individuellen Variabilität. Jedes Individuum erlebt sein eigenes, von den anderen teilweise unabhängiges Schicksal, das z.B. darin bestehen

1.	Ohne das untersuchte System komplett zu verstehen kann kein Modell gebildet werden.
2.	Es nützt nichts, ein Modell zu machen, wenn die Daten, die es benötigen wird, teilweise nicht vorhanden sind.
3.	Ein Modell kann nicht benutzt werden, bevor es nicht in irgendeiner Form "validiert" wurde.
4.	Ein Modell muß so realistisch wie möglich sein, d.h. alle Details des realen System berücksichtigen.
5.	"Modelle" bedeutet unverständliche Mathematik oder Computerprogramme, so daß Biologen und Planer sie nicht verstehen können.
6.	Das primäre Ziel von Modellen ist es, Vorhersagen zu machen.
7.	Da Modellieren so zeitaufwendig ist, ist es besser, gleich alle denkbaren Fragen in ein Modell einzubauen. Je mehr Zwecken ein Modell dienen kann, desto eher lohnt sich der Aufwand.

Abb. 1: Sieben typische Fehleinschätzungen («misconceptions») von Modellen (nach Starfield 1997).

$b:=0.15$ / Geburtsrate
 $d:=0.145$ / Sterberate
 $K:=20$ / Kapazität
 $N_0:=10$ / Anfangsindividuenzahl
 $N:=N_0$ / "Initialisierung" der Zustandsvariable N
 $t:=0$ / Zeit in Jahren
 $ba:=b$ / Aktuelle Geburtsrate

Wiederhole für 100 Jahre (bis $t=100$) oder bis $N=0$ (Extinktion):

BEGIN

birth:=0 / Hilfsvariablen, die Geburts-

death:=0 / und Sterbefälle zählen

/ **ba:=random [0, 2*b]**

Wiederhole für alle N Individuen:

BEGIN

Ziehe zwei Zufallszahlen z_1, z_2 , die zwischen 0 und 1 liegen

Wenn $z_1 < ba$, dann findet eine Geburt statt: birth := birth +1

Wenn $z_2 < d$, dann stirbt ein Individuum: death:=death+1

END

$N:=N + \text{birth} - \text{death}$ / Berechnung der neuen Populationsgröße

Wenn N größer als K , dann sei $N:=K$ / Dichteabhängigkeit

$t:=t + 1$

END

Male die Populationsdynamik

Gib die Überlebenszeit $T=t$ an und merke sie dir

Abb. 2: Einfachstes Programm zur stochastischen Simulation einer Populationsdynamik. In jeder Zeile steht eine vom Computer auszuführende Anweisung. Kommentare sind durch Schrägstriche von den Anweisungen getrennt. Die »Wiederhole«-Anweisung arbeitet den folgenden, durch BEGIN-END eingeschlossenen Block von Anweisungen wiederholt ab. Das Symbol »:=« steht für eine Zuweisung, d.h. der Größe auf der linken Seite des Symbols wird der Wert auf der rechten Seite zugewiesen (verändert nach Burgman et al. 1993). Die fett gedruckte Zeile berücksichtigt das sog. »Umweltrauschen« (s. Text) und wurde nur bei der unteren Kurve in Abb. 6 verwendet.

kann, von einem Räuber gefressen zu werden. Trotz guter Lebensbedingungen kann es passieren, daß zufällig die letzten drei Männchen im selben Zeitschritt von Räufern gefressen werden. Diese Aussterbeursache kann vernachlässigt werden, sobald die Population genügend groß ist. Genauso ist es bei 100 oder 1000 Münzwürfen äußerst unwahrscheinlich, in allen Fällen »Zahl« zu werfen.

Abb. 3 liefert aber noch keine Lösung des eigentlichen Problems, wie das Aussterberisiko der Population einzuschätzen ist, denn sie zeigt nur einen einzigen, zufällig ausgewählten Lauf des Programms. Wird das Programm ein weiteres mal, mit anderen Zufallszahlen, gestartet, dann wird sich eine ganz andere Dynamik ergeben: Die Population stirbt u.U. früher aus als in Abb. 3, oder sie überlebt den betrachteten Zeithorizont von 100 Jahren (Abb. 4). Deterministische Vorhersagen über das Schicksal

der Population sind angesichts dieser zufallsbedingten Schwankungen der Populationsgröße und der Überlebenszeit nicht mehr möglich. Statt dessen können nur noch Wahrscheinlichkeiten bzw., im Falle unerwünschter Ereignisse wie z.B. Aussterben, Risiken angegeben werden.

Quantifizierung des Aussterberisikos: $P_0(t)$ und T_m

Es gibt im wesentlichen zwei komplementäre Möglichkeiten, das Aussterberisiko bzw. die Überlebensfähigkeit der Modellpopulation zu quantifizieren. $P_0(t)$ (sprich: »P-Null-von-t«) ist die Wahrscheinlichkeit (P), daß die Population innerhalb des Zeithorizontes von t Jahren ausstirbt (daher der Index 0). Der Beginn des Zeithorizontes wird dabei mit $t=0$ markiert. Mit Hilfe unseres Simulationsmodells läßt sich $P_0(t)$ folgendermaßen bestimmen:

■ Führe, ausgehend von immer derselben Ausgangssituation (aber unter Verwendung unterschiedlicher Folgen von Zufallszahlen) die Simulation n-mal für t Jahre durch.

■ Zähle, in wieviel Simulationen die Population bis zur Zeit t überlebt (n_{surv}).

■ Dann ist $P_0(t) = (n - n_{\text{surv}}) / n$. Sei z.B. $n = 100$ und $t = 100$. Wenn $n_{\text{surv}} = 90$ beträgt, dann ist $P_0(100) = 0.1$, d.h. die Population hat eine Wahrscheinlichkeit von 10%, daß sie innerhalb von 100 Jahren ausstirbt, bei $n_{\text{surv}} = 10$ beträgt $P_0(100) = 0.9$.

Ein komplementäres Maß zu $P_0(t)$ ist T_m (sprich: »T-m«), die mittlere Überlebenszeit. Sie wird im Prinzip auf folgende Weise ermittelt (s. *Stelzer et al. 1997* für eine effizientere Methode):

■ Führe die Simulation n-mal (z.B. 1000 mal) bis zum »bitteren Ende« durch, d.h. bis die Population ausgestorben ist.

■ Merke dir nach jeder Simulation den Zeitpunkt des Aussterbens (=Überlebenszeit T).

■ Berechne T_m als den Mittelwert der Überlebenszeiten.

Aus Gründen, die hier nicht näher erläutert werden sollen, ist es von Vorteil, bei der Auswertung von PVA-Modellen mit T_m zu arbeiten. Es gilt aber für den Fall, daß bei der Ermittlung von $P_0(t)$ keine extreme, d.h. zu gute oder zu schlechte Ausgangsbedingung gewählt wurde, der folgende Zusammenhang zwischen $P_0(t)$ und T_m :

$$P_0(t) = 1 - \exp(-t / T_m)$$

Für kleine Aussterberisiken (und nur die interessieren ja) folgt hieraus näherungsweise:

$$P_0(t) = t / T_m \iff T_m = t / P_0(t)$$

Somit kann das Inverse der mittleren Überlebenszeit, $1/T_m$, interpretiert werden als die Wahrscheinlichkeit, daß die Population in einem Jahr ausstirbt. Die Wahrscheinlichkeit, in t Jahren auszusterben, ist dann t mal $1/T_m$.

MVP (minimum viable population)

Mit Hilfe der eingeführten Maße $P_0(t)$ und T_m können wir jetzt versuchen, die MVP, d.h. die minimale überlebensfähige Population, aus dem Modell abzuleiten. »Überlebensfähig« ist dabei aber kein absolutes Kriterium, sondern sie muß

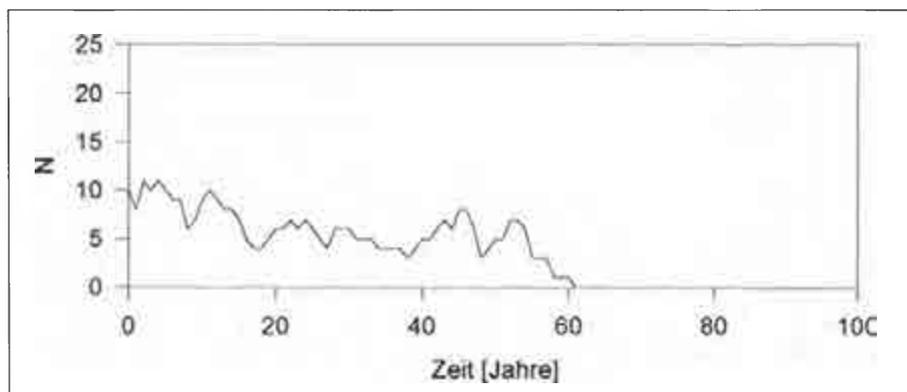


Abb. 3: Eine vom Programm aus Abb. 2 produzierte Populationsdynamik. Die Population ist nach 62 Jahren ausgestorben.

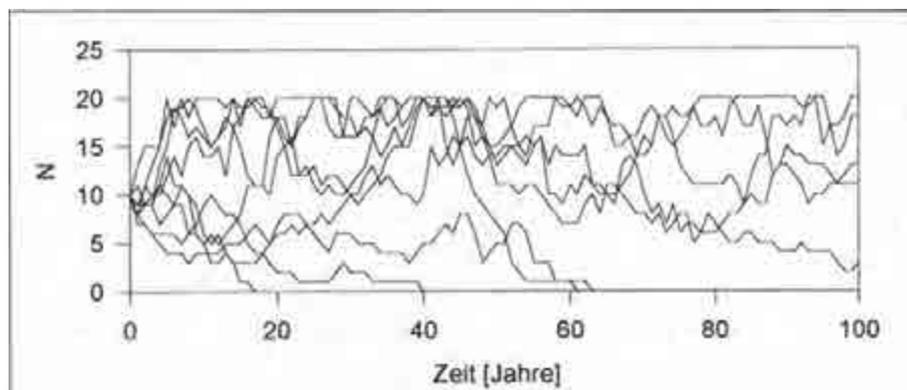


Abb. 4: Neun zufällig ausgewählte Dynamiken, die vom selben Programm wie bei Abb. 3 produziert wurde, mit denselben Parametern und derselben Ausgangsgröße der Population, aber unter Verwendung anderer Sequenzen von Zufallszahlen. Viermal stirbt die Population aus, fünfmal überdauert sie die betrachtete Zeit von 100 Jahren.

erst definiert werden. Aufgrund der Definition von $P_0(t)$ ist klar, das wir einen Zeithorizont und ein bestimmtes Aussterberisiko vorgegeben müssen. Es kann z.B. gefordert werden, daß das Aussterberisiko $P_0(t)$ innerhalb von $t=50$ Jahren nicht größer als 0.05 wird (5%) wird. Nach obiger Umrechnungsformel bedeutet dies, daß die mittlere Überlebenszeit T_m größer oder gleich $t / P_0(t) = 50 / 0.05 = 1000$ Jahre sein muß.

Die gesuchte MVP ist jetzt also diejenige Lebensraumgröße K , bei der T_m größer oder gleich 1000 Jahre ist. Um sie zu bestimmen, berechnen wir mit Hilfe des Modells T_m für verschiedene Kapazitäten K (Abb. 5), und ermitteln dann grafisch die zu $T_m=1000$ gehörende MVP. Abb. 5 zeigt, daß die gesuchte MVP ca. 60 beträgt. Dabei ist zu beachten, daß die tatsächliche Populationsgröße in unserem Modell fast immer kleiner ist als die MVP. Eine MVP von 60 und eine aktuelle Population von 5 Tieren, die einige Jahre später auf 10 Tiere angewachsen ist, schließen einander also keineswegs aus (s. Einleitung). Ein weiteres Ergebnis in Abb. 5 ist, daß die mittlere Überlebenszeit exponentiell mit der Lebensraumgröße K ansteigt. Je größer die Population sein kann, desto seltener ist sie dem Risiko ausgesetzt, aufgrund demographischen Rauschens (s.o.) auszusterben. Eine Verdreifachung der Kapazität (durch Flächenvergrößerung oder Habitatmanagement) würde zu einer Population führen, die nach unseren – willkürlich festgesetzten Kriterien – überlebensfähig ist, d.h. in 50 Jahren mit höchstens 5% Wahrscheinlichkeit ausstirbt. All diese Ergebnisse sind aber mit Vorsicht zu betrachten, denn wir haben bisher eine wesentliche Ursache für das zufallsbedingte Aussterben vernachlässigt: Das sog. »Umweltrauschen« (»environmental noise«).

Gute Zeiten – schlechte Zeiten

Das demographische Rauschen steht für das unabhängige Schicksal der Individuen. So kann z.B. ein Individuum zufällig an einer Krankheit sterben. Das »Umweltrauschen« berücksichtigt Schwankungen in der biotischen oder abiotischen Umwelt, die die gesamte Population gleichermaßen betreffen. Es steht also für das gemeinsame oder korrelierte Schicksal der Individuen. So kann z.B. ein harter Winter alle Individuen so

geschwächt haben, daß für alle Individuen die Wahrscheinlichkeit, an einer Krankheit zu sterben, erhöht ist. Andererseits kann eine klimatisch besonders günstige Periode zu einer derart erfolgreichen Reproduktion führen, daß die Population in die Lage versetzt wird, anschließende ungünstige Perioden zu »überstehen«, d.h. nicht so klein zu werden, daß sie dem demographisch bedingten Aussterberisiko ausgesetzt wäre (»storage effect«, Warner & Chesson 1985).

Für unser Programm (Abb. 2) bedeutet dies, daß wir den Prozeß, der von Umweltschwankungen am stärksten abhängt, nicht mehr mittels eines konstanten Parameters beschreiben (z.B. die Geburtsrate b), sondern jetzt diesen Parameter zufällig variieren lassen. Aus Gründen der Einfachheit »ziehen« wir in Abb. 2 einfach eine aktuelle Geburtsrate b_a aus dem Bereich zwischen 0 und $2b$. Im Mittel ist die Geburtsrate also wieder b , aber es gibt jetzt gleichverteilte Schwankungen dieser Rate im angegebenen Bereich.

Abb. 6 zeigt, daß bei Berücksichtigung des Umweltrauschens die mittlere Überlebenszeit T_m sehr viel schwächer mit der Kapazität K ansteigt als in dem Fall, in dem nur demographisches Rauschen berücksichtigt wurde. Die MVP beträgt jetzt ca. 160 Individuen, d.h. das Reservat müßte gegenüber der Ausgangssituation ($K=20$) eine achtmal größere Kapazität aufweisen, um eine »überlebensfähige« Population tragen zu können.

Die Ursache für diese Auswirkungen des Umweltrauschens können intuitiv verstanden werden: Auch große Populationen können durch extrem schlechte Jahre oder durch eine Aufeinanderfolge schlechter Jahre so klein werden, daß sie aufgrund demographischer Schwankungen aussterben können. Dies ist eine wichtige, verallgemeinerbare Lektion aus unserem Nashorn-Beispiel: Der Mechanismus des Aussterbens ist zweistufig. Starkes Umweltrauschen läßt die Population klein werden, und demographisches Rauschen versetzt dann u.U. der Population den »Todesstoß« (vgl. Ste-

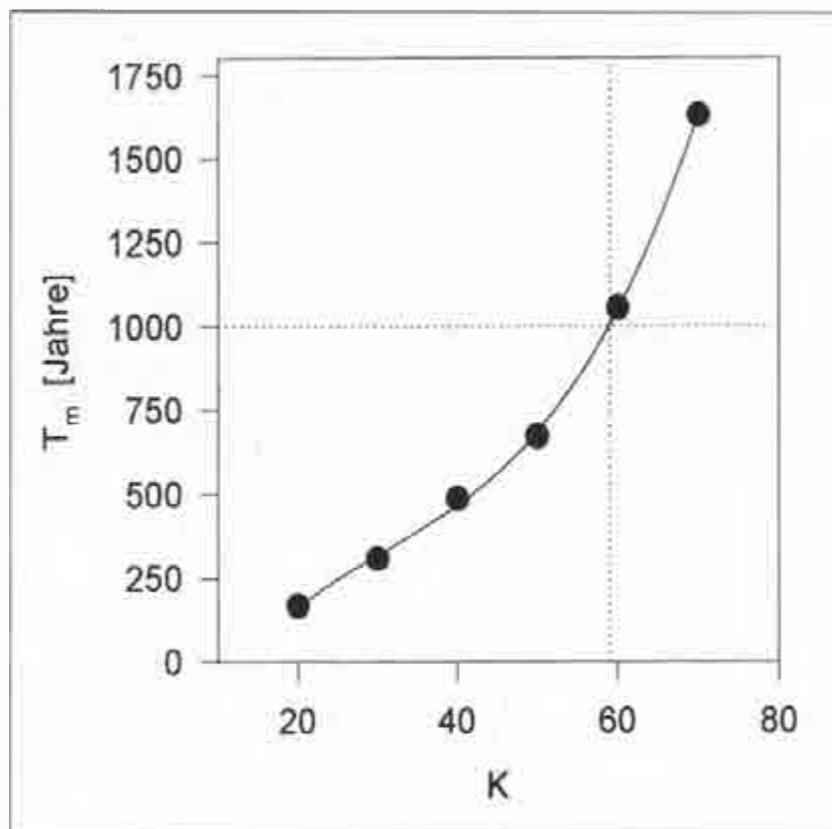


Abb. 5: Mittlere Überlebenszeit T_m über der Lebensraumgröße bzw. Kapazität K für das Modell aus Abb. 2 (ohne Berücksichtigung des Umweltrauschens). Bei $T_m=1000$ Jahren beträgt das Risiko, in 50 Jahren auszusterben, 5% (s. Text). Die dazugehörige MVP (ca. 60) ist eingetragen.

phan 1993). Eine weitere Lektion betrifft die Entscheidung über Habitatmanagement oder -vergrößerung: Wenn es im Lebenszyklus der betrachteten Art eine oder mehrere Phasen mit starken Umweltschwankungen gibt, dann werden Maßnahmen zur Vergrößerung der Kapazität das Aussterberisiko nicht wesentlich verringern. Oder, anders herum ausgedrückt: Bei der Beurteilung des Aussterberisikos kleiner Populationen ist die Beurteilung des Umweltrauschens der entscheidende Schritt.

Für konkrete Arten wird man das Umweltrauschen nicht wie in unserem Beispiel gleichverteilt ziehen, sondern eine Normalverteilung verwenden, die durch ihre Varianz sowie Maximal- und Minimalwert gekennzeichnet ist. Falls für den entscheidenden Umweltfaktor (z.B. für das Überleben von Auerhuhnküken die Niederschlagsmenge während der ersten beiden Lebenswochen, Schröder et al. 1982) langfristige Daten vorliegen, kann aus diesen eine Häufigkeits- bzw. Wahrscheinlichkeitsverteilung konstruiert werden, aus der dann im Programm die entsprechenden Überlebensraten »gezogen« werden (Abb. 7). Liegen keine Daten vor, dann bleibt nur noch, eine derartige Wahrscheinlich-

keitsverteilung auf die Annahmen von Experten zu gründen, die das untersuchte System sehr gut kennen (z.B. Annahmen über Winterstrenge und Überleben des Steinhuhns, Stephan et al. 1995).

Das Problem der Überprüfbarkeit von Überlebensprognosen

Da sowohl demographische als auch Umweltschwankungen nicht vorhergesagt werden können, sind über das künftige Schicksal einer kleinen Population nur Wahrscheinlichkeitsaussagen möglich. Das führt aber zu Problemen bei der Überprüfbarkeit der Überlebensprognosen. Die modellgestützten Überlebensprognosen resultieren aus Hunderten bis Tausenden unabhängiger Wiederholungen der Modellläufe. In der Realität haben wir aber in der Regel nur einen einzigen »Versuch«. Selbst wenn die Prognose einer mittleren Überlebenszeit von 100 Jahre absolut richtig wäre, kann für den realen Fall nicht gesagt werden, wie lange die Population tatsächlich überleben wird. Insbesondere würde ein früheres Aussterben, z.B. schon nach 20 Jahren, die Prognose weder bestätigen noch widerlegen. Ebenso wenig kann mit

einem einzigen Wurf entschieden werden, ob ein Würfel gezinkt ist oder nicht.

Wir müssen aber davon ausgehen, daß unsere Überlebensprognosen nicht *absolut* richtig sind. Hierfür gibt es zwei Hauptgründe: Zum einen sind in der Regel nicht genügend Daten verfügbar, um die Modellparameter auf einen exakten Wert festzulegen (vgl. Abb. 1). Zweitens kann es sein, daß das Modell aufgrund seiner stark vereinfachten Struktur eine Dynamik produziert, die von der realen Dynamik stark abweicht (z.B. weil ein im realen System entscheidender Faktor nicht berücksichtigt wurde).

Gegen die zweite Unsicherheitsquelle hilft nur, das Modell an Mustern auszurichten, die im realen System zu beobachten sind (Grimm et al. 1996). Wenn das Modell in der Lage ist, diese Muster zu reproduzieren, dann ist dies zwar kein logisch strenger Beweis für die Richtigkeit des Modells, aber es erhöht doch erheblich das Vertrauen, daß das Modell die Dynamik des realen Systems zufriedenstellend widerspiegelt. Das Vertrauen erhöht sich dabei graduell: Je mehr unabhängige Muster oder andere empirische Befunde das Modell reproduziert, desto größer das Vertrauen. So ist z.B. ein Modell zu den Überlebenschancen klei-

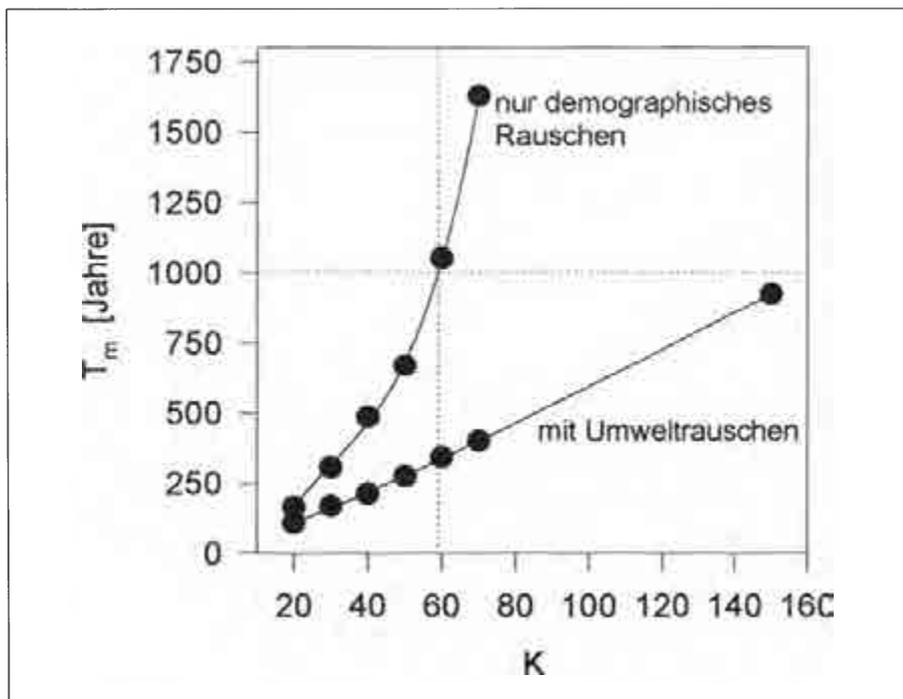


Abb. 6: Mittlere Überlebenszeit T_m über der Lebensraumgröße bzw. Kapazität K für das Modell aus Abb. 2 ohne (obere Kurve) und mit (untere Kurve) Berücksichtigung des Umweltrauschens. Mit Umweltrauschen ist die MVP erheblich größer (ca. 160).

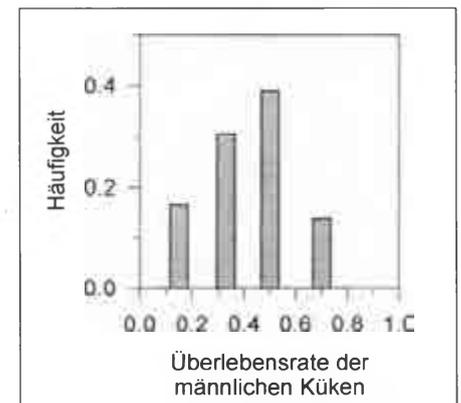


Abb. 7: Beispiel für eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der Umweltschwankungen, die aus Langzeitdaten abgeleitet wurde. Die Balken geben die Häufigkeiten bestimmter Niederschlagsmengen in den ersten beiden Juni-Wochen im Untersuchungsgebiet wieder (Daten aus 35 Jahren). Die dazugehörigen Überlebensraten der männlichen Küken des Auerhuhns beruhen auf Experten-Schätzungen sowie auf den verfügbaren Überlebensdaten aus Einzeluntersuchungen (aus Grimm & Storch, unveröffentlicht).

ner Populationen der Mauereidechse in der Lage, die beobachtete Größenverteilung von Männchen-Revieren zu reproduzieren (Hildenbrandt et al. 1995). Ein anderes Modell gab die Gruppengrößenverteilung einer sozial brütenden Vogelart überraschend genau wider (Neuert et al. 1995). Weitere Muster finden sich u.U. in der Altersverteilung, dem Geschlechterverhältnis, in den Zeitreihen der Abundanzen, oder in der räumlichen Verteilung.

Gegen die erste Unsicherheitsquelle, die Unsicherheit in den Daten, hilft nur die Warnung, daß sich der Zweck einer PVA niemals in der Angabe eines einzelnen Aussterberisikos oder einer einzigen MVP erschöpft! Statt dessen soll die PVA aufzeigen, wie die $P_0(t)$ und MVP von den modellierten Prozessen abhängen. Man nennt dies eine »globale Sensitivitätsanalyse«, d.h. ausgehend von einem Referenzparametersatz wird ein einzelner Parameter (z.B. die Kapazität K) über einen weiten Bereich variiert. Auf diese Weise werden u.U. grundsätzliche Zusammenhänge deutlich, z.B. der Einfluß des Umweltauschens auf die Beziehung zwischen dem Aussterberisiko und der Kapazität. PVA's sollen dem Verständnis der Faktoren dienen, die das Aussterberisiko beeinflussen. Sie sind keine Automaten, in die oben die Daten eingespeist werden, und unten das fertige Aussterberisiko als Ergebnis erscheint.

Trotzdem kommt man für konkrete Planungszwecke nicht umhin, mit den konkreten Zahlen, die vom Modell produziert werden, zu arbeiten. Hier wird in der Regel zunächst die lokale Sensitivitätsanalyse eingesetzt, d.h. ausgehend vom Referenzparametersatz wird jeder Parameter um einen kleinen Betrag nach oben und unten geändert (z.B. 5%), und die resultierende Änderung der mittleren Überlebenszeit registriert. Die lokale Sensitivität ist dann das Verhältnis der relativen Änderung der Überlebenszeit zu der relativen Änderung des Parameters (s. z.B. Tab. 1 in Stelter et al. 1997). Auf diese Weise wird deutlich, welcher der modellierten Prozesse die Überlebenszeit bzw. das Aussterberisiko am stärksten beeinflusst. Wenn gleichzeitig beurteilt wird, wie gut das empirische Wissen über diese sensitivsten Prozesse ist, dann läßt sich das Vertrauen in die Überlebensprognose besser einschätzen.

Für den eher häufigen Fall, daß über die sensitivsten Prozesse nur wenig genaue Daten vorhanden sind, bleibt die

Überlebensprognose mit einer Unsicherheit behaftet, die nicht weiter reduzierbar ist. Hier hilft nur noch die Ausrichtung der Überlebensprognose an möglichen oder geplanten Eingriffen in die reale Population bzw. ihren Lebensraum. Werden diese Eingriffsszenarien im Modell nachgebildet, dann erhält man ein Rangfolge der Eingriffe bezüglich ihrer Auswirkung auf das Aussterberisiko. Bei negativen Eingriffen wird so der am wenigsten schädliche identifiziert, bei positiven der erfolgsversprechendste. Hinter diesem modellgestützten »ranking« steht die Hoffnung, daß der relative Fehler, den das Modell aufgrund der erwähnten Unsicherheiten macht, bei allen untersuchten Szenarien von derselben Größenordnung ist, so daß der Vergleich der Szenarien zum richtigen Ergebnis führt. Streng beweisen läßt sich diese Hoffnung allerdings nicht. Drechsler (1999) zeigt eine Möglichkeit, wie sich auch das »ranking« mittels einer Sensitivitätsanalyse auf ihre »Anfälligkeit« gegenüber Unsicherheiten in den Daten überprüfen läßt. Zusammenfassend kann zur Überprüfbarkeit der modellgestützten Überlebensprognosen gesagt werden, daß die Ergebnisse immer äußerst kritisch beurteilt werden müssen, bevor sie als Grundlage für Entscheidungen verwendet werden.

Trotz aller Unsicherheiten der Überlebensprognosen muß aber betont werden, daß wir sie wagen müssen (Mühlenberg 1999), weil ansonsten ökologisch relevante Entscheidungen ohne den Sachverstand und die Erfahrung aus Ökologie und Naturschutzbiologie gefällt werden. Die zwar richtige aber allzu bequeme Forderung, der Lebensraum aller Population müsse so groß sein wie irgend möglich, wird keinen Interessenträger aus Politik oder Wirtschaft von Eingriffen abhalten, die Populationen letztlich zum Aussterben bringen.

Alternativen zu maßgeschneiderten Modellen

Das in diesem Beitrag vorgestellte Modell ist ein Lehrbuch-Beispiel. Modelle für konkrete Arten sind meist komplexer. Es werden detailliertere Zustandsvariablen verwendet (Lebensstadien, Alter, Geschlecht, sozialer Status, Verbreitung im Raum, usw.) und es werden mehr Prozesse berücksichtigt (Verhalten, abiotische

Prozesse, spezielle Quellen des Umweltauschens, usw.). Die Grundstruktur all dieser Modelle ist aber identisch mit dem vorgestellten Modell, und auch die Auswertung bzgl. des Aussterberisikos geschieht auf die dargestellte Weise.

Der Aufwand, der für das Erstellen und Auswerten von Modellen für konkrete Populationen betrieben werden muß, ist aber erheblich und wird nur in Ausnahmefällen, z.B. bei Ziel- oder »flagship«-Arten vertretbar sein. Für die alltägliche Praxis in Planung und Naturschutz kommen maßgeschneiderte PVA's somit nur in Ausnahmefällen in Frage. Deshalb sollen hier zwei Alternativen kurz angesprochen werden.

Zum einen ist es oft schon ein großer Fortschritt, wenn Entscheidungen in der Praxis auf Einblicke in Zusammenhänge gestützt werden. Diese Einblicke werden in der Theoretischen Ökologie bei der Analyse genereller Modelle gewonnen, in denen hypothetische Arten untersucht werden. Seit einigen Jahren wird versucht, diese generellen Zusammenhänge in Form von Faustregeln zu formulieren, die dem Praktiker einfache Richtlinien für Entscheidungen an die Hand geben (Drechsler & Wissel 1994; Frank & Wissel 1998). Eine Faustregel, die sich aus dem Modell in diesem Beitrag ableiten läßt, lautet: Wenn die konkrete Art, um die es geht, irgendwann in ihrem Lebenszyklus starken Umweltschwankungen ausgesetzt ist, dann müssen die verbleibenden Lebensräume mindestens einige Hundert Individuen tragen können, wenn das Aussterberisiko die 5%-Marke in 50 Jahren nicht überschreiten soll (diese Aussage läßt sich mit den oben angegebenen Formeln und Abb. 5 und 6 auch auf andere Grenzkrisiken und Zeithorizonte umrechnen).

Die zweite Alternative zu maßgeschneiderten PVA's sind sog. generische Modelle, d.h. fertige Simulationsprogramme, die vom Anwender nur noch die Eingabe der Modellparameter verlangen. Gegenwärtig verfügbar sind z.B. Vortex v7.0 (Lacy et al. 1995) und Ramas metapop v1.1 (Akçakaya 1994; s. Lindenmayer et al. 1995 und Brook et al. 1997 für einen Überblick über weitere Programme). Am UFZ Leipzig-Halle werden – in Zusammenarbeit mit Informatikern vom OFFIS in Oldenburg – gegenwärtig die Programme EXI (für räumlich unstrukturierte Wirbeltierpopulationen) und Meta-X (für Metapopulationen) entwickelt. Test-Versionen sind bereits ver-

füßbar, die ersten kompletten Versionen werden ab Ende 1999 verfügbar sein.

Generische Modelle werfen zwei Probleme auf. Zum einen sind sie in der Regel »parameter-hungrig«, so daß sie nicht innerhalb weniger Monate parametrisiert werden können. Angesichts der oben angeführten Unsicherheiten der Überlebensprognosen würde es aber auch bedenklich erscheinen, Planungswerkzeuge zu entwickeln, die Überlebensprognosen innerhalb weniger Wochen oder Monate ermöglichen. Die Zuverlässigkeit einer PVA steht und fällt mit ihrer empirischen Datengrundlage. Wenn diese nicht verfügbar ist, dann sollten in der Tat keine quantitativen Überlebensprognosen gewagt werden (s.o.).

Zum andern verleiten generische Modelle möglicherweise zu einem unkritischen Umgang mit Überlebensprognosen. Die Hauptarbeit aus Sicht der Anwender/innen konzentriert sich auf die Parametrisierung, den Rest »erledigt« das Programm, indem es eine »fertige« Überlebensprognose »ausspuckt«. Hier sind die Hersteller der generischen Modelle gefordert, einem blinden Vertrauen in einzelne Überlebensprognosen, d.h. einzelne Zahlenwerte für T_m bzw. $P_0(t)$ entgegenzuwirken. Die angesprochenen Werkzeuge EXI und META-X sind in ihrer Benutzerführung von vornherein auf vergleichende Untersuchungen angelegt. So ist in der Anwendung von vornherein klar, daß der Vergleich von Szenarien der eigentliche Zweck dieser Werkzeuge ist. Außerdem muß die Möglichkeit gegeben werden, daß Anwender/innen sich mit dem theoretischen Hintergrund der Werkzeuge vertraut machen. Dies ist zum einen Aufgabe der Handbücher, die die generischen Modelle begleiten, aber auch von Schulungen, die vom Hersteller angeboten werden sollten. Entsprechende Schulungen zu EXI und META-X sind am UFZ geplant.

Zusammenfassung

Es wurde ein einführender Überblick gegeben über grundlegende Techniken und Konzepte bei der modellgestützten Beurteilung der Überlebensfähigkeit von Populationen (PVA). Die dabei eingesetzten Modelle sollten immer eher als Problemlösungswerkzeuge angesehen werden statt als absolute Abbildungen der

Wirklichkeit. PVA-Modelle zeichnen sich dadurch aus, daß sie zufällige Schwankungen berücksichtigen. Für das Überleben kleiner Populationen spielen zwei Arten zufälliger Schwankungen eine entscheidende Rolle: Das Umweltrauschen betrifft alle Individuen einer Population gleichermaßen und kann dazu führen, daß die Population sehr klein wird, obwohl ihre mittlere Wachstumsrate größer als Null ist. Ist die Population aber erst einmal klein, kann sie aufgrund demographischen Rauschens aussterben, d.h. aufgrund der zufallsbedingten individuellen Variabilität. Zwei zueinander komplementäre Maße zur Quantifizierung des Aussterberisikos sind die mittlere Überlebenszeit T_m und die Wahrscheinlichkeit $P_0(t)$, innerhalb der Zeitspanne t auszusterben. T_m steigt mit der Lebensraumgröße K exponentiell an, wenn nur demographisches Rauschen vorhanden ist. Wenn zusätzlich Umweltrauschen berücksichtigt wird, ist der Anstieg von T_m sehr viel langsamer, so daß Vergrößerungen des Lebensraums keinen großen Effekt auf das Aussterberisiko haben. Modellgestützte Überlebensprognosen lassen sich nicht direkt überprüfen. Statt dessen muß zum einen versucht werden, durch Orientierung an Mustern im realen System das Vertrauen in die Modelle zu erhöhen. Andererseits helfen Sensitivitätsanalysen, die Prognosen kritisch zu beleuchten. Der eigentliche Zweck der Überlebensprognosen ist niemals eine einzelne Zahl, sondern der Vergleich der Überlebensfähigkeit für unterschiedliche Szenarien und somit ein Einblick in die Zusammenhänge, die beim zufallsbedingten Aussterben von Populationen eine Rolle spielen. Alternativen zu maßgeschneiderten PVAs sind aus der Theorie abgeleitete Faustregeln für die Praxis, sowie »generische« Modelle, die vom Anwender nur noch parametrisiert und ausgewertet werden müssen.

Schriftenverzeichnis

Akçakaya, H.R., 1994: RAMAS/metapop: Viability analysis for stage-structured metapopulations (Version 1.1). – Applied Biomathematics, Setauket, NY
 Boyce, M.S., 1992: Population viability analysis. – Annu. Rev. Ecol. Syst., 23, 481-506
 Brook, B.W., Lim, L., Harden, R., Frankham, R., 1997: Does population via-

bility analysis software predict the behaviour of real populations? A retrospective study on the Lord Howe Island woodhen *Tricholimnas sylvestris* (Sclater). – Biol. Conserv., 82, 119-128

- Burgman, M.A., Ferson, S., Akçakaya, H.R., 1993: Risk assessment in conservation biology. – Chapman & Hall, London
 Drechsler, M., 1999: Entscheidungen im Naturschutz bei ökologischer Unsicherheit. – NNA-Berichte 12 (2): 30-33 (in diesem Heft)
 Drechsler, M., Wissel, C., 1994: Ein stochastisches Modell für die Überlebenschancen von Metapopulationen. – Verh. Ges. Ökol., 23, 295-302
 Frank, K., Wissel, C., 1998: Spatial aspects of metapopulation survival – from model results to rules of thumb for landscape management. – Landsc. Ecol., 13, 363-379
 Grimm, V., Frank, K., Jeltsch, F., Brandl, R., Uchmanski, J., Wissel, C., 1996: Pattern-oriented modelling in population ecology. – Sci. Total Environ., 183, 151-166
 Grimm, V., Gottschalk, E., 1998: Ein Workshop über Entscheidungstheorie im Naturschutz am UFZ Leipzig-Halle. – Z. Ökol. Natursch., 6, 253-255
 Hildenbrandt, H., Bender, C., Grimm, V., Henle, K., 1995: Ein individuenbasiertes Modell zur Beurteilung der Überlebenschancen kleiner Populationen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). – Verh. Ges. Ökol., 24, 207-214
 Lacy, R.C., Hughes, K.A., Miller, P.S., 1995: VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 7 user's manual. – IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN
 Lindenmayer, D.B., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R., Lacy, R.C., Possingham, H.P., 1995: A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. – Ecol. Model., 82, 161-174
 Maguire, L.A., 1986: Using decision analysis to manage endangered species populations. – J. Env. Managem., 22, 345-360
 Mühlenberg, M. & Gottschalk, E., 1999: Wie quantifiziert man Naturschutzziele. – NNA-Berichte 12 (2): 34-41 (in diesem Heft)
 Primack, R.B., 1993: Essentials of conservation biology. – Sinauer, Sunderland MA

- Schröder, W., Schröder, J., Scherzinger, W.*, 1982: Über die Rolle der Witterung in der Populationsdynamik des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*). – *J. Ornithol.*, 123, 287-296
- Soulé, M.E.*, 1986: *Conservation biology*. – Sinauer, Sunderland MA
- Soulé, M.E.*, 1987: *Viable populations for conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge
- Starfield, A.M.*, 1997: A pragmatic approach to modeling for wildlife management. – *J. Wildl. Manage.*, 61, 261-270
- Starfield, A.M., Bleloch, A.L.*, 1986: Building models for conservation and wildlife management. – Collier Macmillan, London
- Starfield, A.M., Smith, K.A., Bleloch, A.L.*, 1990: *How to model it: problem solving for the computer age*. – McGraw-Hill, New York. 206 S.
- Stelter, C., Reich, M., Grimm, V., Wissel, C.*, 1997: Modelling persistence in dynamic landscapes: lesson from a metapopulation of the grasshopper *Bryodema tuberculata*. – *J. Anim. Ecol.*, 66, 508-518
- Stephan, T.*, 1993: *Stochastische Modelle zur Extinktion von Populationen*. – Dissertation, Universität Marburg
- Stephan, T., Brendel, U., Wissel, C.*, 1995: Ein Modell zur Abschätzung des Auslöschungsrisikos von *Alectoris graeca* im Nationalpark Berchtesgaden. – *Verh. Ges. Ökol.* 24, 161-167
- Warner, R.R., Chesson, P.L.*, 1985: Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effect. – *Am. Nat.*, 125, 769-787
- Wissel, C.*, 1989: *Theoretische Ökologie – Eine Einführung*. – Springer, Berlin

Anschrift des Verfassers:

Dr. Volker Grimm
 UFZ Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle
 Sektion Ökosystemanalyse
 PF 2
 04301 Leipzig

Entscheidungen im Naturschutz bei ökologischer Unsicherheit

von Martin Drechsler

Zusammenfassung

Entscheidungen im Naturschutz müssen oft unter Unsicherheit getroffen werden. Die Folgen von Eingriffen können im Allgemeinen nicht sicher prognostiziert werden, was bei der Abwägung alternativer Eingriffe berücksichtigt werden muß. Bevor eine Entscheidung getroffen werden kann, sollten Unsicherheiten möglichst systematisch erfaßt und ausgewertet werden. Das hierzu vorgestellte Verfahren stellt ein Bindeglied zwischen der in diesem Tagungsband ebenfalls vorgestellten Modellanalyse einerseits und der Entscheidungsanalyse andererseits dar.

1. Problemstellung

Bei der Planung von Eingriffen in Landschaften, wie z.B. bei Pflegeplänen oder dem Bau von Verkehrswegen, stehen häufig mehrere Alternativen zur Verfügung. Oft aber können die Auswirkungen der verschiedenen Handlungsalternativen oder -strategien auf die berührten Ökosysteme und das Überleben eventuell gefährdeter Populationen nicht genau abgeschätzt werden, so daß die Auswahl der besten Alternative schwierig ist. Zunächst besteht das Problem, die zukünftige Entwicklung der ökologischen Prozesse unter den verschiedenen Planungsalternativen vorherzusagen. In den letzten Jahren sind hier neben Expertenschätzungen verschiedene Prognoseverfahren entwickelt worden, wie Habitatpotentialanalysen, »biologische Schnellprognosen« (Heidenreich & Amler, 1999) und Computersimulationen (Grimm 1999; Gottschalk et al. 1999. Beiträge in diesem Band). Allen Verfahren – so sorgfältig und aufwendig sie auch durchgeführt werden mögen – ist jedoch gemeinsam, daß beträchtliche Unsicherheiten in den Prognosen auftreten können. Diese Unsicherheiten haben im wesentlichen zwei

Ursachen. Zum einen ist die Zukunft prinzipiell offen; z.B. kann das Wettergeschehen, das die Entwicklung einer Insektenpopulation stark beeinflussen kann, nicht über längere Zeiträume vorhergesagt werden. Zum zweiten kann selten genau bestimmt werden, in welcher Weise die Populationsentwicklung vom Wettergeschehen abhängt, egal ob man dieses exakt vorhersagen kann oder nicht. Anders ausgedrückt: Betrachtet man z.B. die jährliche Wachstumsrate der Insektenpopulation, so wird diese einerseits gemäß den Wetterbedingungen zufällig schwanken (so daß man nur langfristigen Mittelwert und jährliche Schwankungsbreite angeben kann), andererseits können selbst diese Größen, Mittelwert und Schwankungsbreite, oft nicht genau bestimmt werden.

Der Einfluß von Unsicherheiten auf Prognosen, z.B. bezüglich der Populationsgrößen-Entwicklung einer gefährdeten Art, wird im allgemeinen über Sensitivitätsanalysen (Watt 1968; Caswell 1978; Beck 1983) bestimmt. Dafür ist zunächst ein Prognosemodell nötig, z.B. ein Computersimulationsmodell, ein statistisches (Regressions-) Modell, oder ähnliches. In einer Sensitivitätsanalyse werden nun alle Faktoren (Modellparameter), die die Prognose beeinflussen, nacheinander variiert und die resultierende Variation in der Prognose bestimmt. Durch Vergleich können so z.B. diejenigen Faktoren bestimmt werden, deren Unsicherheit am stärksten die Prognose beeinflussen. Schließt man menschliche Eingriffe in das Prognosemodell explizit mit ein, so können diese z.B. in ihrem (positiven oder negativen) Einfluß miteinander verglichen, d.h. relativ zueinander bewertet werden.

Häufig wird jedoch mißachtet, daß Sensitivitätsanalysen streng genommen nur dann gültig sind, wenn die Variation bzw. die Unsicherheit in den Modellparametern klein ist, so daß nichtlineare Effekte und vor allem Wechselwirkun-

gen zwischen verschiedenen Parametern vernachlässigt werden können (Beck 1983). Diese Bedingung kleiner Variation ist in der Realität oft nicht erfüllt, insbesondere bei menschlichen Eingriffen (dies ist ja das eingangs genannte Grundproblem, mit dem der Naturschutz konfrontiert ist), aber auch bei der Schätzung von ökologischen Parametern, wie z.B. Mittelwert und Schwankungsbreite von Populationswachstumsraten (Unsicherheiten, in derartigen Größen werden meist stark unterschätzt oder gar völlig ignoriert). Bei derartigen Unsicherheiten in den ökologischen Parametern muß man davon ausgehen, daß auch die Prognosen bezüglich der Folgen menschlicher Eingriffe unsicher sind. Diese Unsicherheit schlägt sich damit bis in die Entscheidungsfindung durch, wie das folgende Beispiel zeigt.

Nehmen wir z.B. an, wir hätten einen Managementplan für eine Population zu entwickeln, die in drei etwa gleich große und voneinander ähnlich weit entfernte Habitate fragmentiert ist. Zwischen den Teilhabitaten sei ein gelegentlicher Individuenaustausch vorhanden. Nehmen wir an, wir hätten die Möglichkeit, entweder den Individuenaustausch zwischen den drei Teilpopulationen durch Korridore zu verbessern (»Habitatverbundsystem«), oder aber die Habitate der einzelnen Teilpopulationen zu vergrößern¹, um die einzelnen Teilpopulationen zu stärken. Nehmen wir an, es bestünde große Unsicherheit bezüglich der aktuellen Ausbreitungsfähigkeit der Individuen (derartige Unsicherheit ist in der Realität eher die Regel als die Ausnahme). In dem Fall, wo die Ausbreitungsfähigkeit sehr gering (nahe null) ist, ist es einleuchtend, daß die Verbundstrategie wenig Erfolg haben wird und man sich auf die Verbesserung der Teilhabitate konzentrieren sollte. Je höher die Ausbreitungsfähigkeit, desto mehr kann man vielleicht von einem Habitatverbundsystem erwarten – aber mehr als mit lokalen Maßnahmen? Was ist mit anderen etwaigen Unsicherheiten, wie z.B. Unsicherheiten bezüglich der Umweltvariabilität, die erwiesenermaßen den Effekt von Verbundmaßnahmen beeinflusst? Gibt es Wechselwirkungen zwischen ökologischen Parametern, d.h. wenn höhere Ausbreitungsfähigkeit für

¹ Die Bezeichnung »Habitatgröße« steht hier und im folgenden für die Tragfähigkeit eines Habitats, welche mit der Fläche und der Qualität des Habitats zunimmt.

das Habitatverbundsystem sprechen sollte, gilt dies unabhängig von der Stärke der Umweltvariabilität? Zuletzt fließen in die Entscheidungsfindung natürlich auch noch die Kosten der Maßnahmen ein. Eine Verbesserung der Ausbreitung der Individuen, um einen Faktor zwei beispielsweise, ist vielleicht einfacher zu erwirken als eine Verdopplung der Habitatgrößen. Wir stehen vor einem Netz von Abhängigkeiten und Unsicherheiten, die alle den optimalen Naturschutzplan beeinflussen können. Die abstrakte und etwas harmloser klingende Zusammenfassung lautet: Unsicherheit in den ökologischen Parametern führt zu Unsicherheit in der Rangordnung der bevorzugten Maßnahmen.

2. Lösungsvorschlag

Ein Weg diese Unsicherheiten systematisch anzugehen, ist sich zunächst einmal über das Ausmaß der ökologischen Unsicherheiten klarzuwerden, d.h. einerseits zu entscheiden, welche ökologischen Faktoren oder Parameter in der Analyse berücksichtigt werden sollten (diese Entscheidung trifft man z.B. wenn man ein Populationsmodell entwickelt) und andererseits abzuschätzen, welche Bandbreiten diese Parameter haben, d.h. welche Zahlenwerte sie annehmen können. Hier wird man die Ergebnisse von lokalen Felduntersuchungen, Expertenwissen und Literaturangaben kombinieren. Unterschiedliche Quellen weichen von Natur aus voneinander ab und sollten (bei geeigneter Auswahl) einen guten Eindruck der möglichen Parameterbandbreiten liefern.

Im nächsten Schritt machen wir uns klar, daß eine hundertprozentig perfekte Analyse aller Unsicherheiten und Wechselwirkungen unpraktikabel und in den meisten Fällen sicher auch nicht notwendig ist. Vielmehr interessieren wir uns dafür, wie stark sich die ökologische Unsicherheit auf unseren Naturschutzplan auswirkt. Ist eine der zur Auswahl stehenden Schutzmaßnahmen immer besser als alle anderen, egal welche Zahlenwerte die ökologischen Parameter annehmen? Oder, falls nicht, wie stark können die relativen »Vorteilhaftigkeiten« verschiedener Maßnahmen variieren, wenn man die ökologischen Parameter innerhalb ihrer jeweiligen Bandbreiten verändert? Für diese Fragestellung brauchen wir im Allgemeinen

nicht jeden möglichen Wert jedes ökologischen Parameters durchzuprobieren, sondern es genügt meist, die Maximal- und Minimalwerte der ökologischen Parameter zu betrachten, d.h. wir betrachten nur diejenigen ökologischen »Eck-Szenarien«, in denen jeder der ökologischen Parameter entweder seinen jeweiligen Maximal- oder Minimalwert annimmt. Gibt es in unserer Analyse n unabhängige ökologische Parameter, so haben wir eine Anzahl von 2^n verschiedenen ökologischen Eck-Szenarien zu berücksichtigen. Sie reichen von dem Szenario, wo alle ökologischen Parameter maximal sind, über Mischszenarien, wo manche maximal, manche minimal sind, bis hin zu dem Szenario, wo alle Parameter minimal sind. Für jedes dieser Eck-Szenarien sind die Einflüsse der verschiedenen Handlungsalternativen (z.B. Habitatvergrößerung und Habitatverbund) auf das Ökosystem oder die Population zu ermitteln und durch gegenseitigen Vergleich in eine Rangordnung zu setzen. Diese Rangordnung gibt an, welchen Einfluß eine bestimmte Maßnahme im Vergleich zu den anderen Maßnahmen hat.

Insgesamt erhalten wir auf diese Weise einen Satz von 2^n verschiedenen Maßnahmen-Rangordnungen. Ist n nicht zu groß, so daß man die verschiedenen Rangordnungen noch überblicken kann, so kann man zunächst nach Ähnlichkeiten zwischen den Rangordnungen suchen, z.B. ob eine der Maßnahmen

durchweg die beste, oder ob eine andere Maßnahme immer die schlechteste ist. Im ersten Fall wäre man praktisch fertig, denn man hätte eine Maßnahme gefunden die immer die beste ist, egal welche Werte die ökologischen Parameter annehmen (solange sich diese im vorher abgesteckten Bereich bewegen). Im zweiten Fall, könnte man die durchweg schlechteste Maßnahme aus dem Maßnahmenkatalog streichen und hätte diesen so um eine Komponente reduziert, was die Entscheidungsfindung zwar nicht abschließt aber immerhin vereinfacht. Man könnte auch nach der Maßnahme suchen die, wenn auch nicht immer die beste, so doch in allen Eck-Szenarien immer ziemlich weit oben steht. Würde man diese in den Naturschutzplan aufnehmen, so nähme man zwar in Kauf, daß diese in dem tatsächlich vorliegenden ökologischen Szenario (das man ja nicht genau kennt) vielleicht nicht die optimale Maßnahme ist; da die gewählte Maßnahme aber in allen Eck-Szenarien recht günstig abschneidet, könnte man sicher sein, daß – egal welches Szenario aktuell vorliegt – das Ergebnis zumindest befriedigend sein wird. Man hätte so zumindest einen totalen Fehlschlag ausgeschlossen.

Man kann sich eine Vielzahl weiterer Methoden ausdenken, mit denen man einen solchen Satz von Rangordnungen auswerten kann. Derartige Methoden sind Thema der aus den Wirtschaftswissenschaften stammenden Entschei-

Tabelle 1: Ober- und Untergrenzen der Bandbreiten der drei ökologischen Parameter Umweltvariabilität, Patchgröße und Individuen-Austauschrate. Umweltvariabilität und Austauschraten sind in Einheiten der mittleren Wachstumsraten, r , der Teilpopulationen skaliert. In dieser Modellstudie hängt aus Gründen der biologischen Plausibilität die Bandbreite der berücksichtigten Patchgrößen von der Stärke der Umweltvariabilität ab. Anstatt von Patchgrößen zu sprechen könnte man auch von »lokaler Stabilität« der Teilpopulationen sprechen. So wie die Bandbreiten der Patchgrößen gewählt wurden, resultiert eine »maximale« Patchgröße in einer vergleichsweise langlebigen Teilpopulation mit mittlerer Lebensdauer von einigen Jahrhunderten (entspricht grob einem lokalen Extinktionsrisiko von 5 bis 10 Prozent in den nächsten 50 Jahren (vgl. Grimm)), während eine »minimale« Patchgröße zu einer lokalen mittleren Lebensdauer von etwa einem Jahrzehnt (etwa 10 Prozent Extinktionsrisiko im nächsten Jahr) führt (Drechsler und Wissel 1998).

Ökologischer Parameter	max	min
Umweltvariabilität,	0.95	0.1
Patchgrößen (hohe Umweltvariabilität)	500 Individuen	100 Individuen
(geringe Umweltvariabilität)	30 Individuen	15 Individuen
Individuen-Austauschrate	0.1	0.01

dungstheorie, die seit einigen Jahren auch Anwendung im Naturschutz findet (Grimm & Gottschalk 1997).

3. Beispiel

Das folgende Beispiel soll das beschriebene Verfahren verdeutlichen. Es orientiert sich an dem eingangs skizzierten Naturschutzproblem der in drei Teile fragmentierten Population. Eine Population, die in mehrere Teilpopulation fragmentiert ist, wobei die lokalen Dynamiken dieser Teilpopulationen voneinander unabhängig sind und eine Kopplung über den gelegentlichen Austausch von Individuen erfolgt, bezeichnet man als Metapopulation (z.B. Reich und Grimm 1996 und Zitate ebenda). Drechsler und Wissel (1998) haben den Effekt verschiedener Schutzmaßnahmen auf eine solche Metapopulation untersucht. In der genannten Arbeit handelt es sich um eine allgemeine Analyse. Die Bandbreite der betrachteten Parameter ist daher größer und die Ergebnisse sind abstrakter, als man in einem konkreten Fall erwarten kann. Insbesondere sollten die Ergebnisse wegen der Einfachheit des untersuchten Modells nicht ohne die dort beigefügten einschränkenden Bemerkungen auf den Naturschutz angewendet werden. Sie sollen an dieser Stelle auch nicht im Hinblick auf den Naturschutz diskutiert werden, vielmehr sollen sie als Beispiel dafür dienen, wie

man mit großen Unsicherheiten systematisch umgehen kann.

Die bei Drechsler und Wissel (1998) berücksichtigten (schützerischen) Eingriffe sind die Vergrößerung der Teilhabitate (Patches) der Metapopulation (»Maßnahme G«), die Vergrößerung der Zahl der Patches (»Maßnahme Z«) und die Verbesserung der Wanderungsbedingungen zwischen diesen (»Maßnahme W«). Die ökologischen Parameter, von deren Werten die Einflüsse der Eingriffe abhängen, sind die Stärke der Umweltvariabilität, die Intensität des Individuenaustauschs zwischen den Patches, und die Größe der Patches (wie man hier sieht, können manche Größen in der Analyse sowohl Eingriffs- als auch ökologischer Parameter sein, nämlich dann, wenn ein ökologischer Parameter unmittelbar durch einen Eingriff verändert wird, wie dies z.B. bei der Patchgröße der Fall ist). Drechsler und Wissel (1998) betrachten unterschiedlich große Metapopulationen; wir beschränken uns hier auf den Fall einer Metapopulation mit aktuell drei Patches. Die Aufgabe ist nun, zu ermitteln, welche der drei Schutzmaßnahmen, G, Z und W, die erfolversprechendste ist, und wie das Ergebnis von den drei ökologischen Parametern (Umweltvariabilität, Individuenaustausch und Patchgröße) abhängt. Zunächst wurden von Drechsler und Wissel (1998) die Bandbreiten der ökologischen Parameter ermittelt (Tab. 1), daraus wie oben beschrieben, $2^3=8$ ökologische Szenari-

en gebildet und für jedes Szenario eine Rangordnung der drei Eingriffsparameter bestimmt (Tab. 2, linke Hälfte).

Eine Rangordnung von $Eg:Ew:Ez=2:1:2$ (zweite Spalte, erste Zeile in Tab. 2) kann grob so interpretiert werden, daß eine Erhöhung der Patchgröße G oder eine Erhöhung der Patchzahl Z die Lebensdauer der Metapopulation doppelt so stark erhöht wie eine Verbesserung der Wanderungsbedingungen W. Die E-Werte geben also die relativen Effizienzen der drei Maßnahmen an. Nun wollen wir noch den Aufwand der verschiedenen Maßnahmen berücksichtigen. Nehmen wir (hypothetischerweise) an, eine Erhöhung der Patchzahl um 33% von drei auf vier wäre genauso teuer wie eine Vergrößerung der (drei) Patches um 33%, aber beide Maßnahmen wären viermal so teuer wie eine Verbesserung der Wanderungsbedingungen (z.B. durch Korridore) um denselben Prozentsatz. Dies erhöht die Effizienz der Wanderungsbedingungen (Ew) um einen Faktor vier gegenüber den anderen beiden Maßnahmen und wir erhalten die Effizienzverhältnisse auf der rechten Seite der Tab. 2. Wir interessieren uns für die Rangordnungen in der rechten Hälfte der Tabelle 2, die die Kosten der Maßnahmen berücksichtigen. Die Rangordnungen können, so wie im letzten Abschnitt angedeutet, ausgewertet werden.

i. In allen Szenarien hat die Maßnahme Z (Erhöhung der Patchzahl) die geringste Effizienz. Sie kann aus dem Maßnahmenkatalog gestrichen werden.

ii. Keine der drei Maßnahmen führt die Rangordnung in allen acht Szenarien an, d.h. weist überall die höchste Effizienz auf. Man kann die acht Szenarien in vier Bereiche einteilen: die beiden fettgedruckten und die beiden normalgedruckten. In dem rechten oberen (fettgedruckten) Bereich sind Umweltvariabilität, Patchgrößen und Austauschraten am oberen Rand ihrer Bandbreite. Wir finden, daß Maßnahme W (Verbesserung der Wanderungsbedingungen) die größte Effizienz von allen drei Maßnahmen besitzt. Links unten (fettgedruckt) sind die meisten der ökologischen Parameter am unteren Rand ihrer Bandbreiten, und eine Erhöhung der Patchgröße stellt sich als die effizienteste Maßnahme heraus. Die restlichen beiden, nicht fettgedruckten, Bereiche

Tabelle 2: Rangordnung der Sensitivitäten (Effizienzen), Eg, Ew und Ez, der drei Größen, die durch menschlichen Eingriff verändert werden können. Dies sind die Patchgrößen G, die Wanderungsbedingungen zwischen den Patches, W, und die Patchzahl, Z. Die Rangordnung Eg:Ew:Ez hängt vom vorliegenden ökologischen Szenario, d.h. von der aktuellen Patchgröße, der Individuen-Austauschrates und der Umweltvariabilität, ab. In der linken Hälfte der Tabelle stehen die Resultate der Modellanalyse ohne Berücksichtigung von Kosten; rechts sind die Kosten der drei Maßnahmen berücksichtigt (s. Text). (Die »Mischszenarien«, in denen einer der beiden Parameter, Patchgröße und Individuenaustausch, minimal und der andere maximal ist, sind bei Drechsler und Wissel (1998) nicht explizit zu finden. Sie wurden, wie dort beschrieben, durch Interpolation zwischen den beiden »Extremszenarien«, in denen Patchgröße und Individuenaustausch beide maximal bzw. beide minimal sind, erzeugt.)

Patchgröße	Individuenaustausch	Effizienz ohne Kosten		Effizienz mit Kosten	
		Umwelt-Schwankungen min	Umwelt-Schwankungen max	Umwelt-Schwankungen min	Umwelt-Schwankungen max
max	max	Eg:Ew:Ez=5:1:2	Eg:Ew:Ez=2:1:2	Eg:Ew:Ez=5:4:2	Eg:Ew:Ez=2:4:2
max	min	Eg:Ew:Ez=14:2:3	Eg:Ew:Ez=9:2:3	Eg:Ew:Ez=14:8:2	Eg:Ew:Ez=9:8:3
min	max	Eg:Ew:Ez=14:2:3	Eg:Ew:Ez=9:2:3	Eg:Ew:Ez=14:8:2	Eg:Ew:Ez=9:8:3
min	min	Eg:Ew:Ez=10:1:1	Eg:Ew:Ez=10:1:1	Eg:Ew:Ez=20:4:1	Eg:Ew:Ez=20:4:1

sind »Übergangsbereiche«. In diesen Übergangsszenarien haben die beiden Maßnahmen *W* und *G* (Verbesserung der Wanderungsbedingungen und Erhöhung der Patchgrößen) etwa dieselbe Effizienz.

iii. In den meisten Szenarien führt die Maßnahme *G* (Erhöhung der Patchgrößen) die Rangordnung an oder steht wenigstens an zweiter Stelle. Wenn man über die genauen Werte der drei ökologischen Parameter gar nichts weiß, so sollte man die Maßnahme *G* ergreifen. Damit nimmt man zwar in Kauf, daß wenn Umweltvariabilität, Patchgrößen und Austauschraten allesamt maximal wären (fettgedrucktes Szenario rechts oben), man nicht die optimale Maßnahme gewählt hätte; man kann aber mit Maßnahme *G* in allen anderen Fällen gute Ergebnisse erwarten, so daß diese Maßnahme im Durchschnitt am besten abschneidet.

Es sei noch einmal daran erinnert, daß die Ergebnisse von verschiedenen Annahmen bezüglich der räumlichen Struktur der Metapopulation und der Bandbreiten der Parameter (Drechsler und Wissel 1998) und den Annahmen über die Kosten der drei Schutzmaßnahmen abhängen. Die obige Diskussion soll daher in erster Linie als Demonstration aufgefaßt werden dafür, wie man Naturschutzentscheidungen unter ökologischer Unsicherheit treffen kann.

4. Zusammenfassung und Diskussion

Bei der Abwägung alternativer Eingriffe in der Landschaftsplanung ist eine Prognose und ein Vergleich der Auswirkungen unabdingbar. Prognosemodelle (dies können Simulationsmodelle aber auch statistische Modelle [Regression, Artenzahlschätzungen] sein) sind dabei hilfreich, aus verschiedenen Gründen aber mit Unsicherheiten behaftet, was zu Unsicherheiten in der Rangordnung der bevorzugten Eingriffe führen kann. Durch Variation (Sensitivitätsanalyse) der ökologischen Faktoren, denen ein Einfluß auf die Rangordnung unterstellt werden kann, kann man diese Variabilität ermitteln und interpretieren. Es wurde ein Ansatz vorgestellt, der eine systematische Analyse solcher Variabili-

täten erlaubt. Das Ergebnis ist eine Tabelle von Rangordnungen, die entweder – wie in dieser Arbeit demonstriert – durch »scharfes Ansehen« oder auch mit den Methoden der Entscheidungsanalyse interpretiert werden kann. Damit stellt die vorgestellte Sensitivitätsanalyse ein wichtiges Bindeglied zwischen der Modellierung bzw. der Prognose und der Entscheidungsfindung im Naturschutz dar.

Da bei *n* verschiedenen ökologischen Parametern eine Zahl von 2^n verschiedenen Szenarien untersucht werden muß, kann der rechnerische Aufwand bei großen *n* schnell sehr groß werden. Es gibt aber mathematische Methoden (Drechsler et al. 1998, Drechsler 1998), auf die hier nicht näher eingegangen werden konnte, mit deren Hilfe mehrere ökologische Parameter in einem einzigen »Super-Parameter« zusammengefaßt werden können. Auf diese Weise kann man ein Problem mit vielen ökologischen Parametern auf eines mit wenigen »Superparametern« zurückführen.

Abschließend sollte betont werden, daß die in diesem Beitrag vorgestellte Sensitivitätsanalyse nicht so verstanden werden sollte, als müßten nun mit aufwendigen Felduntersuchungen sämtliche Unsicherheiten in den ökologischen Parametern genau bestimmt werden. Ganz im Gegenteil kommen Sensitivitätsanalysen zunächst mit relativ wenigen und ungenauen Daten aus. »Zeitaufwendig« sind sie nur in Bezug auf Computerrechenzeit, die aber in den wenigsten Fällen ein begrenzender Faktor sein dürfte. Daneben kann eine sorgfältig durchgeführte Sensitivitätsanalyse helfen, Forschungsaufwand auf diejenigen wichtigen ökologischen Faktoren zu lenken, die einen Einfluß auf die günstigste Eingriffstrategie haben. Insgesamt werden Sensitivitätsanalysen daher den Gesamtaufwand eines Planungsprozesses eher reduzieren als verlängern.

Literatur

- Beck, M.B., 1983: Sensitivity analysis, calibration and validation. In: Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs (ed. G.T. Orlob). – International Series on Applied Systems Analysis, Volume 12, Wiley, Chichester. 425-67.
- Caswell, H., 1978: A general formula for the sensitivity of population growth

rate to changes in the life history parameters. – Theoretical Population Biology 14. 215-30.

- Drechsler, M. und Wissel, C., 1998: Trade-offs between local and regional scale management of metapopulations. – Biological Conservation 83. 31-41.
- Drechsler, M., Burgman, M.A. und Menckhorst, P.W., 1998: Uncertainty in population dynamics and its consequences for the management of the Orangebellied Parrot *Neophema chrysogaster*. – Biological Conservation, 84. 269-281.
- Drechsler, M., 1998: Sensitivity analysis of complex models. – Biological Conservation, 86. 401-412.
- Gottschalk, E. et. al., 1999: Von der Biologie einer Art zur Ermittlung des Flächenbedarfs einer überlebensfähigen Population – das Bsp. der westl. Beißschrecke. – NNA-Bericht 12 (2). In diesem Band.
- Grimm, V. und Gottschalk, E., 1997: Ein Workshop über Entscheidungstheorie im Naturschutz am UFZ Leipzig-Halle. – Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz 6. 253-255.
- Grimm, V., 1999: Grundlegende Techniken und Konzepte bei der Abschätzung von Extinktionsrisiken mit Hilfe ökologischer Modelle. – NNA-Berichte 12 (2). In diesem Band.
- Reich, M. und Grimm, V., 1996: Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5. 123-139
- Watt, K.E.F., 1968: Ecology and Resource Management. – Mc Graw Hill, New York.

Danksagung

Volker Grimm danke ich für den Vorschlag, diesen Beitrag zu schreiben, und seine hilfreichen Kommentare.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Martin Drechsler,
Ökosystemanalyse, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Permoserstr. 15
D-04318 Leipzig,
Tel. 03 41-2 35-20 39
Fax: 03 41-2 35-35 00
e-mail: martind@oesa.ufz.de

Wie quantifiziert man Naturschutzziele?

von Michael Mühlenberg & Eckhard Gottschalk

1. Wozu braucht der Naturschutz die Quantifizierung seiner Flächenansprüche?

Das anhaltende Verschwinden von Tier- und Pflanzenarten zeigt, daß der Status quo unserer Landschaft einen sicheren Schutz vieler Arten nicht leisten kann. Beispiele für diese Aussage werden u.a. in *Blab & Nowak* (1989) aufgeführt. Wie gesichert ist der jetzige Bestand an gefährdeten Arten und wie weit kommen wir mit den bisherigen Naturschutzkonzepten?

Thema dieses Bandes ist es, Möglichkeiten aufzuzeigen, wie sich Naturschutzforderungen durch quantitative Aussagen präzisieren lassen. Je konkreter die Ansprüche formuliert werden können, desto größer kann ihre Durchsetzungskraft sein. Zumindest werden erst dadurch wirkliche Abwägungen möglich, die die widerstreitenden Interessen gegenüberstellen. Die diffusen Hoffnungen, daß die Natur es trotz der Vielfalt anderer Nutzungen schon immer »schaffen« wird, müssen zu Wahrscheinlichkeitsaussagen präzisiert werden. Sobald wir uns im Naturschutz eine in die Zukunft gerichtete Blick- und Argumentationsweise aneignen, müssen wir Elemente einer Risikoanalyse übernehmen. Die Dringlichkeit von Maßnahmen muß abgeschätzt werden können und Art und Umfang der Maßnahmen müssen sich benennen lassen. Um neben anderen Planungen gleichwertig zu bestehen, sind sehr konkrete Angaben nötig. Wir müssen unsere Zielvorstellungen quantifizieren können. Diese Quantifizierung für komplexe Systeme, wie Ökosysteme oder Biotope durchzuführen, stößt auf Schwierigkeiten (*Hovestadt et al.* 1991).

Wenn wir in unserer Argumentation nicht qualitativ bleiben wollen, müssen wir uns auf einzelne Arten beschränken. Das Zielartenkonzept (*Hovestadt et al.* 1991, *Mühlenberg et al.* 1991, *Mühlenberg & Hovestadt* 1992, *Mühlenberg* 1993, *Vogel et al.* 1996, *Mühlenberg & Slowik* 1997) ist bestrebt, den Nachteil, nur wenige Arten zu beachten, durch die Auswahl geeigneter Arten zu minimieren. Diese Form der Herangehensweise

an Schutzziele und deren Umsetzung können den Entscheidungsträgern ein Werkzeug zur Beurteilung von Entwicklungs- und Eingriffsfolgen an die Hand geben, das ermöglicht, wichtige Bedrohungsfaktoren für Arten zu erkennen, abzuwenden und den Erfolg einer Maßnahme objektiv abzuschätzen. Die Gefährdungsanalyse einer Population ergibt jeweils eine quantitative Abschätzung über den Zustand der Population und deren Zukunftsaussichten. Dies ist weit konkreter und weit eindeutiger zu interpretieren, als beispielsweise die Kontrolle der Artenvielfalt (Wieviele Arten sind genug?). Die wichtigste Neuerung von Naturschutzstrategien mit Zielarten durch das Instrumentarium von Risikoanalysen sind quantitative Prognosen und die wissenschaftliche Abschätzung der Erfolgsaussichten (*Mühlenberg & Slowik* 1997).

Dieser Band der »NNA-Berichte« soll zeigen, welche Mittel uns für eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung derzeit zur Verfügung stehen. Wenn wir diese Angaben quantifizieren können, dann reiht sich der Naturschutz mindestens gleichwertig in andere Planungen ein, die ebenfalls Landschaft beanspruchen (z.B. Verkehrsplanung) und die längst mit quantitativen Prognosen arbeiten. Das Entwickeln quantitativer Planungsinstrumente muß unser Anspruch sein. Die Prognosen werden nie die komplexen biologischen Systeme völlig exakt beschreiben können, aber sie sollten gleichwertig neben den Instrumenten der anderen Planungen dastehen können.

Was die Quantität angeht, bleiben Naturschutzempfehlungen bisher oft sehr allgemein. Gerade im deutschen Sprachraum hat sich der Naturschutz ausführlich mit dem »was?« und »wie?« befaßt, die Frage nach dem »wieviel?« aber meistens nur intuitiv behandelt. Das gilt für Angaben zum Flächenanspruch aber auch zum Ausmaß, in dem bestimmte Habitatansprüche erfüllt sein müssen. Sätze wie der folgende fallen häufig: »Gefährdete Einzelarten und erst recht Vogelgemeinschaften sind in aller Regel nur über die Bereitstellung *sehr großer Flächen* zu schützen...« Die Kon-

kretisierung d.h. Quantifizierung solcher und ähnlicher Aussagen läßt allerdings so gut wie immer auf sich warten.

2. Verbesserung der Argumentation im Naturschutz durch Berücksichtigung von mehr Information:

Die geforderte quantitative Formulierung von Naturschutzzielen benutzt Informationen, die über den Kenntnisstand durch Kartierungen hinausgehen. Sie setzt ein fundiertes Wissen zur Habitatbindung und zur Populationsökologie dieser Arten voraus. In Tabelle 1 ist zusammengestellt, was mit welchem Informationsstand für den Naturschutz erreicht werden kann. Dabei setzen die höheren Ebenen in der Regel die Kenntnis der tieferen voraus. Das Niveau quantitativer Argumentation wird auf der vierten Ebene erreicht.

Grundsätzlich müssen Informationen zu zwei Themenbereichen vorliegen, um den Handlungsbedarf für eine Art zu klären: Informationen bezüglich der erforderlichen Eigenschaften der zu schützenden Habitate, also zur Habitatqualität und Informationen zum Flächenbedarf und der räumlichen Konstitution der Landschaft.

2.1. Habitatqualität

Von vielen Arten ist bekannt, in welchen Habitaten sie vorkommen. Welche Habitateigenschaften über das Vorkommen oder Fehlen dieser Arten entscheiden, ist schon bei einer geringeren Zahl von Arten bekannt, die dann zumeist aus Gruppen stammen, die schon immer im Mittelpunkt des Interesses standen, wie die Wirbeltiere.

Oft sind allerdings die erforderlichen Habitateigenschaften nur qualitativ benannt.

Aus den langfristigen Studien an Einzelarten haben wir gelernt, daß in der Regel wenige Schlüsselfaktoren die Habitateignung bestimmen (z.B. *Gottschalk* 1996, *Rothhaupt & Klein* im Druck; *Vogel, B* 1998, *Vogel, K* 1998). Für einen Managementplan sind oft nur ein oder wenige ausschlaggebend.

Die Schlüsselfaktoren sind oftmals gut zu identifizieren, besonders bei Arten über deren Biologie man bereits Kenntnisse hat. Zumindest Hypothesen

zu den Schlüsselfaktoren lassen sich vielfach bereits der Literatur entnehmen. Habitatnutzungsanalysen lassen die wichtigen Habitatbestandteile und mögliche Engpässe im Habitat deutlich werden. Die Populationsdichte ist oftmals ein gutes Kriterium für Habitatqualität (Tab. 2). Diese Dichteangaben eignen sich sehr gut für Vergleiche, sowohl zeitlich (frühere – heutige Dichte) als auch überregional (Mittelgebirge, Tiefland) als auch zwischen verschiedenen bewirtschafteten Flächen (intensive – extensive Grünlandwirtschaft). Anhand von Dichten lassen sich Zielvorstellungen zum Schutz einer Landschaft formulieren. Nur müssen die Habitatansprüche der betrachteten Art sehr gut bekannt sein. Es gibt aber auch Möglichkeiten der Fehlinterpretation, wenn man hohe Dichten einer Art als Indikator für gute Habitatqualität ansieht (Kellner et al. 1992): Wenn die Dichte sich nicht nach einer Habitatmanipulation ändert, könnte die

Dichte durch die sich nicht fortpflanzenden Individuen am Ort (z.B. floaters) aufrecht erhalten werden. Außerdem können zwei Habitate die gleiche Dichte aufweisen, aber der Reproduktionserfolg in ihnen sehr verschieden sein. Habitatänderung kann auch die Einwanderung von vielen Individuen bewirken, die aber nicht an der Reproduktion beteiligt sind. Das Entscheidende für die Prognose des Überlebens in der Zukunft ist der Reproduktionsbeitrag, den die Individuen zur Population beisteuern.

Schwieriger als die Identifizierung der Schlüsselfaktoren ist es festzustellen, wieviel von einem Habitatfaktor erforderlich ist, um eine Population in einem Habitat stabil zu erhalten. Um Beispiele aus unserer Arbeitsgruppe zu nennen: Wie groß darf die Vegetationsdeckung höchstens am Eiablageort vom Feuerroten Scheckenfalter (*Melitaea didyma*) oder der Westlichen Beißschrecke (*Platyleis albopunctata*) maximal sein? Wie

hoch muß die Sitzwartendichte in einem Raubwürgerrevier sein? Wieviele offene Bodenstellen braucht die Heidelerche im Revier? Diese Angaben lassen sich nicht mehr über Kartierungen lösen, sondern setzen eine Betrachtung der Populationsbiologie voraus, also Angaben über den Fortpflanzungserfolg und/oder die Populationsentwicklung etlicher Jahre. Zwei Beispiele aus den genannten Untersuchungen unserer Arbeitsgruppe seien aufgeführt: Im Habitat, das in den ersten Untersuchungsjahren die höchste Populationsdichte der Westlichen Beißschrecke aufwies, war gleichzeitig die Populationsdynamik über einen längeren Zeitraum am stärksten, so daß dieses Vorkommen weniger stabil ist, als ein anderes mit geringen, aber konstanten Populationsgrößen. (Gottschalk 1998) Der Raubwürger brütet im südlichen Steigerwald zum großen Teil in Revieren, die einen sehr wechselhaften Bruterfolg aufweisen. Die Population ist nur durch

Tab. 1: Ebenen in der Naturschutzargumentation mit ihren jeweiligen Möglichkeiten und Unsicherheiten (aus Mühlenberg & Slowik 1997)

Umsetzung	Grundlage der Argumentation	Was kann erreicht werden?	Welche Unsicherheiten bleiben?	Problemlösung
Ebene 1	Biotope und Vegetations-Kartierungen	Identifikation von Vorrangflächen für den Naturschutz oder von Habitaten mit Umweltveränderungen	Können die Biotope in ihrem gegenwärtigen Zustand geschützt werden? Werden gefährdete Arten gesichert, wenn bestimmte Biotope unter Schutz gestellt werden?	Erfassung der Arten in dem Planungsgebiet → gehe zur Ebene 2
Ebene 2	Artenlisten	Schutz ausgewählter Habitate, wo bestimmte Arten nachgewiesen wurden	Warum wurden die Arten im Gebiet angetroffen? Werden die Arten auch zukünftig im Gebiet vorkommen?	Mehr Artengruppen und mehr Flächen untersuchen (?) Bezug der Arten zum Gebiet herstellen (Habitatbindung) → gehe zur Ebene 3
Ebene 3	Biologie ausgewählter Arten	Spezifischeres Habitat-Management bzw. Schutz spezieller Ressourcen	»Richtige« Auswahl der Arten bzw. stimmt die Auswahl mit den Schutzzielen überein? Wieviel Fläche ist in welcher Qualität für den Fortbestand der Art erforderlich?	Mehr Artengruppen und mehr Flächen untersuchen (???) Habitatnutzungs-Analyse, Gefährdungsanalyse, Prognosen zur Populations- und Habitatentwicklung → gehe zur Ebene 4
Ebene 4	Populationsbiologie einer ausgewählten Art	Optimaler Schutz für die untersuchte Art mit Förderung der Überlebensfähigkeit anderer Arten (»Mitnahmeeffekt«). Management-Pläne für die gesamte Region unter verschiedenen Rahmenbedingungen. Unterscheidung von »source-« und »sink-« Habitaten. Bestimmung der kritischen Größe eines Gebiets und der kritischen Entfernung zwischen geeigneten Habitaten.	»Richtige« Auswahl der Arten bzw. stimmt die Auswahl mit den Schutzzielen überein?	Begründung des Mitnahmeeffekts. → analysiere erneut die Reaktion der ausgewählten und alternativen Zielarten auf Umwelteingriffe oder Management-Maßnahmen → erhalte oder ermögliche natürliche Prozesse in genügend großem Maßstab

die wenigen Reviere überlebensfähig, deren Habitatqualität einen konstanten Bruterfolg erlaubt (*Rothhaupt 1997*). Die Überlebensfähigkeit der Arten ist in beiden Fällen mit der Ausprägung des Schlüsselfaktors korreliert, so daß sich Mindestwerte für eine erforderliche Habitatqualität benennen lassen. Somit läßt sich der Umfang der Maßnahmen bestimmen, die diese Habitatqualität einrichten oder sichern.

2.2 Flächenanspruch

Der Flächenanspruch einer Tierpopulation wird bestimmt durch den Raumbedarf einer Anzahl von Individuen und der Größe einer überlebensfähigen Population. Der Raumbedarf variiert zum Beispiel durch unterschiedliche Habitatqualität. Das Überleben einer Population ist zum einen von den Habitateigenschaften abhängig, zum anderen von demographischen oder genetischen Zufallsprozessen (z.B. *Soulé 1980*). Entsprechend unterscheidet man zwischen deterministischen und stochastisch bedingten Aussterbeereignissen. Den deterministischen begegnet man durch

Erhaltung einer geeigneten Habitatqualität, den stochastischen durch ausreichende Populationsgrößen.

Sachteleben & Riess (1997) haben in jüngster Zeit versucht, über die genetische Komponente der MVP (minimum viable population; überlebensfähige Population) Flächenanforderungen für den Naturschutz abzuleiten. Die angegebenen Populationsgrößen sollen ausreichen, um den Verlust von Allelen durch genetische Zufallsprozesse (genetische Drift) zu vermeiden. Über die Beziehung der effektiven Populationsgröße zur realen Population wurden die Populationsgrößen für Artengruppen berechnet, die gerade ausreichen würden, Inzuchteffekte zu vermeiden. In diese Berechnung gehen noch weitere vereinfachende Annahmen ein, wie z.B. über Fluktuationen. Hinzu kommt dann der variable Dichtewert, so daß das vorgelegte Ergebnis jeweils eine breite Spannweite darstellt.

Ich greife folgende Beispiele heraus (aus Tab. 3 von *Sachteleben & Riess, 1997*):

Die Spannbreite der Angaben ist sehr hoch. Wenn wir sie präzisieren wollen, müssen wir auf weitere Informationen zurückgreifen.

Die Bestimmung der notwendigen Flächengröße für eine Population, die mit gewisser Wahrscheinlichkeit fortbestehen soll, verlangt den Einsatz einer Populationsgefährdungsanalyse (population viability analysis, PVA, *Boyce 1992*) oder eines Instruments, das von der PVA abgeleitet ist.

In den USA wurde die PVA als ein Instrument entwickelt, um qualitative wie quantitative Schutzziele für bedrohte Arten zu formulieren. Eine PVA ist eine umfangreiche, mehrjährige Studie, die Informationen zum Bestand, zur Habitatbindung, zur Populationsbiologie und falls sinnvoll zum Raumanspruch einer Reproduktionseinheit (z.B. Reviergrößen eines Paares) zusammenträgt. Dazu ist umfangreiche Feldforschung notwendig. Die Größe einer überlebensfähigen Population (minimum viable population, *Shaffer 1981*) ergibt sich aus den auftretenden Populationschwankungen, der Flächenbedarf einer Population aus diesem Wert sowie aus Angaben zu Dichten oder Reviergrößen, in einer Lebensraumsituation mit Habitatinseln außerdem das Ausbreitungsvermögen. Da das Aussterben auch von Zufallsprozessen abhängt, ist die MVP mit einer Wahrscheinlichkeitsaussage verknüpft. Oft einigt man sich auf eine Population, die mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die nächsten 100 Jahre überlebt. Um zu dieser Aussage zu kommen, sind Populationsmodelle erforderlich, welche die für das Aussterben bedeutsamen Prozesse simulieren.

Angesichts dieser Forderungen zu vieljähriger Forschung besteht die Gefahr, daß die Vorgehensweise der PVA im praxisorientierten Naturschutz als unpraktikabel angesehen wird und allenfalls als Instrument zum Schutz einzelner, besonderer Arten als einsetzbar akzeptiert wird. Deshalb soll im folgenden angedacht werden, ob sich Anforderungen der Praxis und die Möglichkeiten der Wissenschaft in einem Kompromiß vereinbaren lassen.

3. Ist die Forschung begrenzbar? Welcher Aufwand ist notwendig?

Die Darstellung der PVA und alle grau unterlegten Felder der Tabellen 1 u. 2 weisen auf benötigte Untersuchungen hin. Die zentralen Fragen sind:

- Wie aufwendig ist diese Forschung?

Tab. 2: Schutzziele, die sich anhand von Populationsdichten formulieren lassen. Beispiele für Vogelarten *) nach Flade 1994

Datenbasis	Quantifizierung	Mögliche Ergebnisse
Populationsdichte der Bekassine : 0,1 - 12 BP pro 100 ha *)	Forschen: Schlüsselfaktor der Habitatqualität? Welche Abhängigkeit der Dichte vom Schlüsselfaktor?	Zielgröße: 12 BP/100 ha —> wieviel an Maßnahme, um Zielgröße zu erreichen
Weißbrückenspecht : 40 BP/10km ² im W-Slowakischen Erzgebirge. bis 20 BP/10km ² in Austria, bis 20 BP/10km ² in Bialowieza.		Zielgröße: 40 BP/10km ² : Sonderstandorte, Nationalpark oder Urwald als Bezug?
Braunkehlchen : in Save-Auen bis 50 BP/10 ha; in entbuschten Riedwiesen bis 12 BP/10 ha; in Grünlandgebieten 4-10 BP/10ha. in Niederungen Schleswig-Holsteins 0,15 BP/10 ha (Busche 1988).	Siedlungsdichte für einzelne Habitate getrennt angeben (differenzierte Angaben von Kolbe & Neumann 1988): • Grünland feucht • Grünland trocken • Grünland mit Struktur (Bäume, Zäune, etc.) • Grünland, extensiv genutzt • trockenes Ödland, Ruderalflächen • Hochmoore • Bahndämme • Waldfreiflächen	
Westl. Beißschrecke (Gottschalk 1998): 300-3300 Tiere/ha in Prappach, 400-600 Tiere/ha in Hammelburg.	erschwert durch sehr unterschiedliche Fluktuationen, abhängig von der Habitatqualität. Zusätzliches Problem: Bezugsfläche? (kleinräumig können hohe Konzentrationen erreicht werden).	Zielgröße: maximale Kapazität einer Fläche (verbunden mit großen Populationsschwankungen) oder Habitatqualität • mit geringsten Pop.schwankungen?

■ Inwieweit kann auf die Literatur und auf generalisierende Annahmen zurückgegriffen werden?

3.1. Aufwand der benötigten Untersuchungen

Die wichtigen Punkte, die zur Bestimmung des Flächenbedarfs herangezogen werden, sind oben genannt. Anhand von zweien, Ausbreitungsfähigkeit und Populationsdynamik, soll erläutert werden, welcher Aufwand mit einer Datensammlung im Freiland verbunden ist und welche Möglichkeiten zur Vereinfachung erkennbar werden.

Das Problem bei der Ermittlung der Ausbreitungsfähigkeit einer Art ist, daß in der Regel nur ein kleiner Teil der Individuen zum Verlassen des Habitats und zum Suchen eines neuen Lebensraums neigt (Abb.1). Die mittlere Mobilität einer Population, die sich leichter ermitteln ließen, sagt wenig über die möglichen Ausbreitungsleistungen der Art aus. Diese seltenen Ereignisse der Fernausbreitung sind aber für Metapopulationssysteme von entscheidender Bedeutung. Daß die Nachweisbarkeit einzelner Individuen aber oftmals schlecht ist, erschwert die Datenerhebung zusätzlich.

Die Schwierigkeit der Datenerhebung versucht man mit einer Einteilung in Ausbreitungsklassen abzuschwächen. Ein System der Klasseneinteilung für die wichtigsten Parameter, die das Überleben von Schmetterlingspopulationen beeinflussen, schlagen Settele & Poethke (1996) vor:

Qualitativ:

1. Individuen einer Art erreichen 3 km entfernte Orte
2. Individuen einer Art erreichen 3-10 km entfernte Orte
3. Individuen einer Art erreichen > 10 km entfernte Orte

Quantitativ:

1. Arten mit hoher Mobilität (Mindestens 10% der Population erreichen 5 km entfernte Orte)
2. Arten mit geringerer Mobilität (Mehr als 90% der Population bleiben innerhalb eines Radius von 5 km)

Außer der Frage der Ausbreitungswahrscheinlichkeit stellt sich die der Kolonisierungsfähigkeit, d.h. mit welcher Wahrscheinlichkeit in einem unbesetz-

Tab.3: Abschätzung der Mindestarealgröße nach genetischen Kriterien (kein Allelverlust durch genetische Drift) (aus Sachteleben & Riess 1997)

Art	Mindestareal
Grashüpfer <i>Chorthippus albomarginatus</i>	250 bis 2900 m ²
Heidegrashüpfer <i>Stenobothrus lineatus</i>	270 m ² bis 15,6 ha
Baldrian Scheckenfalter <i>Melitaea diamina</i>	5,3 bis 18 ha
Teichrohrsänger	3,1 bis 1700 ha
Braunkelchen	250 bis 3400 km ² großr.; 40 bis 1100 ha kleinr.
Bekassine	4 bis 115 km ²
Schwarzspecht	710 bis 900 km ²

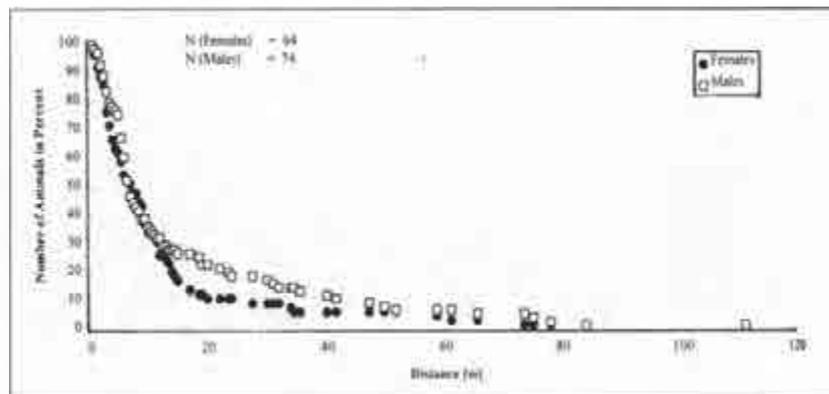


Abb. 1: kumulative Ausbreitungsentfernung der Blauflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) von 465 Tieren, die auf einer 0,14 ha großen Habitatfläche markiert wurden. Die weiteste Ausbreitungsdistanz ist nicht eingetragen: Ein Männchen wurde 800m vom Markierungsort entfernt aufgefunden. Aus Appelt (1996)

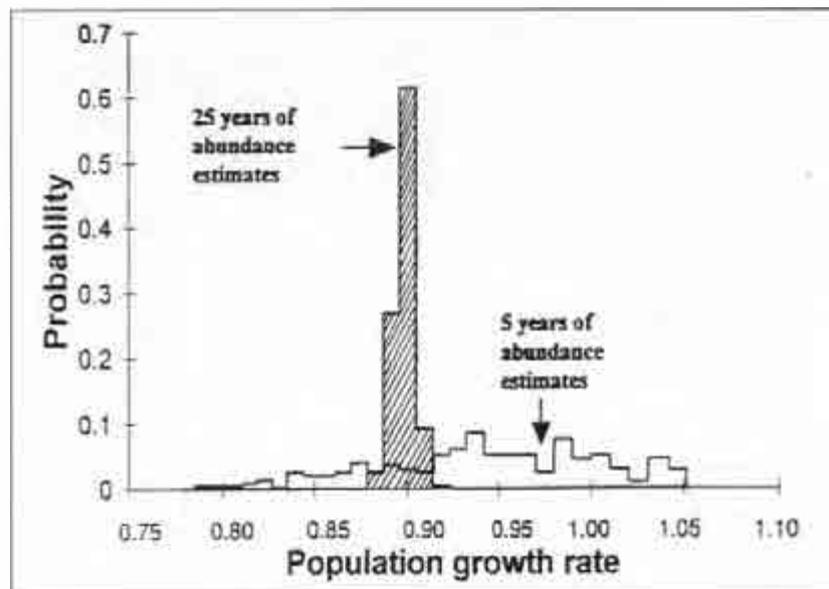


Abb. 2: Wahrscheinlichkeit unterschiedlicher Raten des Populationswachstums, einmal anhand 5jähriger Populationsdaten geschätzt, einmal anhand 25jähriger (aus Taylor, 1995).

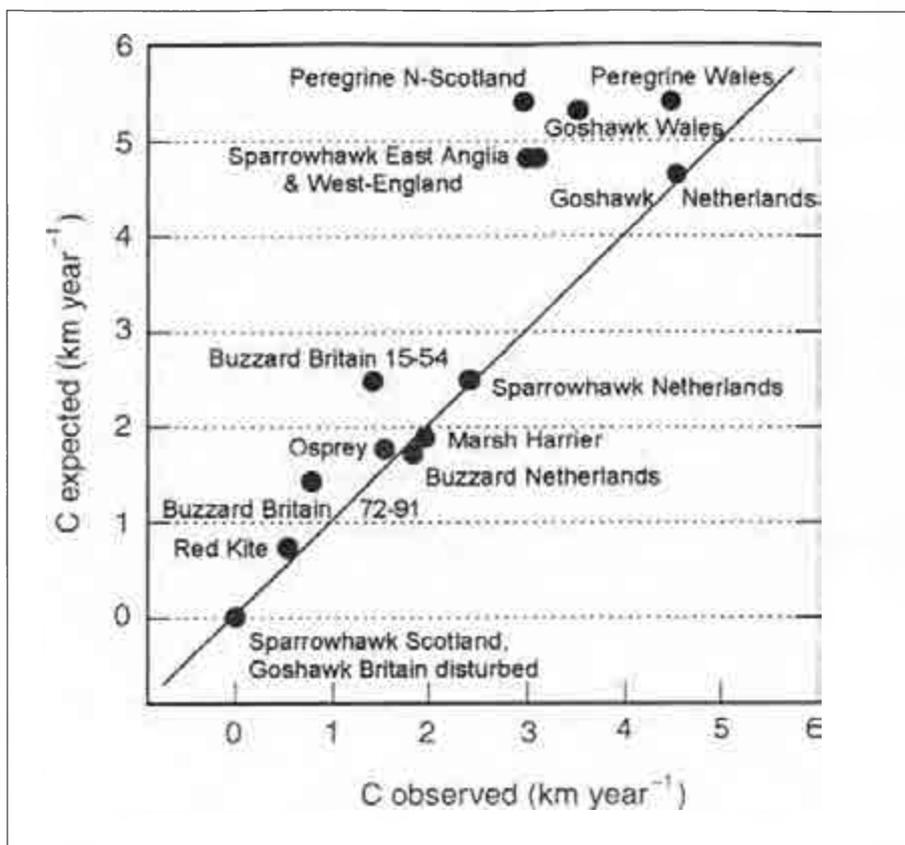


Abb.3: Beziehung zwischen beobachteter und erwarteter Ausbreitungsgeschwindigkeit von Greifvogelarten in Großbritannien und den Niederlanden. Aus Lensink (1996)

ten Habitat ankommende Individuen dort eine Teilpopulation gründen.

Erst die genetische Untersuchung der Verwandtschaft von Teilpopulationen ermöglicht auch quantitative Aussagen über den Austausch (dargestellt z.B. in Veith et al. 1996, Veith & Seitz 1995).

Die Untersuchung der Populationsdynamik ist ebenfalls langwierig und meist zusätzlich aufwendig. Die festgestellte Variabilität in der Populationsgröße ist von der Zeitdauer der Kontrolle abhängig. Für Insekten braucht man etwa aus 8 Jahren, für Vögel und Säugetiere aus 30 - 40 Jahren Daten, bis man die Varianz erfaßt hat, die sich auch bei noch längerem Studium nicht mehr erheblich vergrößert. Diese Zeiträume entsprechen für beide Tiergruppen im Durchschnitt etwa 8 Generationen (Thomas 1990)

Dieses illustriert die unterschiedliche Abschätzung der Wachstumsrate bei einer Robbe, je nachdem, ob man auf 5 Jahre oder 25 Jahre Datenerhebung zurückgreift (Abb. 2):

Daß Modelle in der Lage sein können, anhand vorliegender Daten sehr gute Prognosen zu liefern, zeigt fol-

gendes Beispiel. Lensink (1997) hat die tatsächliche Wiederausbreitung von Greifvögeln in England und Holland seit den 60er Jahren mit einem Modell verglichen. Das Modell zeigt die gute Übereinstimmung mit der tatsächlichen Ausbreitungsgeschichte (Abb. 3). Die Voraussagen entsprachen fast völlig den Beobachtungen. Die eingesetzten demographischen Parameter zu den einzelnen Greifvogelarten waren:

- Reproduktion: altersspezifische Fertilität, definiert als Zahl der Nachkommen in einer Altersklasse. Gezählt werden nur weibliche Nachkommen der Mütter. Eine stabile Population besteht bei $R_0=1,0$.

- Überleben: altersabhängige Wahrscheinlichkeit eines Individuums, nach einer bestimmten Zeit nach der Geburt noch am Leben zu sein

- Ausbreitung: Wahrscheinlichkeit, daß ein Individuum an einem Platz schlüpft sich dann an einem Ort x niederläßt. Betrachtet werden nur die Jungtiere, die nach dem Flüggerwerden sich selbst einen neuen Brutplatz wählen.

Vogel bespricht zwei unterschiedlich aufwendige Verfahren der Modellbildung zur Gefährdungsabschätzung einer Schmetterlingspopulation in diesem Band.

Die Daten, auf die im Modell zurückgegriffen wurde, entstammen aber jeweils sehr intensiven Studien.

Durch das Modell ist auch deutlich geworden, daß bereits ein geringfügiger Anstieg in der individuellen Überlebensrate oder in der Fertilität eines Weibchens die Ausbreitungsgeschwindigkeit signifikant beschleunigen kann.

3.2. Übertragbarkeit von Ergebnissen

Da die umfangreichen Untersuchungen nicht in jedem Fall vorgenommen werden können, ist die Frage entscheidend, ob sich Daten von anderen Untersuchungen übernehmen lassen, ob also Verallgemeinerungen möglich sind.

Häufig liegen von den betreffenden Populationen oder Arten keine ausreichenden Informationen vor. Die Übertragbarkeit von Daten, die an anderer Stelle gesammelt wurden, ist aber oftmals kritisch. Es gibt Beispiele, in denen dies gut funktioniert, es gibt aber auch solche, wo dies zu völligen Fehlannahmen führen kann.

Die folgenden Beispiele von wiesenbrütenden Vogelarten illustrieren das (Tab. 4):

Die Vielzahl dieser und anderer Beispiele zeigt, daß die Übertragung von Daten aus anderen Studien zu teils kritischen Unwägbarkeiten führen kann.

Den auftretenden Unsicherheiten muß man so begegnen, wie es bei anderen Prognosen in der Planung auch der Fall ist: mit Sicherheitszuschlägen. D.h. in Modellen wird man beim Fehlen von exakten, situationsbezogenen Daten mit den schlechtesten Annahmen arbeiten. Die Sensitivitätsanalysen in den Modellen erlauben auch eine Abschätzung, welche Auswirkung die Variation eines bestimmten Parameters auf das Ergebnis hat. Es wäre eine Aufgabe der Wissenschaft eine Reihe von gut untersuchten Beispielen zur Verfügung zu stellen, auf die man in Planungsfällen zurückgreifen kann. Über das mögliche Aussehen dieser Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Anwendung hat Heidenreich (Amler & Heidenreich, in diesem Band) berichtet.

Tab.4: Variation des Bruterfolges bei Wiesenbrütern in unterschiedlichen Untersuchungen

Wiesenbrüterart	Ort	mittlerer Bruterfolg: Anzahl 20-tägiger Jungvögel pro Brutpaar (Bairlein & Bergner 1995)
Kiebitz	nördl. Wesermarsch	1,04 (0,6 - 1,5)
Kiebitz	nördl. Weser-Ems-Gebiet	0,33
Kiebitz	bei Osnabrück	1,0
Rotschenkel	nördl. Wesermarsch	0,83
Uferschnepfe	nördl. Wesermarsch	0,91
Uferschnepfe	Schleswig-Holstein	0,4
erforderlich durchschnittl. mindestens (Glutz von Blotzheim et al. 1977)		1 - 1,5

3.3. Begrenzung des Aufwandes und resultierende Strategie für den Naturschutz

Um ein praxistaugliches Naturschutzinstrument anwenden zu können, das an der Vorgehensweise der aufwendigen PVA orientiert ist, wurde die Biologische Schnellprognose entwickelt. Sie ist eine Kombination von Auswertung vorliegender Information mit begrenzten Erhebungen im Gelände. *Amler* hat das Verfahren in diesem Band besprochen.

Abschließend läßt sich feststellen, daß Instrumente für Quantifizierungen im Naturschutz vorliegen und auch Fälle mit ausreichender Datengrundlage für Prognosen existieren. Die genannten Unsicherheiten in der Übertragbarkeit der Daten oder in der Variabilität der Daten sprechen für folgende Strategie der Aufwandsbegrenzung beim Einsatz der Wissenschaft für den Naturschutz: Es ist günstiger, d.h. man ist auf der sichereren Seite, wenn man in wenige Arten langjährige Forschung investiert. Diese Arten sollen dann in ihren Ansprüchen die gesamten Verwaltungsbezirke abdecken. *Kaule et al.* haben in diesem Sinne das Zielartenkonzept Baden-Württemberg entwickelt. Liegt hier jedoch nicht wieder eine andere, neue Unsicherheit vor? Ist eine Art repräsentativ für ein Gebiet? Welche Arten sollen ausgewählt werden?

Es stehen sich zwei Unsicherheiten mit prinzipiellem Unterschied gegenüber: Im ersten Fall (Übertragung biologischer Daten von einer Situation oder Art auf eine andere, hohe Variabilität der Parameter) haben wir es mit wissenschaftlichen Fragen zu tun. Sie lassen sich wissenschaftlich beantworten. Im zweiten Fall (Auswahl geeigneter Arten zur

Abdeckung großer Gebiete) haben wir es mit pragmatischen Fragen zu tun. Die Wissenschaft kann nicht beantworten, ob eine Art wertvoller als eine andere ist. Der Naturschutz kann sich aber aus pragmatischen oder politischen Gründen für bestimmte Arten entscheiden. Bei als gefährdet eingestuften Arten können Investitionen im Sinne des Naturschutzes keinen Fehler bedeuten. Die Konzentration auf wenige ausgewählte Arten ist die einzige Möglichkeit, wissenschaftlich Quantifizierungen zu begründen. Dieser Vorteil ist mit dem Verzicht verbunden, nicht alle Arten berücksichtigen zu können. Der »Mitnahmeeffekt« besagt, daß Schutzmaßnahmen weiteren Arten zu gute kommen. So lassen sich über gut ausgewählte Zielarten Biotop mit deren Lebensgemeinschaften schützen, nur lassen sich die Folgen der Maßnahmen für die anderen Arten nicht mit der gleichen Präzision vorhersagen oder quantifizieren.

Um den verschiedenen Planungssituationen gerecht zu werden, reicht die Anzahl der gut bearbeiteten Arten nicht aus, insbesondere nicht was langjährige Populationsdaten angeht. Die Einrichtung langjähriger Monitoringprogramme, die Schätzungen der Populationsgrößen vornehmen, wären ein wichtiger Schritt zur Etablierung quantitativer Naturschutzforderungen.

Literatur

Appelt, M. (1996): Elements of population vulnerability of the Blue Winged Grasshopper (*Oedipoda caerulea*) (Caelifera, Acrididae). In *Settele, J., Margules, C., Poschlod, P., Henle, K.* (Hrsg.): Species survival in fragmen-

ted landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 381 S.

Bairlein, F. & Bergner, G. (1995): Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. – *Vogelwelt* 116, 53-59.

Blab, J. & Nowak, E. (1989): Zehn Jahre Rote Liste gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda Verlag, Greven, 321 S.

Boyce, M.S. (1992): Population viability analysis. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23, 481-506.

Busche, G. (1988): Bestände und Bestandsrückgang des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Schleswig-Holstein. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 51, 33-43.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW, Eching, Deutschland, 879.

Glutz von Blotzheim, U.N. (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 14/II Passeriformes (5. Teil) Fringillidae. Aula Verlag, Wiesbaden, 1242.

Gottschalk, E. (1996): Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (Goeze 1778) (Ensifera: Tettigoniidae). In *Settele, J., Margules, C., Poschlod, P., Henle, K.* (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 381 S.

Gottschalk, E. (1998): Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*, GOEZE 1778) (Orthoptera: Tettigoniidae). Eine Grundlage für den Schutz der Art. *Cuvillier Verlag Göttingen*, 91 S.

Hovestadt, T., Roeser, J., Mühlenberg, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. *Ber. Ökol. Forschung* 1, Forschungszentrum Jülich, 277 S.

Kellner, C.J., Brawn, J.D. & Karr, J.R. (1992): What is habitat suitability and how should it be measured?. – in: *McCullough, D.R. & Barrett, R.H.*, Wildlife 2001: Populations.- Elsevier Applied Science, London, New York, 476-488.

Kolbe, U. & Neumann, J. (1988): Habitat und Siedlungsdichte des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in der Deutschen Demokratischen Republik. –

- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 5, 45-52.
- Lensink, R.* (1997): Range expansion of raptors in Britain and the Netherlands since the 1960s: testing an individual-based diffusion model. – *Journal of Animal Ecology* 66, 811-826.
- Mühlenberg, M.* (1993): Die Erforschung des Flächenanspruches von Tierpopulationen – Abhängigkeiten von der Biotopqualität, Konsequenzen für die Eingriffsplanung. – *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* 636, Symposium 1990 Bonn-Bad Godesberg. 121-130.
- Mühlenberg, M. & Hovestadt, T.* (1992): Das Zielartenkonzept. – *NNA, Norddeutsche Naturschutzakademie - Berichte* 5, 36-41.
- Mühlenberg, M., Hovestadt, T. & Röser, J.* (1991): Are there minimal areas for animal populations?. – in: *Seitz, A. & Loeschcke, V., Species Conservation: A Population-Biological Approach* (281 pp.). – Birkhäuser. Basel – Boston – Berlin. 227-264.
- Mühlenberg, M. & Slowik, J.* (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum.– *UTB, Quelle & Mayer, Wiesbaden*, 312.
- Pimm, S.L. & Redfearn, A.* (1988): The variability of population densities. – *Nature* 334, 613-614.
- Rothhaupt, G.* (1997): Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger. *Cuvillier Verlag Göttingen*. 150 S.
- Rothhaupt, G. & Klein, H.* (im Druck): Usable area as a key factor for habitat occupancy in the Great Grey Shrike. In *Yosef, R.: Proceedings of the 2nd International Shrike Symposium*
- Sachteleben, J. & Riess, W.* (1997): Flächenanforderungen im Naturschutz. Ableitung unter Berücksichtigung von Inzuchteffekten. I. Teil: Das Modell. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29, 336-344.
- Settele, J. & Poethke, H.J.* (1996): Towards demographic population vulnerability categories of butterflies: requirements of and species selection for future population ecological research. In *Settele, J. Margueles, C., Poschlod, P., Henle, K.: Species survival in fragmented landscapes*. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*. 381 S.
- Seufert, W. Grosser, N.* (1996): A population ecological study of *Chazara brizeis* (Lepidoptera, Satyridae). In *Settele, J. Margueles, C., Poschlod, P., Henle, K.: Species survival in fragmented landscapes*. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*. 381 S.
- Shaffer, M.L.* (1981): Minimum population sizes for species conservation. – *Bio science* 31, 131-134.
- Soulé, M.E.* (1980): Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In *Soulé M.E. & Wilcox, B.A. (eds): Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*. *Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts*, 151-169.
- Taylor, B.L.* (1995): The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. – *Conservation Biology* 9, 551-558.
- Thomas, C.D.* (1990): What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes?. – *Conservation Biology* 4, 324-327.
- Veith, M., Johannsen, J., Niclas-Görgen, B., Schmeller, D. Schwing, U., Seitz, A.* (1996): Genetics of insect populations in fragmented landscapes – a comparison of species and habitats. In *Settele, J. Margueles, C., Poschlod, P., Henle, K.: Species survival in fragmented landscapes*. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*. 381 S.
- Veith, M., Seitz, A.* (1995): Anwendungsmöglichkeiten der Populationsgenetik für den Artenschutz. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 24, 219-226.
- Vogel, B.* (1997): Habitatqualität oder Landschaftsdynamik - Wer bestimmt das Überleben der Heidelereche (*Lullula arborea*)? *Cuvillier Verlag Göttingen*, 136 S.
- Vogel, K.* (1997): Sonne, Ziest und Flockenblumen: Was braucht eine überlebensfähige Population des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*)? *Cuvillier Verlag Göttingen*, 134 S.
- Vogel, K. Vogel, B. Rothhaupt, R. & Gottschalk, E.* (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28, 179-184.

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr. M. Mühlenberg und
Dr. E. Gottschalk
Zentrum für Naturschutz
der Universität
Von Siebold Str. 2
37075 Göttingen

Von der Biologie einer Art zur Ermittlung des Flächenbedarfs einer überlebenschfähigen Population – das Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*)

von Eckhard Gottschalk, Eva-Maria Griebeler, Andreas Heidenreich, Hans-Joachim Poethke, Dirk Schmeller

Einleitung

Die Frage, »was?« geschützt werden muß, ist in Naturschutzkreisen viel diskutiert worden und wurde mit den Roten Listen oder der bundesweiten Kartierung schutzwürdiger Biotope für Planungen zugänglich gemacht. Die Frage nach dem »wieviel?« (z.B. wieviel Fläche müssen Schutzgebiete haben, um die schutzwürdigen Arten langfristig zu erhalten?) bleibt allerdings oft ungeklärt. Während andere Planungen (z.B. die Verkehrsplanung) längst Instrumente zur Bedarfsprognose einsetzen, werden vom Naturschutz in der Praxis bisher in der Regel keine Prognosen zur quantitativen Bedarfsbestimmung verwendet.

Es ist kaum möglich, wissenschaftlich begründete Mindestgrößen für komplexe Systeme wie Lebensraumtypen, Ökosysteme usw. festzulegen. Daher muß man sich für quantitative Argumentationen auf einfachere Einheiten beziehen. Solche einfacheren Einheiten sind Populationen von einzelnen Tier- oder Pflanzenarten, für die sich Flächenansprüche ermitteln lassen. Die Population soll auf der zur Verfügung stehenden Fläche eine gute Überlebenschance haben, und diese wird anhand der Daten zur Populationsökologie der Art und zur räumlichen Situation prognostiziert. Eine Prognose, die computergestützte Simulationsmodelle einsetzt, berechnet die Überlebenschance der Population im betreffenden Gebiet. Die Größe, die eine Population dabei mindestens einnehmen muß, um mit hoher Wahrscheinlichkeit (z.B. 95%) langfristig (z.B. 100 Jahre) überlebenschfähig zu sein, wird Minimum Viable Population (MVP, *Shaffer* 1981) genannt.

Im Prinzip läßt sich eine solche Analyse für jede Tier- oder Pflanzenart durchführen. Liegen jedoch noch keine popu-

lationsbiologischen Daten für eine Art vor, so kann die Prognose sehr zeitaufwendig und teuer werden. Quantitative Aussagen werden sich üblicherweise beispielhaft auf eine Gruppe von wenigen Arten stützen. Solche Arten können Zielarten sein (*Mühlenberg et al.* 1991, *Mühlenberg & Hovestadt* 1992). Sie sollten

1.) eine besondere Schutzpriorität (aufgrund von Seltenheit, Endemismus oder auch aufgrund besonderen öffentlichen Interesses) haben,

2.) aber noch über realistische Überlebenschancen verfügen und

3.) von ihrem Schutz sollte eine möglichst große Anzahl weiterer Arten profitieren (z.B. Arten mit hohen Raumansprüchen) (*Hovestadt et al.* 1991, *Vogel et al.* 1996).

Die zentrale Größe für die Quantifizierung des Flächenanspruchs ist die Minimum Viable Population. Die Größe einer MVP wird von der Populationsbiologie einer Art bestimmt. Wichtige Parameter sind:

Demographie: Mit steigendem Ausmaß der Populationsschwankungen steigt auch die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens und damit die Größe der MVP. Die Ursachen dieser Schwankungen können demographische Zufallsprozesse, aber auch Einflüsse des Wetters oder schwankende Habitatqualität sein. Gute Prognosen verlangen eine möglichst umfassende quantitative Analyse dieser Einflußfaktoren.

Ausbreitung und Isolation: Der Raumanspruch einer Population ist oftmals nicht auf einer Habitatfläche erfüllt, es müssen also mehrere oder sogar viele Habitate miteinander in Verbindung stehen, um das Überleben der Population wahrscheinlich zu machen.

Grundlage für die Beantwortung der Frage nach dem »wieviel?« ist das Wissen über das »was?«, also welche Habi-

tatqualität muß erhalten oder geschaffen werden, um die Ansprüche der Art zu erfüllen. Oft steht die Habitatqualität mit dem Flächenanspruch in Zusammenhang, indem Populationsdichte, Demographie oder Ausbreitungsverhalten von den Habitateigenschaften abhängen.

Dieser Aufsatz zeigt an einem Beispiel, wie der Weg zur Ermittlung des Flächenbedarfs einer Population aussehen kann. Letztlich soll die Frage geklärt werden, ob die Vorkommen der Westlichen Beißschrecke im Süden der Haßberge (Abb.1) eine überlebenschfähige Population bilden und ob das 1996 eingerichtete Naturschutzgebiet »Hohe Wann«, das fast sämtliche Vorkommen dieser Heuschrecke am südwestlichen Haßbergetrauf einschließt, mit einer Flächengröße von 1055 ha. (davon ca. 20 ha. Habitatfläche) ausreicht, um den Flächenbedarf einer Population zu decken.

Die Westliche Beißschrecke als Zielart

Die Auswahl der Westlichen Beißschrecke als Untersuchungsobjekt orientiert sich an den Kriterien zur Auswahl einer Zielart (*Hovestadt et al.* 1991, *Vogel et al.* 1996): *P. albopunctata* ist in den meisten Bundesländern auf der Roten Liste der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten zu finden. Ihrem Schutz kommt in Deutschland eine besondere Bedeutung zu, weil die Art ein westeuropäisches Verbreitungsgebiet besitzt, das sich im Gegensatz zu den meisten gefährdeten, thermophilen Heuschreckenarten Deutschlands nicht weit bis nach Asien erstreckt (Mittlerweile vereinigen manche Autoren *P. albopunctata* mit der östlich verbreiteten *P. grisea* zu einer Art, so daß der westlichen Form nur noch der Status einer Unterart zukommt (*Heller* 1988, *Ingrisch & Köhler* 1998)). Die Populationen im Süden Deutschlands sind zwar im Rückgang begriffen (*Detzel* 1991), aber noch so groß, daß man an der Art realistische Überlebenschancen einräumen kann. Sie ist ein typischer Bewohner von Trockenrasen, einem Lebensraum vieler in Mitteleuropa gefährdeter Arten. So hat der Lebensraumschutz einen positiven Effekt auf viele weitere Arten. Außerdem sprechen methodische Gründe für diese Insektengruppe, da bereits vergleichsweise viel ökologisches Wissen über etliche der einheimischen Arten existiert.

Untersuchungsflächen

Es wurde in zwei Untersuchungsgebieten in Unterfranken gearbeitet, die sich im Untergrund und in der Vegetation deutlich unterscheiden, um das ökologische Verhalten der Populationen bei unterschiedlichen Habitateigenschaften studieren zu können.

Die Untersuchungsfläche »Hammelburg« liegt im Tal der fränkischen Saale (Südrand der Rhön), der Untergrund ist Unterer Muschelkalk. Große Bereiche der Vegetation sind den Volltrockenrasen (Xerobromion) zuzuordnen, andere Bereiche den wärmeliebenden Säumen (Geranion) außerdem gibt es Inseln lichter Kiefern mit dichtem Unterwuchs. Die Fläche »Prappach« liegt in der Vorbergzone am südwestlichen Abfall der Haßberge, der Untergrund ist Keuper. Dort schafft ein welliges Mikorelief deutliche Unterschiede in der Vegetationsstruktur des Halbtrockenrasens (Mesobromion). Die südexponierten Böschungen sind lückig, während in den dazwischenliegenden Tälchen der Boden vollständig von Vegetation bedeckt ist. In der Umgebung dieser Fläche wurden alle weiteren Vorkommen der Westlichen Beißschrecke kartiert (Abb.1). Beide Flächen sind ca. 1 ha groß.

Habitatqualität

Die Habitate von *P. albopunctata* weisen eine heterogene Vegetation auf. Welche dieser Strukturen sind entscheidend für die Habitateignung für die Westliche Beißschrecke?

Untersuchungen zur Habitatnutzung bei der Eiablage zeigen, daß die Eier fast ausschließlich an unbewachsenen Bodenstellen abgelegt werden. Der Larvenschlupf findet ebenfalls in den Bereichen lückiger Vegetation statt (Gottschalk 1996, 1997). Im Gegensatz zu vielen anderen einheimischen Tettigoniidae, hat *P. albopunctata* einen obligat einjährigen Entwicklungszyklus. Im Labor dauert die Embryonalentwicklung bei 24°C sieben Wochen, bei 18°C elf Wochen (Ingrisch 1986). Experimente mit in unterschiedliche Vegetation ausgebrachten Eiern zeigen die Zeitknappheit, denen *P. albopunctata* unterworfen ist. Selbst in lückiger Vegetation vervollständigt sich ein Generationszyklus nach ziemlich genau einem Jahr (also Tiere, die aus spät in der Saison gelegten Eiern schlüpfen,

kommen selbst erst spät zur Fortpflanzung), während in dichter Vegetation eine Verzögerung in der Phänologie auftritt, die im Experiment über drei Wochen betrug. Selbst bei zu Beginn der Fortpflanzungs-saison gelegten Eiern, die die meiste Zeit haben, sich zur Schlupfreife zu entwickeln, macht sich ein geringfügig späterer Legetermin, auch in lückiger Vegetation, in einem entsprechend späteren Schlupftermin bemerkbar (Gottschalk 1996, 1997). Es gibt also offensichtlich keinen zeitlichen Spielraum; die gesamte zur Verfügung stehende Zeit mit physiologisch wirksamen Temperaturen wird für die Embryonalentwicklung benötigt und Verzögerungen können in einem Sommer mit durchschnittlichen Temperatursummen nicht wieder aufgeholt werden. Lückige Vegetation, die höhere Temperatursummen am Boden bewirkt, ist ein Schlüsselfaktor der Habitateignung.

Demographie

Populationen der Westlichen Beißschrecke können erhebliche Schwankungen der Individuenzahlen durchlaufen. Grundlage für die Simulation der Populationsdynamik in einem Modell (s. u.) war eine 13-jährigen Datenreihe zur Populationsentwicklung von *P. albopunctata* (Gottschalk 1993), die im Rahmen von Sukzessionsuntersuchungen im Kaiserstuhl erhoben wurden (z.B. Kobel-Lamparski & Lamparski 1997). Die Populationsgröße schwankte im beobachteten Zeitraum ca. um den Faktor 6.

Auf den zwei Untersuchungsflächen Hammelburg und Prappach wurde 4 bzw. 5 Jahre lang die Populationsdynamik verfolgt. Während die Populationsgröße auf dem Volltrockenrasen erstaunlich konstant blieb (Populationszahlen zwischen ca. 460 und 680 Tieren), schwankte sie auf dem Halbtrockenrasen im gleichen Zeitraum um den Faktor 10 (zwischen ca. 300 und 3000 Tieren). Hier

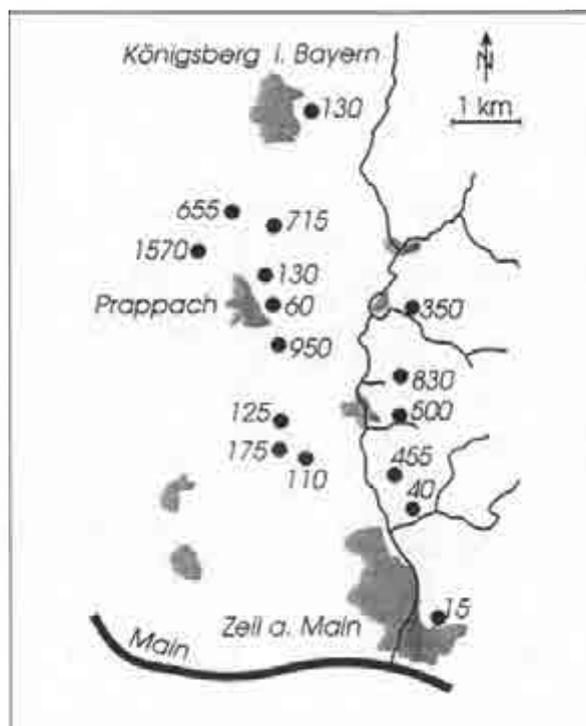


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes am Trauf der Haßberge. Die Punkte kennzeichnen Vorkommen von *P. albopunctata*, die Zahlen die Populationsgrößen von 1994 anhand von geicheten Transekt-schätzungen. Flächen im Abstand <250m wurden als ein Punkt zusammengefaßt

deutet sich an, daß die MVP in verschiedenen Habitaten recht unterschiedlich groß sein kann, denn eine Population, die größeren Schwankungen der Individuenzahlen unterliegt, ist in größerer Gefahr auszusterben, auch wenn zu manchen Zeiten die Individuenzahlen hoch sind. Bei gleicher Kapazität des Lebensraumes hat dagegen eine Population mit relativ konstanten Individuenzahlen eine geringere Aussterbewahrscheinlichkeit.

Wichtige Überlegungen zu den Ursachen der Dynamik hängen mit dem Zeitbudget des Lebenszyklus von *P. albopunctata* zusammen: Niedrige Temperaturen (z.B. durch einen kühlen Sommer) bedingen eine Verlängerung der Entwicklungszeiten. Dieses führt zu einer Verkürzung der Fortpflanzungsperiode, was im nächsten Jahr eine geringere Populationsgröße zur Folge hat.

Ausbreitung

Um die Verbindung zwischen Habitaten, z.B. in den Haßbergen (Abb.1) aufrechtzuerhalten und Wiederbesiedlung

nach eventuellen Aussterbeereignissen zu gewährleisten, genügen wenige Individuen, die hin- und herwandern. Der Nachweis dieser offensichtlich seltenen Ereignisse ist mit Markierung und Nachsuche auf benachbarten Flächen nicht gelungen und wäre auf diese Weise auch nicht zu quantifizieren.

Erst durch die Analyse der genetischen Struktur der Population lassen sich mittlere Austauschraten berechnen. Wären die Vorkommen völlig isoliert, würden sie sich durch genetische Drift (z.B. Verlust von Allelen in kleinen Populationen) in unterschiedliche Richtung entwickeln, wären sie dagegen eine einzige völlig durchmischte Population, so dürften keine genetischen Differenzierungen auftreten. Von 12 Vorkommen wurden jeweils 20-30 Tiere entnommen. Eine Isoenzymanalyse an 13 Loci ergab, daß *P. albopunctata* im Untersuchungsgebiet der Haßberge in einer räumlich strukturierten Gesamtpopulation lebt, wo gelegentlicher Austausch von Einzeltieren vorkommt (Schmeller 1995). Für die Berechnung der mittleren Austauschraten müssen eine Reihe vereinfachender Annahmen gemacht werden (Schmeller 1995). Für das unten vorgestellte Populationsmodell wurde auf der Basis der genetischen Untersuchungen im Mittel das Einwandern von drei Tieren pro Habitat und Generation geschätzt.

Populationsmodelle und Flächenbedarf

Da schon das Wachstum einer recht einfach strukturierten Population durch nichtlineare Prozesse gesteuert wird, ist die Schnittstelle zwischen der Biologie einer Tierart und der Quantifizierung von Naturschutzzielen heute üblicherweise ein Computermodell, das uns Aussagen zur Größe einer überlebensfähigen Population liefern soll.

Im folgenden werden unterschiedliche Modelle, die zur Bestimmung einer MVP bei *P. albopunctata* eingesetzt wurden, erläutert. Es soll hier nur das Prinzip dargestellt werden, weshalb die Modelle nur schemenhaft erklärt werden.

Das erste Modell (Griebeler et al. 1996) betrachtet lediglich ein einziges, isoliertes Vorkommen der Art. Dieses Modell wurde entworfen, um den Einfluß der jährlichen Variation des Wetters

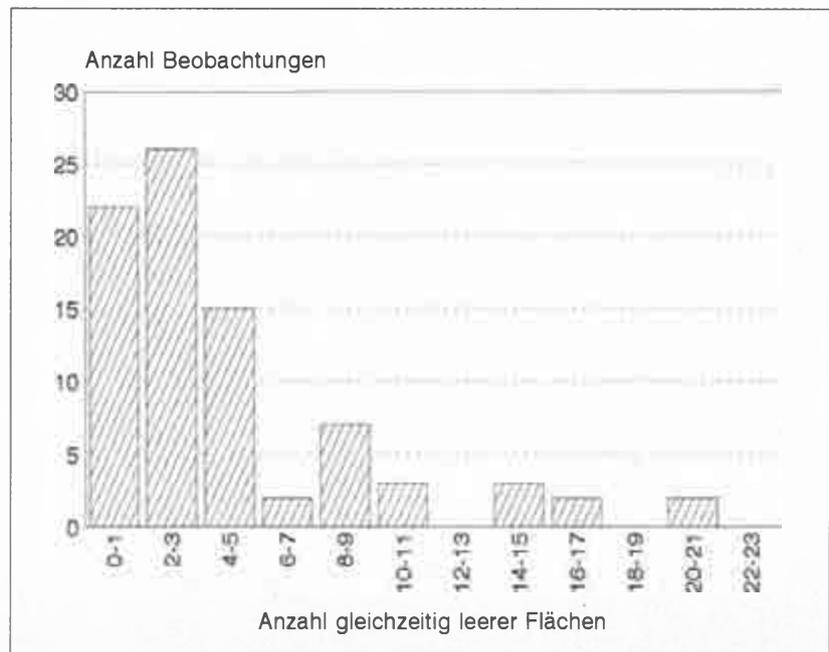


Abb. 2: Anzahl der nach 50 Jahren ausgestorbenen Teilpopulationen der Westlichen Beißschrecke (leere Flächen) in 100 Simulationen bei insgesamt 24 Teilpopulationen (aus Poethke et al. 1996).

auf die Veränderung der Heuschreckenpopulation abzuschätzen. Aus den Untersuchungen zur Habitatbindung der Art ergab sich, daß die Temperatursummen die Gunst der Entwicklungsbedingungen wesentlich beeinflussen. Dieses Modell wird von den Temperatursummen, also vom Wetter gesteuert. Grundlage des Modells sind 35-jährige Wetterdaten. Jedes Entwicklungsstadium benötigt gewisse Temperatursummen, um sich zum nächsten weiterzuentwickeln (ermittelt aus Phänologiedaten und Wetterdaten), auch die Fortpflanzungsrate ist temperaturabhängig (Waltert 1994). Jedes Stadium unterliegt einer stadienspezifischen Mortalität. Die mit dem Modell erzielten Simulationen zeigen sehr gute Übereinstimmung mit dem phänologischen Auftreten der Stadien im Freiland (auch der Jahre, die nicht zur Eichung herangezogen wurden). Bei einer Ausgangspopulation von 1000 Tieren ist die Überlebenswahrscheinlichkeit nach 35 Jahren 92%, nach 100 Jahren 78%.

Das zweite Modell (Poethke et al. 1994, 1996) dient unmittelbar der Gefährdungsanalyse auf regionalem Niveau. Aus der beobachteten Dynamik einer Population (13-jährige Daten, s.o.) werden die wesentlichen Parameter abgeleitet, mit denen sich die Populationsdynamik im Modell beschreiben läßt,

d.h. Wachstumsrate, Dichteabhängigkeit des Populationswachstums und typische Schwankungsbreite der Umweltbedingungen. Für einzelne, isolierte Populationen liefert dieses Modell sehr ähnliche Extinktionswahrscheinlichkeiten, wie das Temperatursummenmodell. Die für eine MVP oft geforderte Überlebenswahrscheinlichkeit von 95% über 100 Jahre braucht eine Population von knapp 4000 Tieren. (Würden wir uns mit einer Überlebenswahrscheinlichkeit von 50% in 100 Jahren begnügen läge die erforderliche Populationsgröße bei knapp unter 500 Tieren.) (Heidenreich, unveröff. Daten).

Abb.1 zeigt, daß keines der Habitate im Untersuchungsgebiet diese Individuenzahlen aufweist. Trotzdem erweist sich die Gesamtpopulation in Simulationen als überlebensfähig, wenn dabei der Austausch zwischen den Habitaten berücksichtigt wird. Zur Modellierung des Individuenaustauschs zwischen den einzelnen Vorkommen wird das Dispersionsmodell von Poethke et al. (1996) verwendet. Die Populationsdynamik der einzelnen Habitate verläuft im Modell nicht unabhängig voneinander, sondern synchron, da das Wetter auf allen Flächen den gleichen bestimmenden Einfluß hat. Nach 100 Simulationen über 50 Generationen zeigt sich, daß die Gesamtpopulation keimnal ausgestorben ist, daß sie aber in einigen Durchläufen nicht

fern davon war: Von 24 Vorkommen (einige der Vorkommen wurden in Abb. 1 zusammengefaßt, daher sind es dort weniger) starben bis zu 21 aus (Abb. 2).

Das bedeutet, das wir uns im Untersuchungsgebiet in den Haßbergen mit den ca. 7000 Individuen, verteilt auf 24 Habitate, in der Größenordnung einer MVP bewegen dürften. Die Population ist nur als Gesamtsystem mit hoher Wahrscheinlichkeit überlebensfähig, ein isoliertes Teilvorkommen wäre es nicht.

Zwar stellen die vorliegenden Simulationsmodelle einen wichtigen Schritt auf dem Weg zu verlässlichen, quantitativen Prognosen im Naturschutz dar. Allerdings muß man angesichts der sehr unterschiedlichen Populationsdynamik auf den Untersuchungsflächen Hammelburg und Prappach die Übertragbarkeit solcher Ergebnisse in Frage stellen. Eine allgemeingültige Größe für eine MVP kann es für keine Art mit weiter Verbreitung geben. Eine Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten (v. a. an die durch Habitatunterschiede oder durch anderes Lokalklima bedingte Variabilität der Populationsdynamik) muß bei der Übertragung auf andere Populationen erfolgen. So sind also auch die Simulationsergebnisse des zweiten Modells kritisch zu betrachten, weil die Daten der Populationsdynamik aus dem Kaiserstuhl (von einer Fläche, die der Sukzession unterliegt) stammen. Die Schwankungen der Individuenzahlen sind im Untersuchungsgebiet Haßberge mit großer Wahrscheinlichkeit deutlich größer.

Dennoch können wir an der Erkenntnis festhalten, daß aus den geforderten geringen Aussterbewahrscheinlichkeiten für eine MVP ein recht hoher Flächenbedarf resultiert und deshalb Schutzbemühungen selbst einer Insektenart auf der Maßstabsebene der Landschaft angegangen werden müssen.

Zusammenfassung

Sollen Naturschutzbelange in der Planung neben ökonomischen und z.B. verkehrstechnischen Überlegungen gleichrangig behandelt werden, so müssen auch im Naturschutz quantitative Bedarfsprognosen erstellt werden. Dazu orientiert man sich am Flächenbedarf von Populationen ausgewählter Arten. Am Beispiel der Westlichen Beißschrecke wird der Weg aufgezeigt, wie

Daten zur Habitatbindung und Populationsökologie in Populationsmodellen zur quantitativen Bestimmung des Flächenbedarfs einer Population verwendet werden. Dabei wurden zwei Modelle eingesetzt, die unterschiedliche Daten verwenden. Eine Population von 1000 Tieren hat laut dem ersten Modell nach 35 Jahren eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 92%. Mit dem anderen Modell kommt man praktisch zu der gleiche Aussage. Soll die Überlebenswahrscheinlichkeit, wie für eine Minimum Viable Population (MVP) gefordert, 95% nach 100 Jahren betragen, ist die errechnete Mindestgröße einer isolierten Population 4000 Tiere. Die reale Population in den Haßbergen (7000 Tiere auf 24 Habitatflecken verteilt; ca. 20 ha. Habitatfläche in einem Gebiet von ca. 20 km²) erweist sich im Modell als überlebensfähig, dürfte aber nicht wesentlich kleiner sein, wenn hohe Überlebenswahrscheinlichkeiten gefordert werden. Da die Populationsdynamik, die die Größe einer überlebensfähigen Population wesentlich bestimmt, bei unterschiedlichen Habitateigenschaften sehr verschieden ist, gibt es keine allgemeingültige Größe für eine MVP.

Literatur

- Detzel, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). Diss. Univ. Tübingen. 365 S.
- Gottschalk, E. (1993): Sukzession auf neu angelegten Rebböschungen im Kaiserstuhl am Beispiel der Heuschrecken. Unveröff. Dipl.arb. Univ. Freiburg. 65 S.
- Gottschalk, E. (1996): Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (Goeze 1778) (Ensifera: Tettigoniidae). In Settele, J., Margules, C., Poschod, P., Henle, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 381 S.
- Gottschalk, E. (1997): Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*, Goeze 1778) (Orthoptera: Tettigoniidae) - eine Grundlage für den Schutz der Art. Diss. Univ. Würzburg. 91 S.
- Griebeler, E.M., Gottschalk, E., Poethke, H.J. (1996): Ein Modell zur Abschätzung

zung des Extinktionsrisikos einer Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*) Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 89(1). 306.

- Heller, K. G. (1988): Bioakustik der europäischen Laubheuschrecken. Ökologie in Forschung und Anwendung 1, Verlag J. Margraf, Weikersheim. 358 S.
- Hovestadt, T. Roeser, J., Mühlenberg, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Ber. Ökol. Forschung 1, Forschungszentrum Jülich. 277 S.
- Ingrisch, S. (1986): The plurennial life cycles of the European Tettigoniidae. 1. The Effect of temperature on embryonic development and hatching. Oecologia 70. 606-616
- Ingrisch, I., Köhler, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Neue Brehm-Bücherei, Bd. 629. Westarp Wissenschaften, Magdeburg. 460 S.
- Kobel-Lamparski, A., & Lamparski, F. (1997): Fluktuationen und Sukzession im Reb Gelände des Kaiserstuhls - Konsequenzen für den Naturschutz. Veröff PAÖ 22, 69-82.
- Mühlenberg, M., Hovestadt, T., Roeser, J. (1991): Are there minimal areas for conservation? In: Seitz, A. Loeschke, V. (eds.) Species conservation: a population biological approach. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Mühlenberg, M., Hovestadt, T. (1992): Das Zielartenkonzept. NNA Ber. 5(1). 36-41.
- Poethke, H.J., Griebeler, E.M.; Pauler, R. (1994): Individuenbasierte Modelle als Entscheidungshilfen im Artenschutz. Z. Ökologie u. Naturschutz 3. 197-206.
- Poethke, H.J., Gottschalk, E., Seitz, A. (1996): Gefährdungsanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. Z. Ökologie u. Naturschutz 5. 229-242.
- Schmeller, D. (1995): Genetische Untersuchungen der Populationsstruktur der Heuschreckenart *Platycleis albopunctata* (Goeze 1778) unter Berücksichtigung verschiedener Umweltparameter. Unveröff. Dipl.arb. Univ. Mainz. 134 S.

Shaffer, M.L. (1981): Minimum viable population sizes for species conservation. *Bioscience* 31. 131-134

Vogel, K., Vogel, B., Rothhaupt, G., Gottschalk, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in die Praxis. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28(6). 179-184.

Anschrift der Verfasser

Dr. Eckhard Gottschalk
Zentrum für Naturschutz der Universität
Von Siebold Str. 2
37075 Göttingen

Dr. Eva-Maria Griebeler und
Andreas Heidenreich
Institut für Zoologie der Universität
Würzburg
Saarstr. 21
55122 Mainz

Prof. Dr. Hans-Joachim Poethke
Ökologische Station der Universität
Würzburg
96181 Fabrikschleichach

Eine anwendungsorientierte Definition der potentiellen natürlichen Vegetation als Ergebnis der Fachtagung

»Die potentielle natürliche Vegetation – Bedeutung eines vegetationskundlichen Konzeptes für die Naturschutzpraxis« vom 1.-2.10.1998 an der NNA

von Thomas Kaiser und Dietmar Zacharias

Auf einer Fachtagung vom 1.-2.10.1998 an der NNA, deren Inhalt die Bedeutung des Konzeptes der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) in der Naturschutzpraxis war, wurde der große Diskussionsbedarf dieser Thematik deutlich. Aus Sicht der Naturschutzpraxis, insbesondere der Landschaftsplanung, wurde der Bedarf an Basisdaten zur PNV unterstrichen. Von wissenschaftlicher Seite wird das Konzept der PNV z.T. kritisch hinterfragt. Einigkeit bestand darin, dass nur eine differenzierte und der jeweiligen Fragestellung angemessene Berücksichtigung von Daten bzw. Karten zur PNV für die Naturschutzpraxis zielführend ist. Die Ableitung der PNV liefert Grundlagen für die Planung, sie ist aber kein Leitbild für sich, sondern je nach Zielsetzung nur ein mögliches Leitbild. Die Einbeziehung von Sukzessionsphasen der Schlußwaldgesellschaften ist für angewandte Fragestellungen wie z.B. die Gehölzauswahl für Pflanzungen sinnvoll und notwendig. Strukturelle Parameter sind für den Erhalt der Biodiversität des Waldes ebenso wichtig wie die Baumartenzusammensetzung. Weitgehende Einigkeit herrschte bei den Tagungsteilnehmern darin, dass die Definition der PNV, gerade für eine sinnvolle Anwendung in der Naturschutzpraxis, zu modifizieren ist. Aufbauend auf den zahlreichen Diskussionen auf der Tagung wollen wir den Versuch unternehmen, eine solche Definition vorzulegen.

Der Begriff der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) wurde von *Tüxen* (1956) entwickelt. Er definierte die PNV als »gedachten natürlichen Zustand der Vegetation..., der sich für heute oder für einen bestimmten früheren Zeitabschnitt

entwerfen läßt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation unter den heute vorhandenen oder zu jener Zeit vorhanden gewesenen Lebensbedingungen beseitigt und die natürliche Vegetation, um denkbare Wirkungen in zwischen sich vollziehender Klima-Änderungen und ihrer Folgen auszuschließen, sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde.« Diese Definition führte in der Folgezeit zu manchen Unsicherheiten und unterschiedlichen Auslegungen, so dass es zu einer uneinheitlichen Handhabung des PNV-Begriffes gekommen ist. Strittig war insbesondere die Berücksichtigung der Zeitdimension der PNV sowie die Frage, inwieweit der menschliche Einfluß bei deren Konstruktion zu berücksichtigen sei. *Kowarik* (1987, siehe aber auch *Härdtle* 1989, 1995) hat wesentliche Beiträge zu dieser Fragestellung systematisch aufgearbeitet und daraus folgende modifizierte und präzierte Definition der heutigen PNV entwickelt:

»Die heutige PNV sei eine rein gedanklich vorzustellende, nicht zukünftigen, sondern gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende höchstentwickelte Vegetation, bei deren Konstruktion neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen mit Ausnahme derjenigen zu berücksichtigen sind, die durch Existenz der PNV, d.h. im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus, ausgeglichen wären. Die Wirkung bestehender sowie zukünftiger direkter menschlicher Eingriffe innerhalb der Bezugsfläche (Mahd, Düngung, Pflügen, Tritt u.a.) ist aus-

zuschließen, sofern sie nicht bereits zu nachhaltigen Standortveränderungen geführt hat, wogegen der von außen einwirkende Einfluß übergreifender, auch durch fortwährende anthropogene Steuerung geprägter Umweltbedingungen (z.B. Veränderungen des Wasserhaushalts, der Luftqualität) sowie Veränderungen des biotischen Potentials zu berücksichtigen sind.«

Leuschner (1997) hat darauf aufmerksam gemacht, dass bei strenger Auslegung der ursprünglichen PNV-Definition von *Tüxen* (1956) eine Vegetation zu konstruieren ist, die exakt den gegenwärtigen Standortbedingungen entspricht, da die Definition sukzessionsbedingte Veränderungen des Standortes ausschließt. Dieses führt beispielsweise dazu, dass der Standort einer aus dem Wirken der Heidebauernwirtschaft heraus entstandenen Sandheide (*Genisto-Callunetum*) infolge der aktuell zur Verfügung stehenden Nährstoffvorräte potentiell natürlich nicht als Birken-Eichen- oder Buchen-Wald einzustufen ist, sondern bestenfalls als niedriges Birken- und Kieferngebüsch. Die bestehenden PNV-Karten sowohl in der Vegetationskunde als auch in der Forstwirtschaft berücksichtigen diesen Sachverhalt nicht, sondern beziehen standörtliche Veränderungen infolge sekundärer Sukzessionsprozesse ein. Derartige Karten, die im Sinne von *Leuschner* (1997) die »potentielle standortgemäße Vegetation« darstellen, genügen eher den Anforderungen der Anwendung in Naturschutz, Landschaftsplanung und Forstwirtschaft. Da der Begriff der potentiellen natürlichen Vegetation in der Praxis seit langem eingeführt ist, die derzeit existierenden PNV-Karten aber durchweg die potentielle standortgemäße Vegetation darstellen, wird empfohlen, die PNV-Definition entsprechend zu modifizieren und auf gesonderte Darstellungen der potentiellen standortgemäßen Vegetation zu verzichten.

Eine weiteres Problem in Verbindung mit der bestehenden PNV-Definition betrifft das Besiedlungspotential an Arten. Die prägenden Arten der höchstentwickelten Vegetation sind teilweise kaum in der Lage, den Standort innerhalb etwa eines gedachten Regenerationszyklus zu erreichen. Sehr viele Flächen Niedersach-

sens beispielsweise wären aufgrund ihrer Standortparameter potentiell natürlich von Buchen (*Fagus sylvatica*) bestanden. In der realen Vegetation aber findet sich oft auf vielen Quadratkilometern nicht eine einzige Buche, von der aus eine Ausbreitung erfolgen könnte, so dass eine spontane Besiedlung allenfalls über Jahrhunderte möglich wäre. Insofern ist es ohne eine entsprechende Klarstellung in der PNV-Definition inkonsequent, die Buche als Baumart der PNV einzustufen, andere konkurrenzkräftige Arten mit einer anthropogenen Arealerweiterung wie die Fichte (*Picea abies*) aber nicht. Die mögliche Beteiligung fremdländischer Baumarten wie der aus Nordamerika stammenden Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) am Aufbau der PNV kann heute nicht abschließend beurteilt werden. Aus Sicht der Naturschutzpraxis sowie der forstlichen Praxis (z.B. NFP 1992) wird die PNV auf die regional heimischen Arten beschränkt und in diesem Sinne auch z.B. in Schutzgebietsverordnungen aufgegriffen. Bei der Konstruktion der PNV sollte zusätzlich auch eine mögliche Beteiligung von regional nicht autochthonen Arten diskutiert werden, die dann jedoch als solche zu kennzeichnen sind.

Bei der Berücksichtigung des nachhaltigen anthropogenen Einflusses kann im Rahmen der Konstruktion der PNV ein Problem darin bestehen abzugrenzen, was als durch fortwährende anthropogene Steuerung geprägte Umweltbedingung zu gelten hat (Kaiser 1996). Ist beispielsweise die Errichtung eines Deiches in einer Flußbaue, der im Hinterland des Deiches die natürliche Überflutungsdynamik unterbindet, ein entsprechender nachhaltiger anthropogener Einfluß? Letztlich läßt sich diese Frage nur in Abhängigkeit von der zu bearbeitenden Problemstellung beantworten. Bestehen tatsächlich Möglichkeiten oder Absichten, den Deich zu entfernen, so sollte der Deich nicht als nachhaltiger anthropogener Einfluß eingestuft werden. Ist dieses nicht der Fall, so sollte der Deich sinnvollerweise als nachhaltiger Einfluß bei der Konstruktion der PNV berücksichtigt werden. Zur Nachvollziehbarkeit der PNV-Konstruktion ist es erforderlich, dass von der Bearbeiterin oder dem Bearbeiter jeweils deutlich gemacht wird, welche nachhaltigen anthropogenen Einflüsse auf den Standort in die

Herleitung der PNV eingeflossen sind. In dem genannten Beispiel könnte das lauten: »Heutige PNV außerhalb der gedeichten Bereiche der Flußniederung unter der Voraussetzung, dass alle Deichbauwerke in ihrer derzeitigen Funktion erhalten bleiben.«

Die inzwischen weitgehend akzeptierte Definition von Kowarik (1987) wird in unserem Vorschlag einer neuen PNV-Definition soweit wie möglich beibehalten. Eine Modifizierung ist in bezug auf die Aspekte der autogenen Anreicherungsprozesse im Rahmen sekundärer Sukzessionen, des biotischen Besiedlungspotentials und der vom sozio-ökonomischen Umfeld abhängigen Einstufung dessen, was als nachhaltige anthropogene Einflüsse zu gelten hat, sinnvoll. Die heutige PNV soll in Anlehnung an Kowarik (1987), Kaiser (1996) und Leuschner (1997) folgendermaßen definiert werden:

■ Die heutige potentielle natürliche Vegetation (PNV) ist ein Gedankenmodell. Sie beschreibt die höchstentwickelte Vegetation, die sich unter gegenwärtigen Standortbedingungen einstellen würde, wobei im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus auftretende autogene Anreicherungsprozesse (z.B. Humus-Akkumulation) und das biotische Besiedlungspotential an autochthonen Arten der naturräumlichen Region berücksichtigt werden.

In die Konstruktion der höchstentwickelten Vegetation fließen auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen mit Ausnahme derjenigen ein, die durch die Existenz der PNV im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus ausgeglichen wären.

Die Wirkung bestehender sowie zukünftiger direkter menschlicher Einflüsse innerhalb der Bezugsfläche (z.B. Mahd, Düngung) ist auszuschließen, sofern sie nicht bereits zu nachhaltigen Standortveränderungen geführt haben. Die von außen einwirkenden Einflüsse übergreifender biotischer und abiotischer Umweltbedingungen hingegen sind zu berücksichtigen – auch wenn sie durch fortwährende anthropogene Steuerung geprägt sind (z.B. Eindeichungen) –, sofern davon auszugehen ist, daß sie unter den bestehenden sozio-ökonomischen Bedingungen irreversibel sind.

Für inhaltliche Hinweise zum Manuskript danken wir *Olaf von Drachenfels* und *Berthold Paterak* (Hildesheim).

Literatur

- Härdtle, W., 1989: Potentielle natürliche Vegetation – Ein Beitrag zur Kartiermethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag.– Mitt. Arbeitsgem. Geobotanik in Schleswig-Holst. u. Hamburg 40, 72 S.
- Härdtle, W., 1995: On the Theoretical Concept of the Potential Natural Vegetation and Proposals for an Up-to-date Modification. – Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 30, 2, 263-276.
- Kaiser, T., 1996: Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 71, 10, 435-439.
- Kowarik, I., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – Tuexenia 7, 53-67.
- Leuschner, C., 1997: Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – Flora 192, 379-391.
- NFP – Niedersächsisches Forstplanungsamt, 1992: Ganzflächige Biotopkartierung. – Wolfenbüttel. 29 S.
- Tüxen, R., 1956: Die heutige potentielle Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziologie 13, 5-42.

Anschrift der Verfasser

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgemeinschaft Landschaft & Wasser
Am Amtshof 18
29355 Beedenbostel

Dr. Dietmar Zacharias
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
Abt. Naturschutz
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim

Potentielle natürliche Vegetation – zur Entwicklung eines vegetationskundlichen Konzeptes

von Werner Härdtle

1. Einleitung

Vor nunmehr über 40 Jahren entwickelte *Tüxen* (1956) das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) mit dem Ziel, das biotische Potential eines Standorts mit Hilfe vegetationskundlicher Einheiten zum Ausdruck zu bringen. Seit dieser Zeit fand das Konzept in der Vegetationskunde und in der Landschaftspflege in vielfacher Weise Anwendung, wurde zugleich aber auch aufgrund neuer Fragestellungen wie auch neuer Erkenntnisse in der vegetationskundlichen Forschung weiterentwickelt und somit – im Vergleich zum ursprünglichen Ansatz von *Tüxen* – modifiziert.

Vorliegender Aufsatz versucht, die Entwicklung des PNV-Konzeptes während der vergangenen 40 Jahre zusammenzufassen und heutige, mit einer Konzept-Anwendung verbundene Ansprüche aus Sicht der Vegetationskunde und der Naturschutzpraxis herauszustellen. Zugleich sollen das Konzept betreffende, offene Fragen im Hinblick auf Anwendungsmöglichkeiten, Anwendungserfordernisse und -grenzen und damit zusammenhängend Fragen der Definierbarkeit des PNV-Begriffes umrissen werden.

2. Zur Entwicklung des PNV-Konzeptes

Bereits um die Jahrhundertwende fand die Frage, welches **biotische Potential** (also welches Wuchspotential) einem **bestimmten** Standort zugeordnet werden kann, unter Biologen und Vegetationsgeographen wachsendes Interesse. Diesem Umstand lag die Beobachtung zugrunde, daß die Vegetationsdecke eines Standorts – betrachtete man diesen über einen längeren Zeitraum – nicht unverändert blieb, sondern einem gewissen Wandel (einer Dynamik) unterlag (z.B. Arbeiten von *Kerner* 1863, *Hult* 1881, *Warming* 1896, *Moss* 1910). Man erkannte, daß die Vegetationsentwick-

lung – über verschiedene Zwischenstadien – zu einer definierbaren »Endgesellschaft« führte, die relativ stabil erschien und auch über längere Zeitabschnitte nur geringe Veränderungen der Vegetationszusammensetzung zeigte. Für diese Endgesellschaften wurden später die Begriffe »chief assoziation«, »climatic formation« (vgl. *Moss* 1910), »climax formation« (*Warming & Graebner* 1918) oder »Schlußgesellschaft« beziehungsweise »Klimaxgesellschaft« (*Schmithüsen* 1968, *Ellenberg* 1978) geprägt (vgl. auch Beispiele bei *Whittaker* 1962). Mit der Sukzessionslehre wurde somit gleichzeitig der Grundstein für die Entwicklung der Klimaxtheorie gelegt.

Allerdings gingen mit diesem Klimaxbegriff gewisse Anwendungsprobleme einher.

Der Klimaxbegriff fand durch die – vor allem von *Cowles*, *Cooper* und *Clements* (vgl. bspw. *Clements* 1916 und 1936) ausgearbeitete – »Monoklimax«-Hypothese eine in der Folgezeit (20er oder 30er Jahre) heftig umstrittene Neuinterpretation. Ihre Vertreter waren der Ansicht, daß »in einem einheitlichen Klimagebiet ... die natürliche Vegetationsentwicklung in Verbindung mit einer ebenfalls vom Klima abhängigen Bodenentwicklung zu einem Ausgleich der ursprünglichen Standortsunterschiede und damit schließlich im Gesamtbereich des Klimagebietes zu der gleichen Pflanzengesellschaft als dem klimatisch bedingten Schlußglied (Klimax) der Vegetationsentwicklung (führt)« (*Schmithüsen* 1968).

Die Mehrzahl der in Europa arbeitenden Forstwissenschaftler, Geobotaniker, Ökologen und Geographen stand *Clements'* Gedanken eher skeptisch gegenüber. Seine Monoklimaxtheorie wurde im allgemeinen abgelehnt (vgl. *Gams* 1918, *Du Rietz* 1919, 1921, *Romell* 1920, *Tansley* 1920, *Domin* 1923, *Schmithüsen* 1950, 1968, *Whittaker* 1953). Ihre Kritiker wandten ein, daß die »einzelnen Gelandefaktoren stets im Funktionsgefüge des Standorts und damit in seiner von der Gesamtheit der übrigen Faktoren

abhängigen Wandelbarkeit« zu betrachten seien (*Schmithüsen* 1950). Die Bedeutung eines einzelnen Faktors wurde daher eher nachrangig beurteilt (im Gegensatz zur Bewertung des Klimas bei der Monoklimaxtheorie). *Tüxen & Diekmont* (1937) entwickelten daher die Ansicht, daß in Abhängigkeit von Boden- oder Expositionsverhältnissen einem Gebiet mehrere Klimaxgesellschaften zugeordnet werden können und prägten dementsprechend die Begriffe »Klimaxgruppe« und »Klimaxschwarm«. *Schmithüsen* (1950) erachtete diesen Ansatz als richtiges und gleichermaßen notwendiges Pendant zur Lehre von *Clements*: Sollte die Klimaxtheorie auch zukünftig sinnvoll angewandt werden, so mußte die seiner Ansicht nach nicht zutreffende Monoklimax-Vorstellung einer »Polyklimaxtheorie« weichen (vgl. auch *Braun-Blanquet* 1964, *Whittaker* 1962).

Unterschiedliche Definitionen und Auslegungen des Klimaxbegriffes erschwerten die künftige Anwendung der Klimaxtheorie: Wie *Whittaker* (1962) hervorhebt, wurde der Terminus »Klimax« mit unterschiedlichstem Inhalt gebraucht. Nach *Braun-Blanquet* (1964) existieren nicht weniger als 35 Termini mit der Bezeichnung »Klimax«. Es ist daher verständlich, daß »über kein Problem unter ... Geobotanikern so viel und so heftig diskutiert worden (ist) wie über den Klimaxbegriff« (*Braun-Blanquet* 1964).

Ein Hauptproblem der Klimaxtheorie blieb die präzise Definition einer zeitlichen Dimension, innerhalb derer sich eine bestimmte Klimaxvegetation an einem Standort entwickeln kann. Denn eine hinreichend genaue Bewertung der mit einem Sukzessionsablauf möglichen Standortsveränderungen – als Voraussetzung für die hypothetische Konstruktion einer Klimaxgesellschaft – ist ohne die Berücksichtigung einer Zeitkomponente nicht möglich. Um Mißverständnisse zu vermeiden, wurde in der Folgezeit in vegetationskundlichen Arbeiten auf eine Verwendung des Klimaxbegriffes zunehmend verzichtet (vgl. *Schmithüsen* 1968).

Die Frage aber nach dem biotischen Potential eines Standorts blieb. Nach *Schmithüsen* (1968) scheint sie nur dann sinnvoll, wenn sie mit Gegenwartsbezug formuliert wird. Von vorrangigem Interesse ist daher, welches biotische Potential eine Bezugsfläche unter den gegenwärtigen Standortsverhältnissen

hat (Tüxen 1956). Diese Überlegungen veranlaßten Tüxen, ein neues vegetationskundliches Konzept einzuführen: Die potentielle natürliche Vegetation sollte – unter Berücksichtigung aller für die Vegetationsentwicklung relevanten Standortfaktoren und unter Verwendung vegetationskundlicher Einheiten – das biotische Potential einer Bezugsfläche veranschaulichen. Damit verfolgt das PNV-Konzept ein zur Klimaxtheorie vergleichbares Ziel. Neu und kennzeichnend ist aber ein aktualistischer Ansatz, da als Bezugsgrundlage zur Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation die aktuellen Standortverhältnisse dienen. Das »Zeit«-Problem der Klimaxtheorie war damit umgangen, und ihre Anwendung zur Beschreibung des biotischen Potentials einer Bezugsfläche entbehrlich (Dierssen 1990, Dierschke 1994).

Besonders während der vergangenen zwei Jahrzehnte zeigte sich, daß auch das Tüxen'sche PNV-Konzept in zweierlei Hinsicht Anwendungsproble-

me bereitet. In diesem Zusammenhang sei zunächst an die von Tüxen (1956) gegebene Definition erinnert: Tüxen definierte die PNV als einen ...»gedachten natürlichen Zustand der Vegetation..., der sich für heute oder einen bestimmten früheren Zeitabschnitt entwerfen läßt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation ... beseitigt und die natürliche Vegetation, um denkbare Wirkungen inzwischen sich vollziehender Klima-Änderungen und ihrer Folgen auszuschließen, sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde«.

Kowarik (1987) stellte heraus, warum diese Definition einer kritischen Betrachtung bedarf:

1) Die Definition läßt im Hinblick auf eine Festlegung der Konstruktionsgrundlagen der potentiellen natürlichen Vegetation Interpretationsspielräume. Zum Beispiel ist eine ein-

deutige und damit nachvollziehbare Festlegung der einer PNV-Herleitung zugrundezulegenden Standortverhältnisse nicht aus der Definition ableitbar.

2) Die heutige Umweltsituation hat sich im Vergleich zu jener der 50er Jahre, als der Begriff von Tüxen definiert wurde, deutlich verändert (z.B. großräumig wirkende Immissionsbelastungen oder Grundwasserspiegelsenkungen).

Unstrittig war und ist bezüglich einer PNV-Bestimmung, daß im Rahmen dieser die natürlichen Standortfaktoren möglichst umfassend berücksichtigt werden müssen (so z.B. klimatische, geologische und edaphische Verhältnisse einer Bezugsfläche; vgl. Kaiser 1996). Weit schwieriger zu beantworten ist die Frage, inwieweit eine Bestimmung der PNV die Wirkung anthropogener Veränderungen auf einen Standort berücksichtigen kann. Für deren Konstruktion eindeutig festgelegt ist der Ausschluß direkter (unmittelbar wirkender) Einflüsse auf eine Bezugsfläche (so z.B. Nutzungsformen wie Mahd, Beweidung oder Düngung). Auch irreversible Standortveränderungen durch den Menschen (z.B. die Abtorfung eines Moorkörpers, die Versiegelung von Flächen in Siedlungsbereichen) fließen nach Tüxen's Definition in eine Ermittlung der PNV ein. Gleichwohl bleibt aber eine – theoretisch klare – Trennung zwischen irreversiblen und reversiblen Veränderungen eines Standorts problematisch. Zum einen ergibt sich eine Grenze zwischen reversiblen und irreversiblen Einflüssen aus der Genauigkeit der Betrachtung eines Standorts. Denn: je genauer ein Zustand definiert ist, desto schwieriger läßt sich der nach einer Veränderung denkbare regenerierte Zustand mit dem ursprünglichen in Deckung bringen. Zum anderen wird die Grenze reversibel-irreversibel durch das Ausmaß einer Veränderung und die Fähigkeit eines Standorts zur Regeneration mitbestimmt. Damit läßt sich die Frage, welche Standortseigenschaften in eine PNV-Konstruktion einfließen und welche unberücksichtigt bleiben, kaum noch beantworten. Man stößt hierbei stets an die Grenzen einer exakten und nachvollziehbaren Bestimmbarkeit der potentiellen natürlichen Vegetation eines betrachteten Standorts (vgl. auch Hobohm 1994).

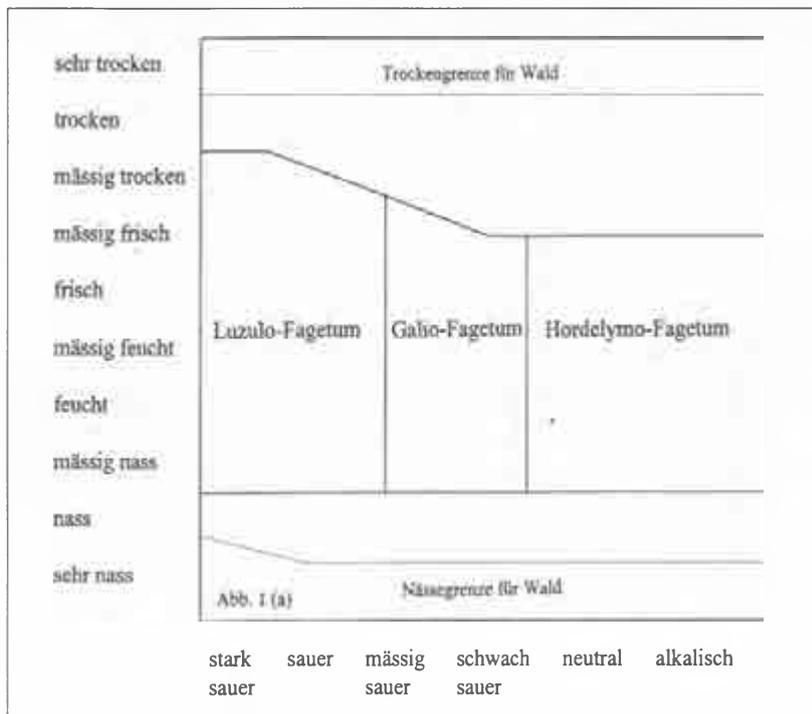
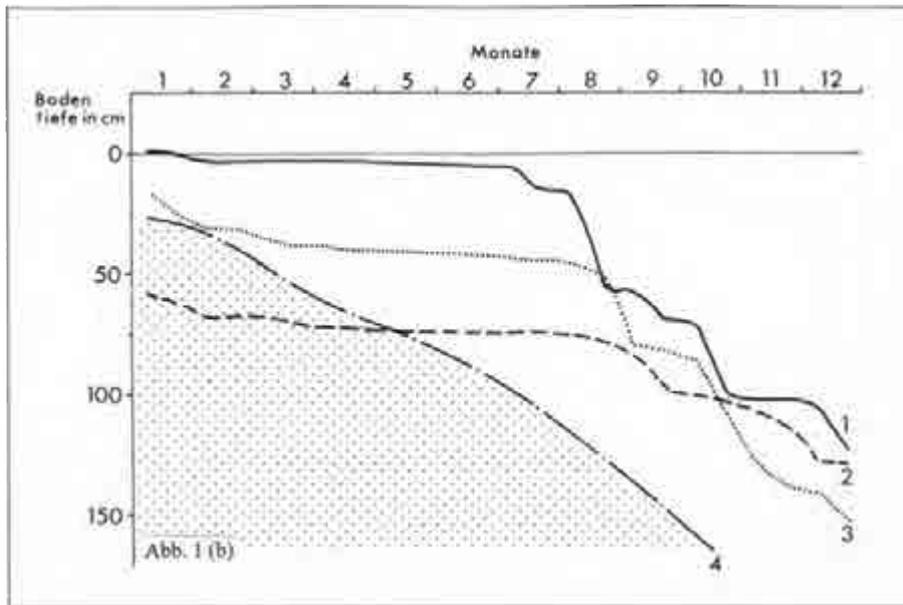


Abb. 1: Die ökologische Potenz (und damit auch der ökologische Zeigerwert) einer Baumart kann sich innerhalb ihres Gesamtareales verändern. Die Abbildung 1 erläutert dies am Beispiel der Rot-Buche bezüglich der von ihr tolerierten Trophie (Teil a) und hydrologischen Verhältnisse (Teil b).

Teil a: Ökogramm verschiedener Buchenwald-Gesellschaften im nordwestdeutschen Tiefland. Die Rot-Buche ist dort – auf pedogenetisch entsprechend gut entwickelten Böden – innerhalb einer gewissen hydrologischen Spanne im gesamten Boden-pH-Spektrum allen übrigen heimischen Baumarten Konkurrenzüberlegen (übrige Waldgesellschaften nicht eingezeichnet, nach Leuschner et al. 1993, Heinken 1995, Härdtle et al. 1996).



Teil b: Abb. 1: Hydrologische Grenzstandorte für die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) in Mitteleuropa. Nach Untersuchungen von Klötzli (1968) sind Waldböden in der Schweiz buchenfähig, wenn ein gewisser Vernässungsgrad des Bodens – in der Abbildung durch die Dauerlinie Nr. 4 beschrieben – nicht überschritten wird (punktierter Bereich: buchenfähige Standorte, nichtpunktierter Bereich: buchenfreie Standorte). Im Gebiet der baltischen Jungmoräne vermag die Rot-Buche deutlich feuchtere Standorte zu besiedeln. Die Dauerlinien Nr. 1 bis 3 kennzeichnen die Grundwasserverhältnisse von Waldgesellschaften dieses Gebietes, auf denen die Buche vorherrschende oder doch zu wesentlichen Teilen am Bestandaufbau beteiligte Baumart ist (Niederschlagsverhältnisse für Normaljahre zugrundegelegt; Kurven Nr 1 und 2: *Hordelymo-Fagetum*, Kurve 3: *Buchen-Eschenwald*; nach Härdtle et al. 1996).

Zu der in Punkt 2) angesprochenen Frage, wie reversible, aber dauerhaft und von außen auf eine Bezugsfläche einwirkende Umweltveränderungen (z.B. Immissionsbelastung oder großflächige Grundwasserspiegelsenkung) bei der Konstruktion der PNV zu bewerten sind, gaben *Neuhäusl* (1975, 1980, 1984) und *Kowarik* (1987) Lösungsvorschläge. Beide Autoren regen an, im Rahmen einer PNV-Konstruktion langfristig bestehende, reversible sowie überregional auf eine Bezugsfläche einwirkende anthropogene Umweltveränderungen (z.B. eben Grundwasserspiegelsenkungen, allochthone Nährstoffeintrag) einzubeziehen.

Aufgrund des skizzierten Ansatzes ist man in der Lage, dem Problem der PNV-Kartierung in nachhaltig veränderten oder überregional belasteten Räumen am ehesten Rechnung zu tragen. Der Entwurf von PNV-Karten für solche Gebiete ohne Beachtung der genannten Einflußgrößen würde bedeuten, daß diese die Vegetation einer vom Menschen verlassenem Postkulturlandschaft

wiedergeben und somit ohne anwendungsbezogenen Wert wären. Sie würden überdies ein nicht zutreffendes Bild über das bestehende Wuchspotential eines betrachteten Bezugsraumes geben.

3. Offene Fragen

Ogleich das PNV-Konzept aufgrund der Vorschläge von *Neuhäusl* und *Kowarik* (vgl. ob.) besonders für die Kartierpraxis gewinnbringend modifiziert wurde, wird sich jede PNV-Kartierung aber auch mit einer Vielzahl derzeit noch ungelöster oder schwer handhabbarer Probleme konfrontiert sehen. Zu diesen gehören:

- Eine oft noch unzureichende Kenntnis der ökologischen Potenz heimischer Baumarten (selbst so bedeutsamer wie der Rot-Buche). Ökogramme, die den von einzelnen Baumarten präferierten Feuchtigkeits- und Säurebereich darstellen (vgl. u.a. *Fischer* 1995, *Ellenberg*

1996), berücksichtigen – bei aller Übersichtlichkeit und hohem Informationswert – meistens nur zwei »Standortsdimensionen«; unberücksichtigt oder unzureichend differenziert bleiben demzufolge Unterschiede zwischen klimatischer und edaphischer Trockenheit eines Bodens, pedogenetisch bedingte Trophieunterschiede in Böden sowie Unterschiede im Potenzbereich einer Baumart abhängig von orographischen oder vegetationsgeographischen Faktoren. Dies bedeutet, daß Baumarten-Standortsbeziehungen oftmals nur für bestimmte Räume, nicht aber zwangsläufig innerhalb des Gesamtareals einer betrachteten Art Gültigkeit haben (Beispiele hierfür gibt die Abbildung 1);

- Eine unzureichende Kenntnis der ökologischen Potenz einiger Neophyten, die heute – auch ohne Einfluß des Menschen – im natürlichen Wettbewerb der Baumarten konkurrenz- und damit auch überlebensfähig wären (z.B. Fichte, Wald-Kiefer, Douglasie, Späte Traubeneiche und Rot-Eiche in bestimmten Wuchsgebieten Mitteleuropas; vgl. *Dierschke* 1982, 1985);

- Die Einschätzung der Wilddichte und ihre Auswirkung auf die Naturverjüngung und Bodenentwicklung bezüglich einer konkreten Untersuchungsfläche. Augenfällig wird der Einfluß besonders bei einem Vergleich von Waldentwicklungsbildern in langjährig gegatterten und nicht gegatterten Flächen;

- Das sehr statische Vegetationsbild, welches sich aufgrund einer PNV-Karte ergibt. In diesen sind die Raumausdehnung der einzelnen, insbesondere für den Wald-Naturschutz wichtigen, Waldentwicklungsphasen und Gründe ihrer Entstehung (gerichtete Dynamik, ungerichtete Dynamik (zyklische Prozesse), stochastische Prozesse) nicht darstellbar.

4. Konsequenzen für eine anwendungsorientierte Definition des PNV-Begriffes und die Anwendbarkeit des PNV-Konzeptes in der Planungspraxis

In dieser Hinsicht scheint eine Rückbesinnung auf die wesentliche Zielsetzung des PNV-Konzeptes wichtig, nämlich der Beschreibung des biotischen

Potentials einer Bezugsfläche auf der Basis vegetationskundlicher Einheiten. Es scheint, daß selbst eine theoretisch klare und konsensfähige Definition des PNV-Begriffes eine exakte Ableitung der einer PNV-Bestimmung zugrundezulegenden Standortqualitäten nicht gestattet. Diese ergeben sich in der Praxis vielmehr aus den Fragen, deren Beantwortung man sich mit der Erstellung von PNV-Karten erhofft. Beispielsweise erhält man für einen Standort verschiedene PNV-Einheiten, wenn in einem Fall als Konstruktionsgrundlage ein – für diesen Standort charakteristischer – stark abgesenkter Grundwasserspiegel angenommen werden soll, in einem anderen Fall die PNV nach angehobenem Grundwasserstand von Interesse ist. Aus einem Vergleich und einer Bewertung der für jeden einzelnen Fall konstruierbaren PNV ließen sich dann aus Naturschutzsicht Entwicklungskonzepte für dieses Gebiet ableiten. Für das Verständnis einer PNV-Karte ist daher wichtig, die aus einer bestimmten Fragestellung ableitbaren Konstruktionsgrundlagen nachvollziehbar zu erläutern.

Wie genau bestimmte Standortqualitäten für den Entwurf einer PNV-Karte berücksichtigt werden können, wird zusätzlich durch das synsystematische Niveau vorgegeben, auf dem in einer Karte Einheiten der PNV unterschieden werden sollen. Denkbar wäre, daß ein Eingriff unberücksichtigt bleibt, wenn die potentiellen Pflanzengesellschaften auf Klassen- oder Ordnungsniveau beschrieben würden. Standortliche Veränderungen können aber dann relevant werden, wenn die einzelnen PNV-Einheiten auf synsystematisch rangniedrigerem Niveau (z.B. einer Assoziation) angesprochen werden.

Die Interpretierbarkeit von PNV-Karten ist zudem vom gewählten Kartenmaßstab abhängig. So sind Karten kleinen Maßstabs ungeeignet, ein feines standörtliches Mosaik aufzulösen. Karten mit großem Maßstab sind demgegenüber für eine Naturraumgliederung unbrauchbar. Welcher Maßstab letztlich gewählt wird und welche standörtlichen Gegebenheiten damit berücksichtigt und in PNV-Einheiten ausgedrückt werden können, muß sich auch hier nach der jeweiligen Fragestellung richten.

Berücksichtigt man großräumig wirkende Standortveränderungen wie Immissionen oder vergleichbare Faktoren, so mag man fragen, inwieweit in be-

steten Gebieten noch Waldgesellschaften als PNV-Einheiten angenommen werden können – ein Problem, das sicher nur im konkreten Fall diskutiert werden kann. Die Auswertbarkeit einer PNV-Karte hinsichtlich der Begündung naturnaher Wälder – früher oftmals als Anspruch von PNV-Karten formuliert – würde dadurch vereitelt.

Wichtig erscheint ferner, daß in eine PNV-Bestimmung auch solche Standortbedingungen einfließen, die mit der »postulierten Vegetation« selbst geschaffen oder von dieser maßgeblich verändert beziehungsweise mitbestimmt werden. Beispielsweise müssten für Rohböden oder schwach entwickelte Böden aus Sand Sandtrockenrasen als potentielle natürliche Pflanzengesellschaft angenommen werden, da das Nährstoffangebot solcher Böden nicht für die Ernährung eines Waldes ausreicht. Würde man demgemäß Pioniergesellschaften als Einheiten der PNV kartieren, so würden entsprechende Karten einerseits nicht – wie in der Definitionen gefordert – das biotische Potential des betrachteten Standortes angeben (da nach entsprechender Pedogenese in Mitteleuropa auch die meisten Sandstandorte waldfähig sind), und andererseits die angegebene PNV nicht dem Zustand der »höchstentwickelten Vegetation« entsprechen.

5. Zusammenfassung

Seit der Einführung des Gedankenmodells der potentiellen natürlichen Vegetation durch *Tüxen* (1956) wurde dieses im Hinblick auf veränderte Umweltbedingungen sowie zur besseren Anwendbarkeit des Konzeptes in der Naturschutzpraxis modifiziert (vgl. hierzu Vorschläge von *Neuhäusl* 1980, 1984, *Kowarik* 1987, *Härdtle* 1989, 1995).

Offene Fragen und Probleme im Rahmen einer Erstellung von PNV-Karten bestehen besonders bezüglich der vielfach noch unzureichenden Kenntnis über die ökologische Potenz heimischer Baumarten sowie einiger Neophyten, so daß genaue Angaben zu den Dominanzverhältnissen einzelner Baumarten in der PNV oftmals nicht möglich sind.

Bei der Kartierung der potentiellen natürlichen Vegetation ist zu berücksichtigen, daß diese als ein abstrakter, hypothetischer Vegetationszustand und somit immer nur als eine begründet formulier-

bare Hypothese verstanden wird. Die PNV wird i.d.R. konstruiert auf der Grundlage

- bestehender, natürlicher Ausgangsbedingungen,
- von der »postulierten Vegetation« selbst geschaffener oder maßgeblich mitbestimmter Standortbedingungen,
- nachhaltig wirkender (also anthropogen irreversibler und langfristig reversibler) Standortveränderungen
- von außen einwirkender anthropogener Einflüsse (die in Abhängigkeit von der zu bearbeitenden Problemstellung als im sozio-ökonomischen Umfeld irreversibel einzustufen sind).

Die potentielle natürliche Vegetation steht mit den bei ihrer Konstruktion zugrundegelegten Standortbedingungen im Gleichgewicht. Direkter menschlicher Einfluß innerhalb der Bezugsfläche (bspw. Mahd, Beweidung) sind bei der Konstruktion auszuschließen.

Das Konzept kann als wertvolle Planungs- und Informationsgrundlage im Naturschutz dienen, bei Fragen des Waldschutzes und der Forstplanung sind seine Anwendungsmöglichkeiten aber oftmals eingeschränkt (vgl. hierzu *Zerbe* 1997, 1998).

In keinem Fall lassen sich Konstruktionsgrundlagen (Standortqualitäten) im Rahmen einer allgemeingültigen Begriffs-Definition ganz präzise fassen. Diese sollten vielmehr aus einer vorgegebenen Fragestellung resultieren (bspw. welche potentielle natürliche Vegetation kann für eine bestimmte hydrologische Situation angenommen werden). Das PNV-Konzept ist insgesamt damit nur so sinnvoll wie die Fragestellung, die seiner Anwendung zugrundeliegt.

Literatur

- Braun-Blanquet, J.* (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – Springer, 3. Aufl., Wien/New York: 865 pp.
- Clements, F.E.* (1916): Plant succession: an analysis of the development of vegetation. – Carnegie Inst. Washington, Publ. 290: 1-388. Washington.

- Clements, F.E.* (1936): Nature and structure of the climax. – *Jour. Ecol.* 24: 252-284. Oxford.
- Dierschke, H.* (1982): The significance of some introduced European broad-leaved trees for the present potential natural vegetation of Ireland. – *J. Life Sci.* 3: 199-207. Dublin.
- Dierschke, H.* (1985): Anthropogenous areal extension of central European woody species on the British Isles and its significance for the judgement of the present potential natural vegetation. – *Vegetatio* 59: 171-175. Dordrecht.
- Dierschke, H.* (1994): Pflanzensozioökologie. Ulmer, Stuttgart: 683 pp.
- Dierssen, K.* (1990): Einführung in die Pflanzensozioökologie (Vegetationskunde). – *Wiss. Buchges., Darmstadt*: 241 pp.
- Domin, K.* (1923): Is the evolution of the earth's vegetation tending towards a small number of climatic formations? – *Acta Bot. Bohemica* 2: 54-60. Praze.
- Du Rietz, G.E.* (1921): Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensozioökologie. – *Wien*: 272 pp.
- Du Rietz, G.E.* (1919): Clements' »Plant succession«. – *Svensk Bot. Tidskr.* 11: 51-71. Uppsala.
- Ellenberg, H.* (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – *Ulmer, Stuttgart*, 2. Aufl.: 981 pp.
- Ellenberg, H.* (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – *Ulmer, Stuttgart*, 5. Aufl.: 1095 pp.
- Fischer, A.* (1995): Forstliche Vegetationskunde. – *Blackwell, Berlin, Wien*: 315 S.
- Gams, H.* (1918): Prinzipienfragen der Vegetationsforschung. Ein Beitrag zur Begriffsklärung und Methodik der Biocoenologie. – *Naturf. Gesell. Zürich, Vierteljahrschr.* 63: 293-493. Zürich.
- Härdtle, W.* (1989): Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. – *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hmb.* 40, Kiel: 72 pp.
- Härdtle, W.* (1995): On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. – *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 263-276.
- Härdtle, W., Menzel, U., Schrautzer, W.* (1996): Ökologische Potenz und standörtlicher Zeigerwert der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) auf Podsolböden des Nordwestdeutschen Tieflands. – *Verh. GfÖ* 26: 161-172. Stuttgart.
- Heinken, Th.* (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. – *Diss. Bot.* 239: 1-311.
- Hobohm, C.* (1994): Kritische Betrachtung einiger Grundbegriffe der Ökologie im Spannungsfeld verschiedener Einflüsse. – *Z. Ökol. Natursch.* 3: 113-119.
- Hult, R.* (1881): Försök till analytisk behandling of vaxtformationerna. – *Soc. pro Fauna et Flora Bennica* 8: 1-155. Helsinki.
- Kaiser, Th.* (1996): Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – *Natur u. Landsch.* 71: 435-439.
- Kerner von Marilaun, A.* (1863): Das Pflanzenleben der Donauländer. – *Wagner, Innsbruck*: 348 pp.
- Klötzli, F.* (1968): Über die soziologische und ökologische Abgrenzung schweizerischer Carpinion- von den Fagion-Wäldern. – *Feddes Repertorium* 78/Heft 1-3: 15-37. Berlin.
- Kowarik, I.* (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – *Tüxenia* 7: 53-67. Göttingen.
- Leuschner, C., Rode, M.W., Heinken, Th.* (1993): Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – *Flora* 188: 239-249. Jena.
- Moss, C. E.* (1910): The fundamental units of vegetation. Historical development of the concepts of the plant association and the plant formation. – *New Phytologist* 9: 18-53. Oxford.
- Neuhäusl, R.* (1975): Kartierung der potentiell natürlichen Vegetation in der Kulturlandschaft. – *Preslia* 47: 117-128. Praha.
- Neuhäusl, R.* (1980): Chemischer Zustand der Atmosphäre in Industriegebieten und die natürliche Vegetation. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 26 (1-2): 139-142. Budapest.
- Neuhäusl, R.* (1984): Umweltgemässe natürliche Vegetation, ihre Kartierung und Nutzung für den Umweltschutz. – *Preslia* 56: 205-212. Praha.
- Romell, L.-G.* (1920): *Physionomistiquet et écologie raisonnée.* – *Svensk Bot. Tidskr.* 14: 136-146. Uppsala.
- Schmithüsen, J.* (1950): Das Klimaxproblem, vom Standpunkt der Landschaftsforschung aus betrachtet. – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem.* 2: 176-182. Stolzenau/Weser.
- Schmithüsen, J.* (1968): *Allgemeine Vegetationsgeographie.* – *De Gruyter, Berlin*: 463 pp.
- Tansley, A.G.* (1920): The classification of vegetation and the concept of development. – *Jour. Ecol.* 8: 118-149. Oxford.
- Tüxen, R.* (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angew. Pflanzensoz.* 13: 4-42. Stolzenau/Weser.
- Tüxen, R., Diemont, H.* (1937): Klimaxgruppe und Klimaxschwarm. Ein Beitrag zur Klimaxtheorie. – *Jahresber. Naturhist. Ges. Hannover* 88-89: 73-87. Hannover.
- Warming, E.* (1896): *Lehrbuch der ökologischen Pflanzengeographie. Eine Einführung in die Kenntnis der Pflanzenvereine.* – *Borntraeger, Berlin*: 412 pp.
- Warming, E., Graebner, P.* (1918): *Lehrbuch der ökologischen Pflanzengeographie.* – *Borntraeger, Berlin*: 988 pp. (und 64 pp. ref.).
- Whittaker, R.H.* (1953): A consideration of climax theory: The climax as a population and pattern. – *Ecol. Monogr.* 22: 41-77. Durham.
- Whittaker, R.H.* (1962): Classification of natural communities. – *Bot. Rev.* 28: 1-239. New York.
- Zerbe, S.* (1997): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? – *Forstwiss. Cbl.* 116: 1-15.
- Zerbe, S.* (1998): Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. – *Appl. Veg. Sci.* 1: 165-172.

Anschrift des Verfasseres

Prof. Dr. Werner Härdtle
 Institut für Ökologie und Umweltchemie
 Fachbereich Umweltwissenschaften
 Universität Lüneburg
 21332 Lüneburg

Die Erarbeitung von Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) Deutschlands - Stand und Perspektiven

von Lothar Schröder

Die bisher erzielten Ergebnisse der Vegetationskartierung sollen an Beispielen der im Laufe der Zeit veröffentlichten Vegetationskarten des Bundesamtes für Naturschutz und dessen Vorgängerinstitutionen aufgezeigt werden; gleichzeitig sollen die zugrundeliegenden Kartierungsziele, Erfahrungen, Erkenntnisse und Zeitabläufe verdeutlicht werden, die ihrerseits wieder Auswirkungen auf das weitere Vorgehen und die Kartierungskonzeption zur Folge hatten.

Wie war die Ausgangssituation in den 50er Jahren?

Prof. Reinhold Tüxen hatte mit der Zentralstelle für Vegetationskartierung eine Institution eingerichtet, die sich hauptamtlich mit theoretischer und angewandter Vegetationskunde sowie Naturschutz befaßte. Mit der Erforschung der Pflanzengesellschaften von Deutschland, der Erstellung von Wald-, Acker- und Grünlandgutachten und der grundlegenden Arbeit »Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung« (Tüxen 1956) wurden die Voraussetzungen geschaffen, daß 1959, im Anschluß an das Internationale Symposium für Vegetationskartierung, von Tüxen angeregt werden konnte, eine moderne, für Wissenschaft und Praxis gleichermaßen geeignete Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage einer umfassenden Geländearbeit zu erstellen.

Auf der einen Seite gab es damals kleinmaßstäbliche pflanzensoziologische Karten, die lediglich einen sehr groben Überblick für Deutschland vermitteln konnten. Als Beispiel dafür steht die Karte von Hueck (1936), die Nordwestdeutschland als Eichen-Birkenwaldlandschaft darstellt, aber schon durchsetzt mit Bodensaurer Eichen-Hainbuchenwäldern, Hoch- und Flachmooren, Marschenwiesen sowie Auenwäldern an Elbe und Weser. Andererseits lagen bereits eine Reihe großmaßstäb-

licher Vegetationskarten vor, die zwangsläufig nur kleine Gebiete erfassten, z. B. eine Waldkartierung des NSG Schorfheide bei Chorin (FA Grimnitz) von Tüxen und Preisling (1938). Eine sehr differenzierte Karte mit 16 Vegetationseinheiten, überwiegend Buchen-Mischwald, Trockener Traubeneichen-Hainbuchenwald und Farnreicher Eichen-Hainbuchenwald.

Im Gegensatz zur Kartierung der realen Vegetation, für deren Bearbeitung im Bereich eines Meßtischblattes etwa eine Vegetationsperiode erforderlich war, konnte nach der neuen, integrativen Kartierungsmethode von Tüxen auf vegetationskundlicher Grundlage in einigen Tagen eine Topographische Karte 1 : 25.000 bearbeitet werden, die den weiteren Vorteil hatte, für eine Übersichtskarte besser generalisierbar zu

sein durch Bildung charakteristischer Vegetationskomplexe.

Der relativ hohe Aufwand für eine im Gelände im Maßstab TK 25 erarbeitete Vegetationskarte der gesamten Bundesrepublik wurde damit begründet, daß eine solche Karte eine wesentliche Grundlage für Planungen verschiedener Art darstellt: z.B.

- Regional- und Bauleitplanung
- landwirtschaftliche Rahmen- und Flurbereinigungsplanung
- sonstige Fachplanungen und nicht zuletzt die Landschaftsplanung.

Die Vegetationskarte sollte ein vielseitiges Hilfsmittel für alle Maßnahmen in der Landschaft abgeben, ob es sich dabei um land- und forstwirtschaftliche Nutzungsmöglichkeiten handelt oder um Eingriffe in den Naturhaushalt, die auszugleichen waren.

Diese Überlegungen zu Inhalt und Maßstab einer neuen Vegetationskarte der Bundesrepublik ergaben, daß der vielseitige Anwendungszweck – bei mäßigem Kartieraufwand – am besten durch eine Geländeaufnahme der pnV im Maßstab 1 : 25.000 zu erreichen sein würde.

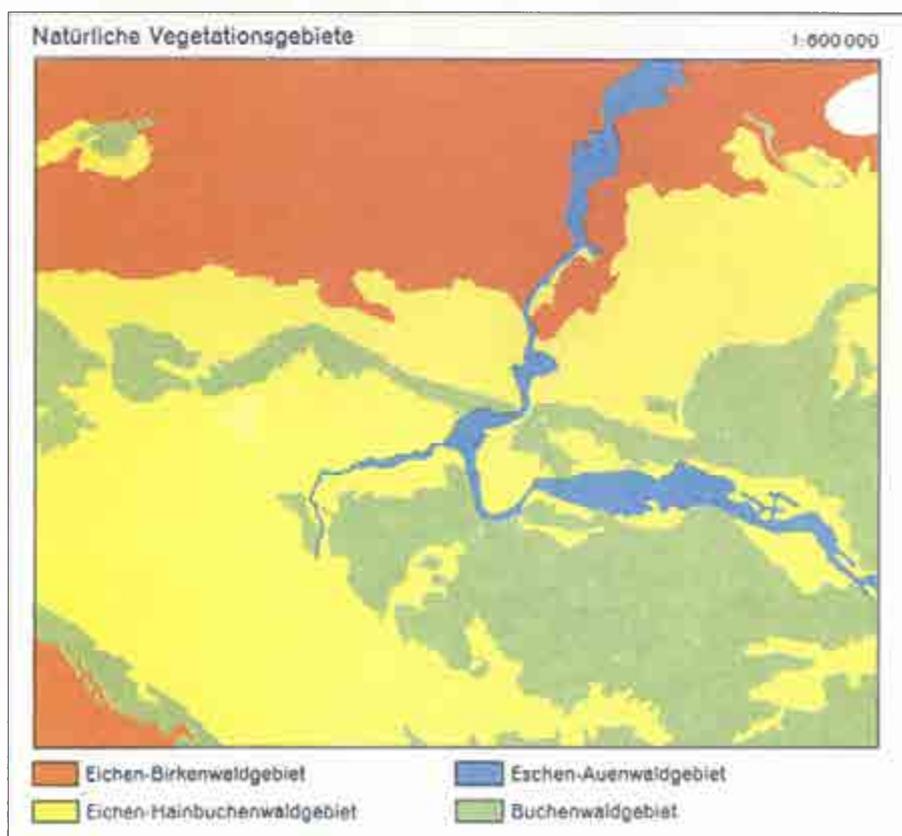


Abb. 1: Die Vegetationsgebiete von Blatt Minden.

Damit lag eine methodische Konzeption zur Berechnung des personellen und finanziellen Bedarfs für die Kartierung vor.

Als Initiator des Kartierungsvorhabens legte Prof. Tüxen 1960 dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten einen umfassenden Arbeitsplan (mit Personal- und Finanzbedarf) vor, der zur Folge hatte, daß die Bundesanstalt für Vegetationskartierung den Auftrag erhielt, zunächst zwei größere Gebiete als Muster zu kartieren und hierbei vor allem die Auswertungsmöglichkeiten der Vegetationskarte für die Landeskultur an Hand der kartierten Beispiele zu demonstrieren.

Als erste Musterkarte wurde das **Blatt Minden** der alten Topographischen Übersichtskarte 1 : 200.000 (5 x 6 = 30 Meßtischblätter) von April bis November 1961 vegetationskundlich im Gelände aufgenommen (s.h. Abb. 1).

Dieses etwa 3.750 km² große, vom

Dümmer südlich Diepholz bis zum Steinhuder Meer westlich Hannover, und von der Senne bei Bielefeld bis vor die Tore Hamelns reichende Gebiet war für eine Musterkartierung deshalb besonders geeignet, weil es mit Altmoränen-Tiefenland, Löß-Hügelland und geologisch älterem Bergland einen charakteristischen Ausschnitt der nordwestdeutschen Landschaften einschließlich der Mittelgebirge umfaßt, so daß bei der Geländearbeit die Kartierungsmethoden und Darstellungsmethoden in sehr unterschiedlichen Wuchsräumen erprobt werden konnten.

Als gute Vorarbeit wurde die Kartierung des Forstamtes Minden (*Lohmeyer u. Trautmann 1957*) ausgewertet ebenso wie Gutachten über das Acker- und Grünland im Gebiet. Als Kartierungsaufwand pro Meßtischblatt war zunächst ein durchschnittlicher Zeitraum von **4 Tagen** vorgesehen (nach dem ursprünglichen Zeit- und Finanzierungsplan für

die Vegetationskarte des gesamten Bundesgebietes). Es stellte sich jedoch rasch heraus, daß diese Zeitspanne im allgemeinen nicht ausreichte, allenfalls in großflächig einförmigen Gebieten wie in den Lößböden. Besonders aufwendig erwies sich die Kartierung im glazial geprägten Tiefland, wo Boden- und Wasserverhältnisse auf kleinstem Raum wechseln, aber auch im Bergland, selbst wenn einheitliches Grundgestein vorliegt. Im Durchschnitt muß man hier mit 2 bis 3 Wochen Feldarbeit rechnen, in Ausnahmefällen sind bis zu 6 Wochen erforderlich.

Mit den Nebenkarten:

- Anbauwürdige Holzarten
- Geeignete Feldfrüchte
- Ertragsicherheit
- Vorflutregelung und
- geeignete Gehölze für Schutzpflanzungen

lag der Schwerpunkt der Auswertung bei der Land- und Forstwirtschaft, also mehr produktionsorientiert, sowie bei der Landschaftspflege.

Kartenserie 1 : 200.000

Bis in die Mitte der 70er Jahre, auch nach dem Umzug der Dienststelle von Stolzenau nach Bonn, wurde nach dieser Konzeption weitergearbeitet. Ihr Schwerpunkt hat sich jedoch im Laufe der Zeit zunehmend auf Naturschutzbelange verlagert. Dem wurde Rechnung getragen durch die gleichzeitige Erfassung botanisch wertvoller Gebiete mit hohem Anteil naturnaher und halbnatürlicher Vegetation bei der Geländekartierung. Die Karten der potentiellen natürlichen Vegetation wurden inhaltlich mit Angaben zur schutzwürdigen realen Vegetation angereichert und ergänzt.

1973 wurde nach der neuen Topographischen Grundlage im Maßstab 1 : 200.000 (8 x 8 insgesamt 64 Meßtischblätter) das **Großblatt Köln** herausgegeben.

Es umfaßt einen Ausschnitt der Rheinischen Tiefebene bei Köln mit Maiglöckchen-Perlgras-Buchenwald, das Gebiet des Typischen Hainsimsen-Buchenwaldes, Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald-Gebiet, Hainsimsen-Perlgras-Buchenwald-Gebiet am Mittelrhein, Perlgras- und Zahnwurz-Buchenwald-Gebiet.

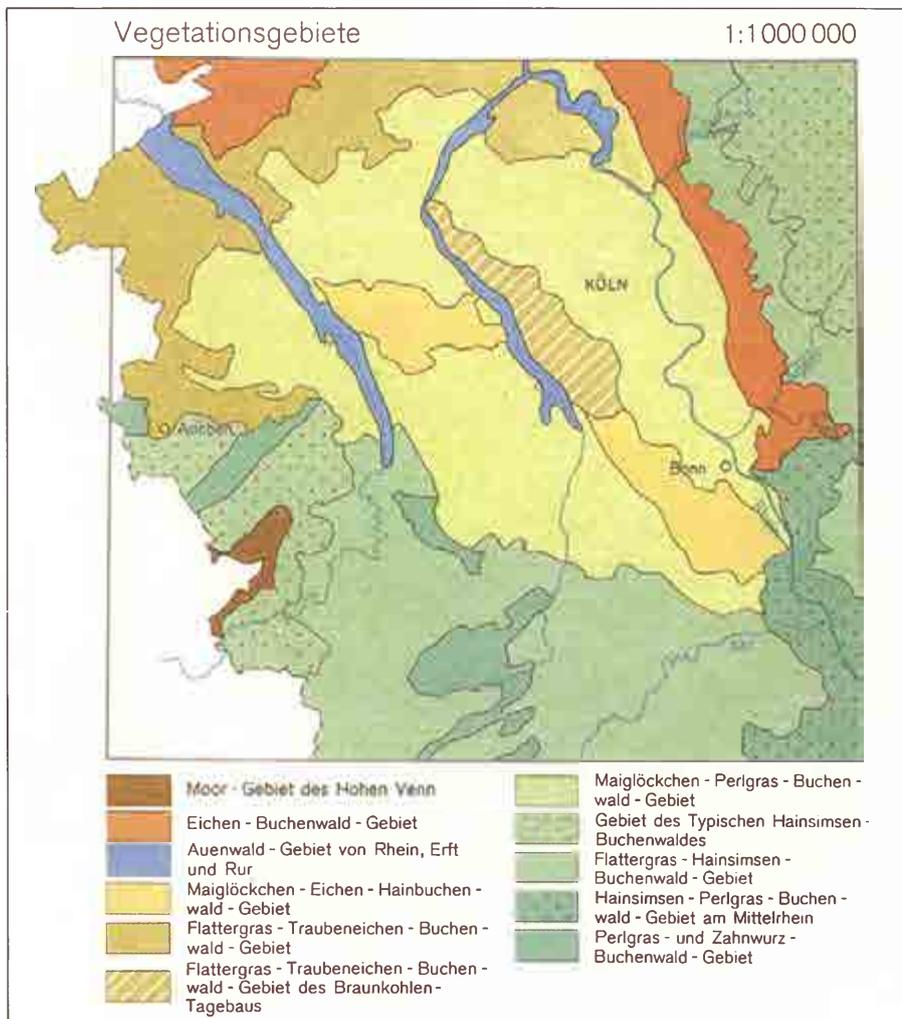


Abb. 2: Die Vegetationsgebiete von Blatt Köln.

Vegetationsgebieten (vgl. Abb. 2), Relief, Klima und Böden beigelegt.

In den textlichen Erläuterungen nimmt überdies die Liste der botanisch wertvollen Gebiete breiten Raum ein.

1979 wurde das **Blatt Hamburg-West** fertiggestellt und herausgegeben (s.h. Abb. 3), ein Kartenbeispiel für das nordwestdeutsche Tiefland zwischen Hamburg, Bremen und dem Tagungsort gelegen. Die Feldarbeiten dazu wurden in zwei Abschnitten durchgeführt: einmal Anfang der 60er Jahre im Rahmen des »Forschungsvorhabens Hamme-Wümme«, mit dem Ziel, Grundlagen für einen Landschaftsrahmenplan für das Einzugsgebiet der beiden Weser-Nebenflüsse Hamme und Wümme zu erarbeiten. Dieses Gutachten wurde nicht gesondert veröffentlicht. Im zweiten Abschnitt von 1974 bis 1976 wurden die bis dahin noch unbearbeiteten TK25 Karten um das Hamme-Wümme-Gebiet, dem Kernstück von Blatt Hamburg-West, vollständig kartiert. Zugleich erfolgte die Erfassung der botanisch wertvollen Gebiete.

Den Abschluß dieser Reihe der pnV-Übersichtskarten 1 : 200.000 bildet das **Großblatt Fulda** (vgl. Abb. 4). Es umfaßt einen typischen Berglandauschnitt in Mittel-Hessen mit bis zu 950 m Meereshöhe aufragenden Mittelgebirgen im Übergangsbereich vom ozeanisch zum subkontinental getönten Klima.

Durch die geologische Vielfalt, die beachtliche Höhenspanne von 800 m und das bewegte Relief weist dieses Gebiet ein ungewöhnlich reiches Inventar an natürlichen und anthropogenen Pflanzengesellschaften auf, die von U. Bohn und Kollegen eingehend untersucht und kartiert wurden.

Die Feldarbeiten wurden 1968 aufgenommen und im wesentlichen 1974 abgeschlossen. Heft 15 der Schriftenreihe für Vegetationskunde mit dem Erläuterungstext erschien 1981.

Hier einige wesentliche Kartierungsergebnisse von Blatt Fulda:

■ Anhand von naturnahen Restwäldern konnte die Frage nach der natürlichen Waldvegetation der ackerbaulich genutzten Lößgebiete, zumal in trockenwarmen Beckenlagen der Wetterau und im Hessengau, zufriedenstellend gelöst werden. Es handelte sich in der Mehrzahl um bodenfrische Buchenwälder.

■ Bei den hygrophilen Wäldern ergaben die intensiven Nachforschungen

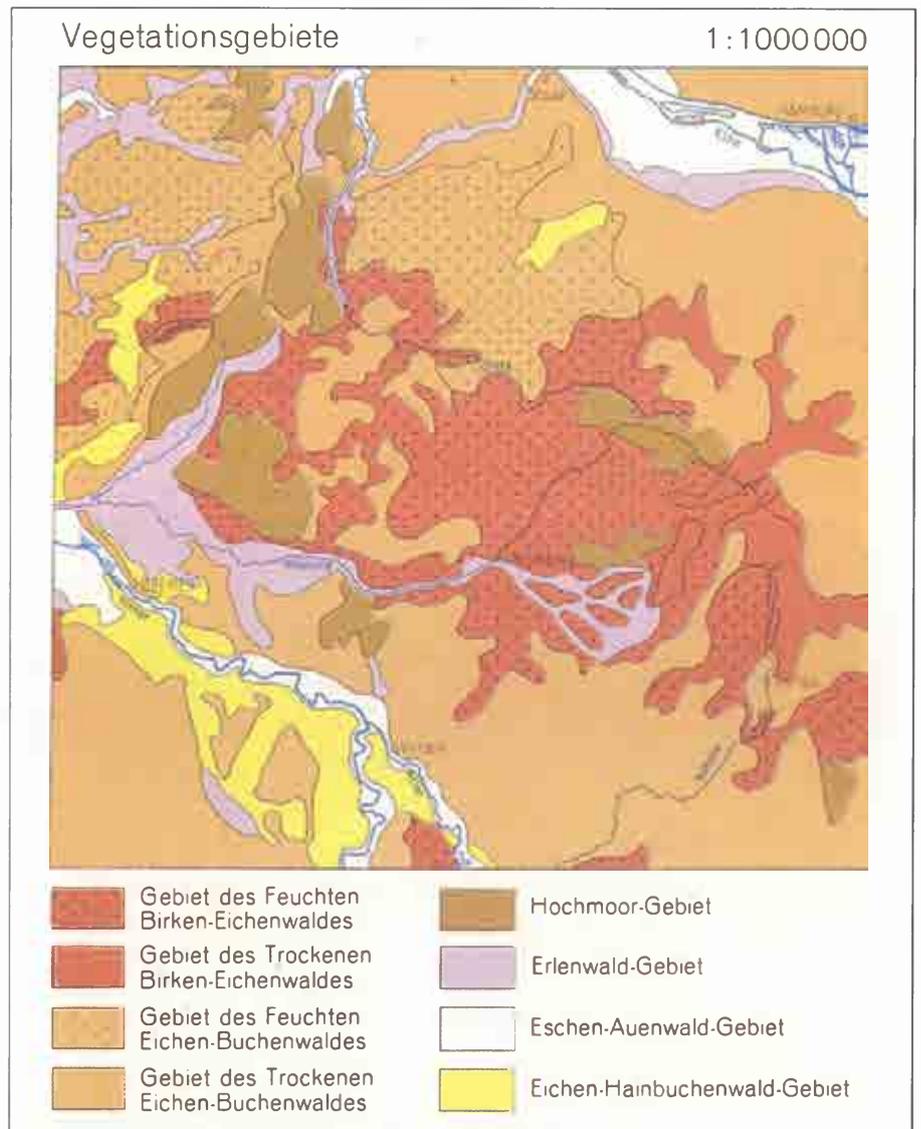


Abb. 3: Die Vegetationsgebiete von Blatt Hamburg-West.

besonders viele neue Erkenntnisse und eindeutige, beispielhafte Belege

- z. B. in der Hohen Rhön für hygrophile Karpatenbirkenwälder und den Feuchten Bergahorn-Eschenwald,

- für Höhenformen und Höhenverbreitungsgrenze von hygrophilen Eichen-Hainbuchenwäldern und Bachauenwäldern,

- im Vogelsberg und der Rhön für Krautreiche Erlensumpfwälder,

- im Hohen Westerwald, der im Anschluß an Blatt Fulda bearbeitet wurde, für den Feuchten Schuppendornfarn-Bergahornmischwald sowie für das Nebeneinander von Eichen-Hainbuchen- und Bergahorn-Eschen-Auenwäldern im unteren Bergland.

Ein besonderes Anliegen von Bohn war es, die Untersuchungs- und Kar-

tierungsergebnisse stärker naturschutzbezogen auszuwerten und Darstellungsformen zu entwickeln, die die direkte Umsetzung in die Landschaftsplanung und Naturschutzpraxis erlauben.

Deshalb wurde für die Hohe Rhön (Bohn 1996) eine detaillierte TK50-Karte mit konkreten, genau lokalisierbaren Angaben zu botanisch wertvollen Gebieten und repräsentativen, besonders schutzwürdigen Vegetationsbeständen erstellt, zusätzlich zu der Auswertekarte für Blatt Fulda im Maßstab 1 : 200.000 mit abgegrenzten botanisch wertvollen Gebieten und inhaltlichen sowie bewertenden Angaben.

An diesem Beispiel zeigt sich die große Bedeutung genauer vegetationskundlicher Kenntnisse über ein Untersuchungsgebiet, sowohl der pnV wie auch

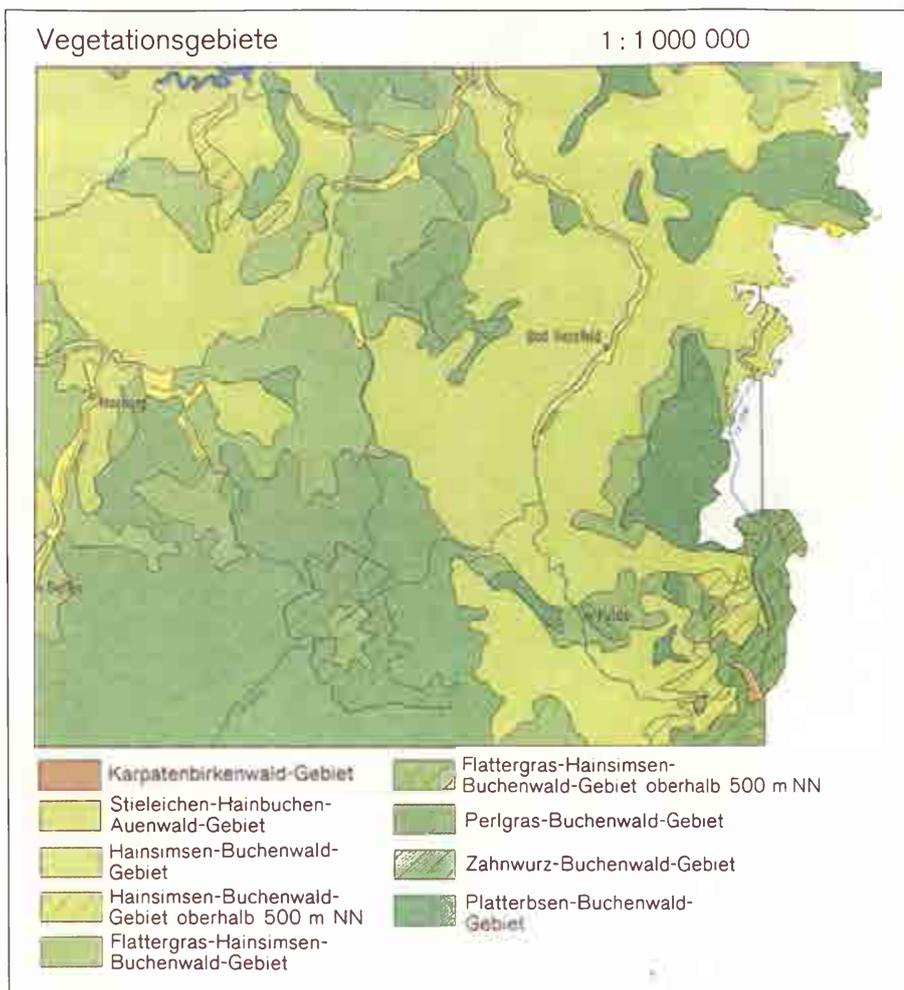


Abb. 4: Die Vegetationsgebietes des Blattes Fulda.

des realen Vegetationsinventars, für eine solide Naturschutz-Auswertung.

Die Übersicht von pnV-Karten (Schröder 1984 [Abb. 5]) zeigt einmal die von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL) im Gelände kartierten TK25- (feingerauert) und TK50-Karten (grobgeraust) und verdeutlicht, daß über die 4 veröffentlichten Beispiel-Karten 1 : 200.000 hinaus unveröffentlichte Vegetationskartierungen für verschiedene weitere Gebiete Deutschlands vorliegen: westlich und östlich vom Blatt Hamburg, im Raum Braunschweig, Trier, für die Regionale Planungsgemeinschaft Untermain sowie einen Teil der Modellkarte für Süd-Deutschland: Altmühltal und Raum Nürnberg.

Daneben sind Vegetationskartierungen und Karten anderer Bearbeiter in der ausführlichen Literaturliste aufgeführt ebenso wie punktförmig dargestellte Wald-Gutachten mit großmaßstäblicher Kartierung der realen

Waldvegetation, die hauptsächlich von Mitarbeitern der Zentralstelle für Vegetationskartierung in den Nachkriegsjahren erarbeitet wurden.

Zu erwähnen sind ferner die Übersichtskarten der pnV von Bayern, Baden-Württemberg, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und von Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1 : 500.000.

Die derzeitige Kartierungskonzeption

In der ursprünglichen Zeitplanung waren für die Bearbeitung eines Meßtischblattes 4 Tage zugrundegelegt worden. Doch schon bei der Kartierung für Blatt Minden zeigte sich, daß für eine gute Bearbeitungsqualität 2-3 Wochen und teilweise mehr erforderlich waren.

Um das Kartierungsprojekt für eine Vegetationskarte von Deutschland in absehbarer Zeit zum Abschluß zu bringen, wurde die bisherige Vorgehenswei-

se der intensiven Geländeerhebung und Kartenbearbeitung aufgegeben und eine neue Konzeption und Zeitplanung vorgelegt.

Gleichzeitig ergab sich die Möglichkeit, Forschungsmittel des BMU aus dem Umwelt-Forschungsplan (UFOPLAN) einzusetzen und die weitere Vegetationskartierung als Forschungsauftrag an einen entsprechend potenten und versierten Auftragnehmer zu vergeben.

Es wurde eine Leistungsbeschreibung erarbeitet für das F + E-Vorhaben: Erstellung einer Übersichtskarte der potentiellen natürlichen Vegetation M 1 : 500.000 von Mittel- und Südwestdeutschland sowie Erfassung und vegetationskundliche Erhebung naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen. Mit Hilfe des ersten Auftrages konnte von Ende 1991 bis Mitte 1995 das Blatt II Mittel-Westdeutschland um den Bereich von West-Thüringen ergänzt sowie 2/3 des Blattes III Südwestdeutschland bearbeitet werden.

Damit liegen bisher 3 Kartenblätter im Maßstab 1 : 500 000 vor: Blatt I Nordwestdeutschland, Blatt II Mittel-Westdeutschland und Blatt III Südwestdeutschland (zu 2/3).

Wegen knapper Bundes-Forschungsmittel erhielt das BfN die Auflage, die weitere Vegetationskartierung nur noch mit finanzieller Beteiligung der noch zu bearbeitenden Bundesländer durchzuführen.

Gerade die neuen Bundesländer signalisierten großes Interesse und Kooperationsbereitschaft. Das Land Sachsen-Anhalt hatte schon erste Vorarbeiten zur Kartierung der pnV geleistet und stellte für ein gemeinsames Bund/Land Projekt Geldmittel bereit. Daraufhin wurde in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt in Halle für diese Landeskartierung die Leistungsbeschreibung modifiziert.

Arbeitsziel des Forschungsauftrages war die Aktualisierung und weitere Differenzierung der in Sachsen-Anhalt begonnenen Kartierung der potentiellen natürlichen Vegetation flächendeckend für das Land sowie die Ermittlung großflächiger naturnaher Waldbestände und großräumiger schutzwürdiger Ersatzgesellschaften auf der Grundlage von Auswertungen der selektiven Biotopkartierung, von CIR-Luftbildinterpretation und gezielten Vegetationserhebungen auf TK50-Karten.

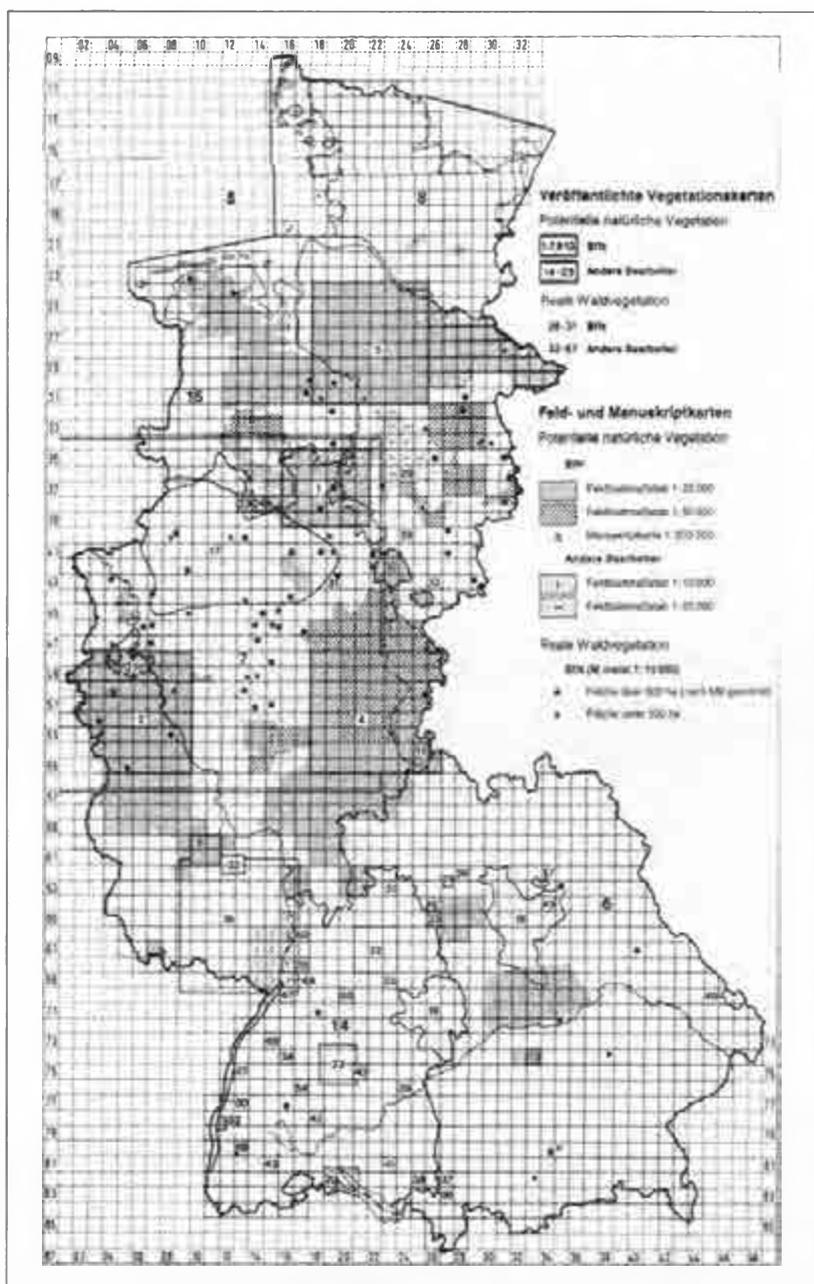


Abb. 5: Kartenübersicht zur potentiellen natürlichen Vegetation und realen Waldvegetation.

Vorgehensweise und Arbeitsschritte:

- 1) Erstellung einer aktualisierten Kartierungslegende für Sachsen-Anhalt
- 2) Übertragung geeigneter Vorlagen und Angaben in TK50-Karten. Überprüfung und Ergänzung der Karteninhalte sowie gemeinsame Abstimmung und Klärung offener Fragen zur pnV, soweit erforderlich auch im Gelände. Die Differenzierung sollte auf den Zwischenmaßstab 1 : 200.000 und den Endmaßstab der Übersichtskarte 1 : 500.000 abgestimmt sein.

- 3) Einbringen eigener Gebietskenntnisse der Bearbeiter und Auswertung von geeignetem Grundlagenmaterial, d. h. Landschaftsplänen, bodenkundlichen und geologischen Karten.

Diese Auswertungen und Ergänzungen der Vegetationskarte 1 : 50.000 waren insbesondere unter dem Aspekt für Sachsen-Anhalt bisher nicht hinreichend untersucht und befriedigend gelöst vegetationskundlicher Problemstellungen vorzunehmen, u. a. bei

- der Höhenstufengliederung der Wälder (z. B. Fichten-Buchenwälder) im Harz,

- Vorkommen von buchenreichen Wäldern im Mitteldeutschen Trockengebiet und deren Abgrenzung zu natürlichen Eichen-Hainbuchenwäldern,
- Verbreitung von Buchenwäldern, grundwasserfernen bodensauren Eichenwäldern und Kiefern-Eichenwäldern in den Altpleistozängebieten,
- Auftreten von grund- und stauwasserbeeinflussten bodensauren Eichenwäldern in den Altpleistozängebieten und auf den Niederterrassen,
- der Differenzierung der Auenwälder in aktuell überflutete Eichen-Ulmenwälder (einschl. Weichholzaunen) und nicht mehr überflutete Eichen-Hainbuchenwälder (einschl. Eschenwälder nasser Rinnen),
- Ausweisung der Hainbuchen-Ulmenhangwälder auf Terrassenböschungen,
- Differenzierung der Stillgewässer nach Trophie,
- Ansprache der pnV der Bergbaufolgelandschaften (Vegetationskomplexe nach Bodenarten, Ausweisung größerer aktuell geplanter Flutungsbereiche),
- Berücksichtigung besonderer Reliefgegebenheiten (Sonderstandorte wie Porphyrkuppen, Hänge, Schluchten usw.) für die Ausbildung gebietstypischer extrazonaler und azonaler pnV-Einheiten,
- Berücksichtigung der kleineren Täler bei der standörtlichen Differenzierung der pnV,
- Berücksichtigung von Moorstandorten und anmoorigen Böden bei der räumlichen Differenzierung und Abgrenzung der pnV.

Die auf diese Weise ermittelten Kenntnis- und Bearbeitungslücken waren durch gezielte Geländeerhebungen zu schließen.

- 4) Sichtung und Inventarisierung der vegetationskundlichen Literatur

- 5) Ermittlung und Abgrenzung großflächiger naturnaher Waldgebiete und von größeren Gebieten mit besonders schutzwürdigen Ersatzgesellschaften. Darstellung und Digitalisierung der erfaßten und abgegrenzten naturnahen Waldgebiete und Ersatzgesellschaften auf TK50-Karten.

- 6) Zusammenstellung des Erläuterungstextes

Nach diesen Vorgaben wurde in einer knapp zweijährigen Bearbeitungszeit in 1997/98 die pnV-Karte des Landes Sachsen-Anhalt erstellt.

An dieser Stelle eine erste Kurzbeschreibung des Inhalts:

Tab. 1: Erläuterungen zur Übersicht der Vegetationskarten 1 - 25: Potentielle natürliche Vegetation

BFANL, jetzt BfN	
•	Serie: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000
1	Blatt 85 Minden (<i>Trautmann</i> 1966)
2	Blatt CC 5502 Köln (<i>Trautmann et al.</i> 1973)
3	Blatt CC 3118 Hamburg-West (<i>Krause u. Schröder</i> 1979)
4	Blatt CC 5518 Fulda (<i>Bohn</i> 1981)
•	Karte im Maßstab 1:3 Mill.
5	Vegetationsgebiete der Bundesrepublik Deutschland (<i>Trautmann</i> 1978)
•	Karten im Maßstab 1:500 000
6	Natürliche Vegetationsgebiete von Bayern (<i>Seibert</i> 1968)
7	Nordrhein-Westfalen (<i>Trautmann</i> 1972)
8	Schleswig-Holstein und Hamburg (<i>Meisel</i> 1979)
•	Karte im Maßstab 1:200 000
9	Östlicher Hunsrück (<i>Krause</i> 1972)
•	Karten im Maßstab 1:50 000
10	Solling (<i>Gerlach et al.</i> 1970)
11	Hohe Rhön (<i>Bohn</i> 1996)
•	Karten im Maßstab 1:25 000
12	Umgebung von Göttingen (<i>Preisling</i> 1956)
13	MB 74 33 Schrobenhausen (<i>Rodi</i> 1975)
Andere Bearbeiter	
•	Karte im Maßstab 1:900 000
14	Baden-Württemberg (<i>Müller et al.</i> 1974)
•	Karte im Maßstab 1:500 000
15	Niedersachsen (<i>Preisling</i> 1978)
•	Karte im Maßstab 1:300 000
16	Pfalz (<i>Hailer</i> 1970)
•	Karten im Maßstab 1:200 000
17	Westfälischen Bucht (<i>Burrichter</i> 1973)
18	Östliches Mittelfranken (<i>Hohenester</i> 1978)
19	Region Ostwürttemberg (<i>Rodi</i> 1976/77)
•	Karten im Maßstab 1:150 000 und 1:100 000
20	Westliches Bodenseegebiet (<i>Lang</i> 1973)
21	Kreis Grevenbroich (<i>Bauer</i> 1973)
22	Unteres Taubergebiet (<i>Philippi</i> 1983)
•	Karten im Maßstab 1:50 000
23	Meßtischblatt 3813 Lengerich in Westfalen (<i>Büker</i> 1939)
24	Meßtischblatt 3814 Iburg (<i>Burrichter</i> 1955)
•	Karte im Maßstab 1:25 000
25	Oberreinegebiet bei Bruchsal (<i>Oberdorfer</i> 1936)

Im mittleren Landesbereich kommt großflächig Traubeneichen-Hainbuchenwald auf Acker-Börden des Trockengebietes um Halle/Magdeburg vor, durchzogen von den Auengebieten von Elbe und Saale. Nur die noch aktuell überfluteten Flußniederungen werden als Eschen-Ulmen-Auenwald dargestellt. Nach Westen schließt sich im Übergangsbereich Linden-Buchenwald und im weiteren Waldmeister-Buchenwald an, übergehend in Hainsimsen-Buchenwald und natürlich Hochlagen-Fichtenwald

im Harz. Im Norden herrscht im Altmooränengebiet Flattergras-Buchenwald vor, nach Osten setzt sich Linden-Traubeneichen-Hainbuchenwald fort. Am Fuß des Fläming treten je nach Bodentyp Schattenblümchen-Buchenwald oder Grasreicher Bodensaurer Eichenwald auf, während im Fläming selbst Waldmeister-Buchenwald auch real anzutreffen ist.

Eine Veröffentlichung der Vegetationskarte von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1 : 220 000 ist demnächst vom Lan-

desamt für Umwelt Halle vorgesehen. Die Übersichtskarte 1 : 500 000 wird in das geplante Blatt V Ostdeutschland eingefügt.

In einer Veröffentlichung des Bundesamtes für Naturschutz von 1997 über »Erhaltung der biologischen Vielfalt« ist eine überarbeitete Auflistung von Vegetationskarten aufgenommen worden, die einige wenige **Neubearbeitungen seit 1984** enthält (vgl. Tab 2).

Im einzelnen sind dies die Übersicht von Oberfranken (*Türk* und Mitarbeiter 1991), die Manuskriptkarten des BfN im Maßstab 1 : 500.000, die Karte von Hessen mit der pnV für die Waldgebiete sowie eine Vegetationskarte von Rheinland-Pfalz und das Meßtischblatt Owschlag von *Härdtle* (1989).

Hinweisen und überleiten möchte ich an dieser Stelle noch auf das internationale Projekt der Erstellung einer Karte der natürlichen Vegetation von Europa 1 : 2,5 Mio. Von Trautmann mit der Erstauflage der Karte Europaratstaaten (*Ozenda* 1979) mit in die Wege geleitet, liegt die Koordination für ganz Europa nun im BfN bei Bohn.

Nach dem neuen Blattschnitt werden 9 Blätter mit ca. 700 Kartierungseinheiten und deren Erläuterungen vorgelegt.

Die gesamte Karte liegt inzwischen digitalisiert vor, und die Vorbereitungen für den Kartendruck und die Veröffentlichung des Erläuterungstextes sind weit vorangeschritten.

In Sachsen-Anhalt ist die Vegetationskartierung im vorigen Jahr abgeschlossen worden. In Sachsen und Thüringen wurden 1998 die Bearbeitungen aufgenommen, und für Mecklenburg/Vorpommern und Brandenburg/Berlin wurden die ersten Abstimmungsgespräche im April dieses Jahres aufgenommen, um Mitte des Jahres 2001 die einzelnen Länderkarten für das Blatt V Ostdeutschland in einer Karte zusammenstellen zu können.

Die **Perspektiven** für eine erste vollständige und aktualisierte Vegetationskarte von Deutschland lassen sich folgendermaßen umreißen (vgl. Abb. 7):

Während die Bearbeitung der östlichen Bundesländer auf den Weg gebracht werden konnte, verbleibt das restliche Drittel des Blattes Südwestdeutschland (Baden-Württemberg, geplant für die nächsten beiden Jahre) und die Neubearbeitung der Vegetationskarte von Bayern (Blatt IV Südostdeutschland, bis zum Jahr 2002).



Abb. 6: Bearbeitungsgebiet der Europakarte, alte Blatteinteilung und Sitz der Bearbeiter.



Abb. 7: Stand der Bearbeitung der Vegetationskarte von Deutschland.

Nach diesem Zeitplan kann bis zum Jahr 2003 das von R. Tüxen begonnene und von Trautmann und Bohn fortgeführte Kartenwerk einer Übersichtskarte der potentiellen natürlichen Vegetation für Gesamt-Deutschland im Maßstab 1 : 500 000 mit Angaben zu großflächig naturnahen Waldbeständen und zugehörigen Vegetationsbeschreibungen und -tabellen abgeschlossen werden.

Literatur

Bauer, G., 1973: Potentielle natürliche Vegetation – Kreis Grevenbroich (1:100000). – Kartenbeilage zu: Landschaftsökologische Grundlagen für den Kreis Grevenbroich. – In: *Niederrh. Jahrb. XII = Beitr. z. Landesentw.* 25, 71-136

Bohn, U., 1981: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5518 Fulda. – *Schr. Reihe Vegetationskde.* 15, 330 S.

Bohn, U., 1987: Vegetationskarte des Hohen Westerwaldes. Potentielle natürliche Vegetation mit naturnahen Beständen M. 1 : 50 000. – BfN, Bonn (Mskr.)

Bohn, U., 1996: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5518 Fulda einschließlich Vegetationskarte der Hohen Rhön 1 : 50 000 – Potentielle natürliche Vegetation – mit Aufdruck der »botanisch wertvollen Gebiete«. *Schr. Reihe Vegetationskde.* 15, 2. Aufl., 364 S.

Bohn, U. und Mitarbeiter, (Mskr.): Karte der natürlichen Vegetation Europas im Maßstab 1: 2,5 Mio. – BfN, Bonn, 9 Kartenblätter, 1 Übersichtskarte und Erläuterungstexte zu den Kartierungseinheiten.

Büker, R., 1939: Die Pflanzengesellschaften des Meßtischblattes 3813 Lengerich in Westfalen (Teutoburger Wald). – *Abh. Mus. Naturk. Prov. Westf.* 10, 1. 108 S.

Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), 1997: Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. – Landwirtschaftsverlag, Münster. 352 S.

Burrichter, E., 1955: Die Verbreitung der natürlichen Waldvegetation im Bereich des Meßtischblattes 3814 Iburg (Teutoburger Wald) und ihre Bezie-

Tab.2: Veröffentlichte Karten und Manuskript-Karten der potentiellen natürlichen Vegetation von Deutschland (Auswahl), Maßstäbe 1:3 Mio. bis 1:25 000

- **Karten im Maßstab 1:3 Mio. bzw. 1:2,5 Mio.**

- 1 Europäische Gemeinschaft und Europa-Rat-Staaten, M. 1:3 Mio (*Noirfalise* 1987)
- 2 Europa, M. 1:2,5 Mio. (*Bohn & Neuhäusl* 1996)

- **Karten im Maßstab 1:900 000 bzw. 1:750 000**

- 3 Baden-Württemberg (*Müller et al.* 1974)
- 4 Ostdeutschland (*Scamoni et al.* 1975)
- 5 Westfalen (*Burrichter et al.* 1988)
- 6 Oberfranken (*Türk et al.* 1991)

- **Karten im Maßstab 1:500 000**

- 7 Bayern (*Seibert* 1968)
- 8 Nordrhein-Westfalen und angrenzende Gebiete (*Trautmann* 1972)
- 9 Niedersachsen (*Preisung* 1978)
- 10 Nordwestdeutschland (*Schröder* 1993, Mskr.)
- 11 Mittel-Westdeutschland (*Schröder et al.* 1994, Mskr.)
- 12 Südwestdeutschland, Nordhälfte (*Suck & Bushart* 1995, Mskr.)

- **Karten im Maßstab 1:200 000**

- 13 Blatt Minden (*Trautmann* 1966)
- 14 Östlicher Hunsrück (*Krause* 1972)
- 15 Blatt Köln (*Trautmann et al.* 1973)
- 16 Westfälische Bucht (*Burrichter* 1973)
- 17 Ostwürttemberg (*Rodi* 1976/77)
- 18 Östliches Mittelfranken (*Hohenester* 1978)
- 19 Blatt Hamburg-West (*Krause & Schröder* 1994)
- 20 Blatt Fulda (*Bohn* 1981)
- 21 Hessen (*Klausing & Weiss* 1986)
- 22 Rheinland-Pfalz (*Wahl* 1990)

- **Karten im Maßstab 1:150 000 bzw. 1:100 000**

- 23 Westliches Bodenseegebiet (*Lang* 1973)
- 24 Unteres Taubergebiet (*Philippi* 1983)
- 25 Landkreis Herzogtum Lauenburg (*Schröder* 1998)

- **Karten im Maßstab 1:50 000**

- 26 Solling (*Gerlach et al.* 1970)
- 27 Hohe Rhön (*Bohn* 1996)
- 28 Hoher Westerwald (*Bohn* 1987)

- **Karten im Maßstab 1:25 000**

- 29 Meßtischblatt 7433 Schrobenhausen (*Rodi* 1975)
- 30 Meßtischblatt 1623 Owschlag (*Härdtle* 1989)

hungen zur heutigen Kulturlandschaft. – *Natur u. Heimat* 15, 3, 74-83

Burrichter, E., 1973: Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht – Erläuterungen zur Übersichtskarte 1: 200000. – *Landeskundl. Karten und Hefte d. geogr. Komm. f. Westf., Reihe Siedl. u. Landsh. in Westf.* 8, 58 S.

Burrichter, E.; Pott, R.; Furch, H., (1988): Potentielle natürliche Vegetation. – In: *Geogr. Komm. Westf. & Landsh. Verb. Westf.-Lippe* (Hrsg.):

Geographisch-landeskundl. Atlas von Westfalen, 2, 4. 1. Teil. – *Aschendorff, Münster*, 1-42

Gerlach, A., Krause, A., Meisel, K., Speidel, B. u. Trautmann, W., 1970: Vegetationsuntersuchungen im Solling. – *Schr. Reihe Vegetationskde.* 5, 75-134

Hailer, N., 1970: Die natürlichen Vegetationsgebiete. – *PfalzAtlas*, Textband, 17, 638-644

Härdtle, W., 1989: Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der topo-

- graphischen Karte 1623 Owschlag. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. u. Hamburg 40, 1-72
- Hohenester, A.*, 1978: Die potentielle natürliche Vegetation im östlichen Mittelfranken (Region 7). – Erl. Geogr. Arbeiten 38, 57 S.
- Hueck, K.*, 1936: Pflanzengeographie Deutschlands.-Bermühler, Berlin. 155 S.
- Klausning, O.; Weiss, A.*, 1986: Standortkarte der Vegetation in Hessen 1: 200.000. Potentielle natürliche Vegetation der Waldfläche und natürliche Standorteignung für Acker- und Grünland. – Umweltplanung und Umweltschutz 33, 20 S.
- Krause, A.*, 1972: Vegetationskarte Simmern – Potentielle natürliche Vegetation. – In: Laubwaldgesellschaften im östlichen Hunsrück. – Diss. Bot. 15, 115 S.
- Krause, A. u. Schröder, L.*, 1979/1994: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1: 200000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 3118 Hamburg-West. – Schr.Reihe Vegetationskde. 14, 138 S.
- Lang, G.*, 1973: Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes (ca. 1:150000). – Pflanzensoz. 17, 451 S.
- Lohmeyer, W. u. Trautmann, W.* 1957: Erläuterungen zur Vegetationskarte des Forstamtes Minden. – Unveröff. Gutachten Nr. 436 des BfN, Bonn. 48 S.
- Meisel, K.*, 1979: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Schleswig-Holstein und Hamburg. – BfN, Bonn-Bad Godesberg, Mskr.-Karte.
- Müller, Th., Oberdorfer, E. u. Mitarb.*, 1974: Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. – Beihefte Veröff. d. Landesst. f. Natursch. und Landschaftspfl. Ba-Wü, 6. 46 S.
- Noirfalise, A.*, 1987: Map of the Natural Vegetation of the member countries of the European Community and the Council of Europe. 2. ed. – Strassbourg (Council of Europe). 80 p.
- Oberdorfer, E.*, 1936: Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte des Oberrheingebietes bei Bruchsal (6817). – Beitr. Naturdenkmalpfl. 16, 2, 125 S.
- Ozenda, P. u. Mitarb.*, 1979: Vegetation Map of the Council of Europe Member States. – Strasburg, 99 S.
- Philippi, G.*, 1983: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation des unteren Taubergebietes (1:100000). – Landessamml. Naturkde. 83 S.
- Preisung, E.*, 1956: Erläuterungen zur Karte der natürlichen Vegetation der Umgebung von Göttingen. – Angew. Pflanzensoz. 13, 44-55
- Preisung, E.* (1978): Karte der potentiellen natürlichen Pflanzendecke Niedersachsens. – Natursch. u. Landschaftspfl. in Nieders. Sonderr. A, 1, 11-14
- Rodi, D.*, 1975: Die Vegetation des nordwestlichen Tertiär-Hügellandes (Oberbayern) – MB 7433 Schrobhausen. – Schr.Reihe Vegetationskde. 8, 21-78
- Rodi, D.*, 1976/77: Die Vegetation der Region Ostwürttemberg. – Regionalverb. Ostwürtt., Raumordnungsbericht 2, 49-77
- Schröder, L.*, 1984: Kartenübersicht zur potentiellen natürlichen Vegetation und realen Waldvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. – Natur und Landschaft 59, 7/8, 280 – 283
- Schröder, L.* (1993): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Nordwestdeutschland 1: 500.000, Blatt I. – BfN, Bonn, (Mskr.)
- Schröder, L.*, 1998: Potentielle natürliche Vegetation – Lieferung 6, Blatt 2.12. – In: Jaschke, D. (Hrsg.): Regionalatlas Kreis Herzogtum Lauenburg - Lauenburgische Akademie, Mölln.
- Schröder, L.; Hofmann, G.; Suck, R.* (1994): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Mittel-Westdeutschland 1:500.000, Blatt II. – BfN, Bonn (Mskr.)
- Seibert, P.*, 1968: Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern 1:500000 mit Erläuterungen. – Schr.Reihe Vegetationskde. 3, 84 S.
- Suck, R.; Bushart, M.*, 1995: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Südwestdeutschland 1: 500.000, Blatt III, Nordhälfte. – BfN, Bonn (Mskr.)
- Trautmann, W.*, 1966: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1: 200000 Blatt 85 Minden. – Schr.Reihe Vegetationskde. 1, 137 S.
- Trautmann, W.*, 1972: Vegetation (Potentielle natürliche Vegetation). – Deutscher Planungsatlas Bd. 1: Nordrhein-Westfalen. Lief. 3. Hannover. 29 S.
- Trautmann, W.*, 1978: Vegetationsgebiete der Bundesrepublik Deutschland. – In: Olschow, G. (Hrsg.): Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. – Hamburg und Berlin. 248-249
- Trautmann, W. u. Mitarb.*, 1973: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5502 Köln. – Schr.Reihe Vegetationskde. 6, 172 S.
- Türk, W.; Milbradt, J.; Beierkuhnlein, C.*, 1991: Vegetationsskizze von Oberfranken – Potentielle natürliche Vegetation, ca. 1:750.000. – Bayr. bodenk. Ber. 17, 41-64
- Tüxen, R.*, 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoz. 13, 4-52
- Tüxen, R. u. Preisung, E.*, 1938: Vegetationskarte des Forstamtes Grimnitz/ Uckermark – Unveröff. Mskr.-Karte
- Wahl, P.*, 1990: Natürliche Wuchsgebiete in Rheinland-Pfalz 1: 200.000. – Mainz (Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz)

Anschrift des Verfassers:

Lothar Schröder
Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn

Erarbeitung von Grundlagen für aktuelle Karten der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) in Niedersachsen auf Basis der bodenkundlichen Übersichtskarte 1: 50.000 (BÜK 50)

von Dietmar Zacharias

Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) im Sinne von Tüxen (1956) ist in der Naturschutzpraxis, insbesondere im Bereich der Landschaftsplanung, etabliert (Kaiser 1999, Paterak 1999). Die Berücksichtigung der PNV ist bei Gutachten oder Studienarbeiten mit Themen der Landschaftsbewertung und -planung Standard. Es findet in der forstlichen Praxis Verwendung bei

der Naturnähebewertung (NFP 1992). Die Anwendungsmöglichkeiten des PNV-Konzeptes werden jedoch auch kritisch hinterfragt. So stellt Schmidt (1998) zu Recht fest, dass eine dogmatische Anwendung der PNV als Leitbild bei der Waldentwicklung problematisch ist, deren Berücksichtigung in Verbindung mit zusätzlichen Kriterien jedoch eine Orientierungshilfe bieten kann. Wichtig

sind vor allem der aktuelle Ausgangszustand mit seinem biotischen Potential sowie die spezifische gebietsbezogene Zielsetzung. Die Einbeziehung der vorhandenen und zu erwartenden Sukzessionsphasen ist für angewandte Fragestellungen, wie z.B.: die Gehölzauswahl für Pflanzungen, sinnvoll und notwendig (Pott-Dörfer, Zacharias 1998). Strukturelle Parameter sind für den Erhalt und die Förderung der Biodiversität des Waldes ebenso wichtig wie die Baumartenzusammensetzung (Kaiser, Zacharias 1999, s.a. Zerbe 1999).

Karten zur PNV eines Planungsraumes stellen somit eine wichtige Grundlage für die Naturnähebewertung und konkrete Naturschutzplanungen dar. Beim Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) gehen regelmäßig entsprechende Nachfragen, insbesondere nach großmaßstäblichen PNV-Karten, ein. Für das Bundesland liegen diese jedoch nicht flächendeckend vor. Der heutige Stand entspricht noch weitgehend der Übersicht bei Schröder (1984), nach der im wesentlichen folgende Karten publiziert und damit allgemein zugänglich vorliegen: Bereich des Solling (Gerlach et al. 1970), Blatt Minden (Trautmann 1966) und Blatt Hamburg West (Krause, Schröder 1979). Die flächendeckende Übersicht über Niedersachsen von Preisling (1978) im Maßstab 1:500.000 wird durch die in Vorbereitung befindlichen PNV-Karten des Bundesamtes für Naturschutz in gleichem Maßstab (Schröder 1999) aktualisiert. Sie gehen in Niedersachsen jedoch im wesentlichen auf Geländeerhebungen aus den 60er und 70er Jahren zurück. Eine Übersichtskarte (1 : 1.000.000) der PNV auf der Basis der Bodenübersichtskarte von Niedersachsen wurde aktuell von forstlicher Seite publiziert (NMELF 1999). Großmaßstäbliche PNV-Karten (1 : 50.000 oder größer) liegen für Niedersachsen nicht oder nur für Teilbereiche als unveröffentlichte Manuskriptkarten vor (Schröder 1984). Das NLÖ hat daher mit der Erarbeitung von Grundlagen begonnen, die eine Ableitung der PNV auf der planungsrelevanten Maßstabsebene der Topographischen Karte 1:50.000 ermöglichen. Hierbei ist die gesamte Landesfläche zu berücksichtigen. Besonderer Wert wird auch auf die Einbeziehung der neueren wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Ökologie und das Konkurrenzverhalten der Gehölzarten gelegt. Dies betrifft

- **PNV-Einheit: Drahtschmielen-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Flattergras-Buchenwald**
Drahtschmielen-Buchenwald oder Flattergras-Buchenwald, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Waldmeister-Buchenwald.
- **Standorttyp:**
Trockene bis feuchte, basenarme bis mäßig basenarme schwach anlehmgige Sande des Tieflandes.
- **BÜK 50-Einheiten:**
Gley-Podssole, Pseudogley-Podssole, Braunerde-Podssole, Eschböden, Podsol-Braunerden, Gleye, Podsol-Gleye, Umbruch- und Auftragsböden bei i.d.R. anlehmigem oder schluffigem Substrat, mittel trocken bis stark frisch.

Generallegendenummern der BÜK 50:
68, 87, 179, 391, 394, 398, 402, 403, 404, 405, 406, 410, 416, 417, 426, 427, 429, 430, 437, 449, 451, 453, 478, 479, 493, 494, 499, 500, 510, 511, 512, 513, 514, 517, 529, 546, 547, 553, 554, 612, 627, 628, 661, 678, 679, 684, 685, 686, 687, 689, 690, 691, 692, 693, 696, 824, 880, 899, 900, 901, 1010, 1011, 1014, 1015, 1022, 1023, 1029, 1031, 1037, 1440, 1545, 1565, 1577, 1586, 1593, 1596, 1635, 1678, 1690.
- **Syntaxonomische Einordnung und standörtliche Gliederung der PNV-Einheit:**
Auf ärmeren Standorten Tieflandform des *Luzulo-Fagetum* (= *Deschampsio-Fagetum* bei POTT 1995) im *Leucobryum glaucum*-, trennartenlosen und *Oxalis acetosella*-E-Typ, auf etwas reicheren Standorten *Oxalis acetosella-Milium effusum*-E-Typ des *Luzulo-Fagetum* (= *Milio-Fagetum* bzw. *Maianthemo-Fagetum* bei POTT 1995) entsprechend der syntaxonomischen Fassung von HEINKEN (1995), bei aktueller Ackernutzung auch Übergänge zum *Galio odorati-Fagetum*.
- **Potentielle natürliche Biotoptypen nach DRACHENFELS (1994):**
Bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT), mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT)

Abbildung 1: Beispiel für die Zuordnung eines Standorttyps zu PNV- und BÜK 50-Einheiten (nach Kaiser 1997)

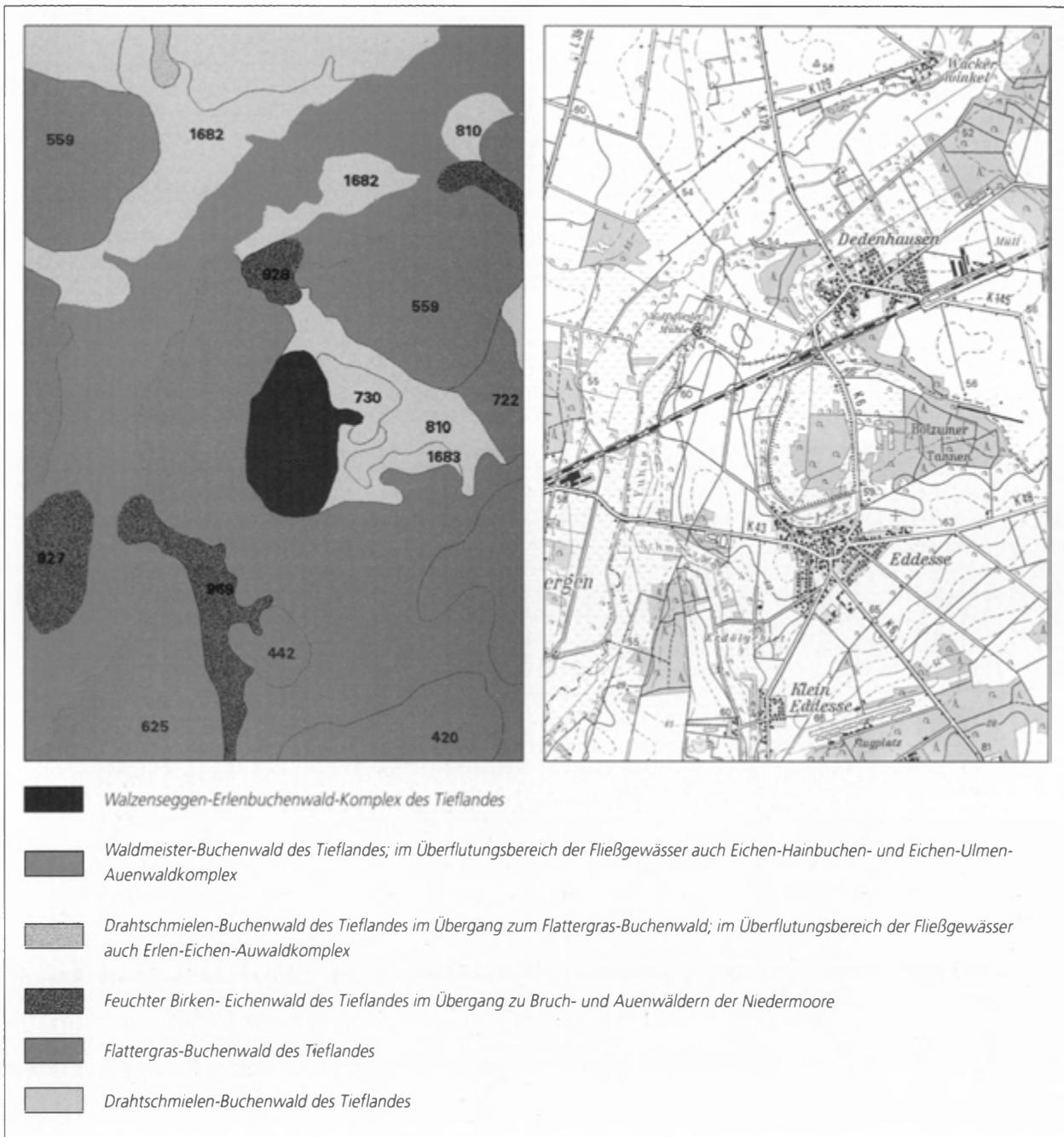


Abbildung 2: Ausschnitt aus der PNV-Karte Blatt Burgdorf erarbeitet im GIS des NLÖ, Abteilung Naturschutz, auf der Grundlage der BÜK 50 (links). Die Ziffern entsprechen der Generallegende der BÜK 50. Zum Vergleich ist der entsprechende Ausschnitt der topographischen Karte wiedergegeben (rechts). Kartengrundlage: Topographische Karte 1: 50 000, Blatt L 3526. Vervielfältigt mit Erlaubnis des Herausgebers: LGN – Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen – 52-541/99.

insbesondere die ökologische Amplitude der Rotbuche (z.B. Leuschner et al. 1993).

Aus Kostengründen ist die Erarbeitung von flächendeckenden PNV-Karten durch umfangreiche neue Geländeerhebungen derzeit auszuschließen. Wir verfolgen daher den Ansatz, die PNV auf der Basis von Bodenkarten abzuleiten, die für Niedersachsen in unterschiedlichen Maßstäben und Inhalten vorlie-

gen. Während kleinmaßstäbliche Übersichtskarten flächendeckend vorhanden sind, wurden z.B. bei den Kartierungen von Meßtischblättern (1 : 25.000) nur Teilbereiche des Landes bearbeitet. Die forstliche Standortkartierung (Wachter mdl.) liegt nur für die Landes- und Bundesforsten nahezu vollständig vor. Im Kommunal- und Privatwald dagegen ist sie nur lückig vorhanden, außerhalb ak-

tueller Waldflächen fast gar nicht. Als bodenkundliche Grundlagenkarte mit dem größtmöglichen Maßstab, die das gesamte Land abdeckt, ist in Niedersachsen die bodenkundliche Übersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) vorhanden, die in digitaler Form vorliegt (Boess 1999).

Aufbauend auf diese Bodenkarte wird vom NLÖ eine Referenzliste erarbeitet, in der die vorab definierten PNV-

Typen den über 1.500 BÜK-Einheiten zugeordnet werden. Hierdurch ist die flächendeckende Ableitung der PNV auf diesem Maßstab möglich. Der Aussagegenauigkeit werden hierbei jedoch Grenzen gesetzt. So werden in der BÜK 50 verschiedene Einheiten unterhalb einer Flächenausdehnung von 500 x 500 m und lineare Strukturen wie Bachtäler unter 100m Breite nicht dargestellt (Boess 1999). Aussagen über die jeweilige aktuelle Basen- und Wasserversorgung sind nur in relativ groben Kategorien möglich. Es ergibt sich somit, dass bei einigen BÜK-Einheiten jeweils nur relativ weit gefaßte bzw. mehrere PNV-Einheiten gleichzeitig zugeordnet werden können. Hier wäre eine Überarbeitung der BÜK 50 mit höherem Detaillierungsgrad aus der Sicht der Anwendung wünschenswert. Eine Reduktion der Anzahl von Standortstypen sowie von PNV-Einheiten war unter diesen Umständen notwendig und sinnvoll. Im folgenden ist unsere Vorgehensweise bei der Erarbeitung der PNV-BÜK 50-Referenzliste im einzelnen dargestellt.

Vom NLÖ wurde zunächst für Niedersachsen eine Liste von 21 waldfähigen Standortstypen erstellt und diesen PNV-Einheiten zugeordnet (Drachenfels, Zacharias 1995). In einem ersten Pilotprojekt wurden für den Landkreis Schaumburg die 102 dort unterschiedenen BÜK 50-Einheiten zu 16 Standortstypen zusammengefaßt und diese PNV-Einheiten zugeordnet (Luckwald et al. 1996). Die Bearbeiter überprüften die so gewonnene Referenzliste an zwei Probestandorten. Es zeigte sich, dass auf ca. 70% der Fläche das Ergebnis im Gelände gut nachzuvollziehen ist. Im übrigen Bereich waren Wasser- und Basenhaushaltseinschätzungen auf der Basis der BÜK fehlerhaft und damit wies die Zuordnung zu PNV-Typen, insbesondere bei kleinflächig ausgebildeten Standortstypen, Unschärfen auf. Nach weiteren Bearbeitungen des Großraumes Celle sowie der Marschengebiete wurde ein erster Entwurf einer Referenzliste für ganz Niedersachsen erstellt, der auch die waldfreien Standorte einbezieht (Kaiser 1997). In diesem sind die ca. 1.500 BÜK-Einheiten insgesamt 41 Standortstypen und 45 verschiedenen PNV-Einheiten zugeordnet. Die Abbildung 1 gibt ein Beispiel für einen im Tiefland verbreiteten Standortstyp der trockenen bis feuchten, basenarmen schwach anlehmigen Sande, der je

nach Nährstoffversorgung die PNV-Einheiten Drahtschmielen-Buchenwälder oder Flattergras-Buchenwälder aufweisen würden. Für nachhaltig aufgedüngte Ackerflächen auf entsprechenden Standorten sind bereits Übergänge zu Waldmeister-Buchenwäldern anzunehmen.

Das Beispiel macht deutlich, dass die Aussageschärfe von Karten, die aus der PNV-BÜK 50-Referenzliste erstellt werden, je nach Fragestellung differenziert zu berücksichtigen ist. Man erhält sicher eine gute Übersichtskarte über größere Planungsräume, die das Potential und die grobe Verteilung von PNV-Einheiten im Gebiet gut wiedergibt. Die Abbildung 2 gibt hierfür ein Beispiel. Die PNV-Karte wurde im GIS des NLÖ, Abteilung Naturschutz, auf der Basis der BÜK 50 durch Axel Schilling erstellt. Der Flächenanteil mit Fehlern und Unschärfen war bei Überprüfungen im Tiefland geringer als bei den Probestandorten im Landkreis Schaumburg (Kaiser 1997). Bei kleinräumigen Planungen ist jedoch auch hier zu überprüfen, ob die betroffenen Standorte den Angaben in der BÜK 50 entsprechen. Liegen genauere bodenkundliche Angaben vor, lassen sich diese auf der Ebene des Referenz-Schlüssels detaillierteren PNV-Angaben zuordnen. Wichtig ist vor allem, dass auch kleinflächig ausgebildete Standorte und damit Vegetationseinheiten berücksichtigt werden, die von der BÜK nicht dargestellt sind (z.B. Kleinstmoore, offene Sanddünen, Bäche, anthropogene Bodenveränderungen). Entsprechende Erläuterungen und Ergänzungen zu PNV-Karten sind notwendig.

Die Erstellung von PNV-Karten mit Hilfe der BÜK 50-PNV-Referenzliste für Niedersachsen wird derzeit am Beispiel des Kartenblattes Burgdorf (L 3526) überprüft. Die Referenzliste wird daraufhin überarbeitet und textliche Erläuterungen ergänzt, bevor sie veröffentlicht und damit allgemein zugänglich wird. Dem Kreis der Anwender steht dann ein weiteres Instrument zur Nutzung der PNV als eine Planungsgrundlage zur Verfügung. Auch wenn die Schwächen der aus Bodenkarten abgeleiteten PNV wie dargestellt vorhanden sind, halten wir an unserer pragmatischen Vorgehensweise fest, um mittelfristig eine Grundlage für landesweite großmaßstäbliche PNV-Karten vorzulegen, wie sie von der Praxis benötigt werden. Die

fachkundige und kritische Anwendung der PNV-BÜK 50-Referenzliste ist jedoch Voraussetzung für die sachgerechte Erstellung und Umsetzung von PNV-Karten, die aus dieser abgeleitet sind.

Dr. Thomas Kaiser (Celle) und Berthold Paterak (Hildesheim) danke ich für Hinweise zum Manuskript.

Literatur

- Boess, J., 1999: Die BÜK 50 von Niedersachsen – Entstehung, Aussagegenauigkeit, Fortschreibung. – NNA-Berichte 12, 2:
- Drachenfels, O. von, 1994: Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. – Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachs. A/4, 1-192.
- Drachenfels, O. von, Zacharias, D. 1995: Entwurf der Wald-PNV-Typen für Niedersachsen. – Unveröff. Mskr. 8 S. NLÖ Hildesheim.
- Gerlach, A., Krause, A., Meisel, K., Speidel, B., Trautmann, W., 1970: Vegetationsuntersuchungen im Solling. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde 5, 75-134.
- Heinken, T. 1995: Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. – Diss. Botanicae 239, 311 S.
- Kaiser, T., 1996: Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 71, 10, 435-439.
- Kaiser, T., 1997: Zuordnung der Einheiten der Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) zu bodenkundlichen Standortstypen und Vegetationseinheiten der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation in Niedersachsen. – Celle. Unveröff. Mskr., 110 S. + Anhang. Gutachten im Auftrag des NLÖ.
- Kaiser, T., 1999: Anwendung des Konzeptes der potentiellen natürlichen Vegetation in der praktischen Landschaftsplanung. – NNA-Berichte 12, 2:
- Kaiser, T., Zacharias, D., 1999: Eine pragmatische Definition der potentiellen natürlichen Vegetation als Ergebnis der Fachtagung »Die potentielle natürliche Vegetation – Bedeutung eines vegetationskundlichen Konzeptes«.

- tes für die Naturschutzpraxis« vom 1.-2.10.1998 an der NNA. – NNA-Berichte 12, 2:
- Krause, A., Schröder, L.*, 1979: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 – Potentielle natürliche Vegetation - Blatt CC 3118 Hamburg West. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde 14, 1-138.
- Leuschner, Ch.*, 1997: Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – Flora 192, 379-391.
- Leuschner, Ch., Rode, M.W., Heinken, T.*, 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – Flora 188, 239-249.
- Luckwald, G. von, Heinken, T., Wiebusch, H., Seibert, G., Voigt, Ch.*, 1996: Materialien zum Landschaftsrahmenplan in Niedersachsen. Kartenausschnitte und Erläuterungen zur potentiellen natürlichen Vegetation des Landkreises Schaumburg. – Helpensen. Unveröff. Mskr. 11 S. + Anhang. Gutachten im Auftrag des NLÖ.
- NFP – Niedersächsisches Forstplanungsamt*, 1992: Ganzflächige Waldbiotopkartierung. – Wolfenbüttel. 29 S.
- NMELF – Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*, 1999: Waldprogramm Niedersachsen. – Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen 3, 1-97.
- Paterak, B.*, 1999: Anforderungen an PNV-Karten aus Sicht der Landschaftsplanung. – NNA-Berichte 12, 2:
- Pott, R.* 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – 2. Aufl.. Stuttgart. 622 S.
- Pott-Dörfer, B., Zacharias, D.* 1998: Zur Bedeutung wildlebender herbivorer Großsäugetiere für mitteleuropäische Waldlandschaften. – Informationsdienst Naturschutz Nieders. 18, 6, 175-177.
- Preisung, E.*, 1978: Karte der potentiellen natürlichen Pflanzendecke Niedersachsens. – (Vergrößerter Nachdruck der Karte »Natürliche Pflanzendecke 1:800.000« aus Deutscher Planungsatlas – Niedersachsen und Bremen – Hannover 1961). – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe A, 1, 11-14.
- Schmidt, P.A.*, 1998: Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? – Forstw. Cbl. 117, 193-205.
- Schröder, L.*, 1984: Kartenübersicht zur potentiellen natürlichen Vegetation und realen Waldvegetation der Bundesrepublik Deutschland. – Natur u. Landschaft 59, 7/8, 280-283.
- Schröder, L.*, 1999: Die Erarbeitung von PNV-Karten Deutschlands – Stand und Perspektiven. – NNA-Berichte 12, 2:
- Trautmann, W.*, 1966: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 Blatt 85 Minden. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde 1, 1-137.
- Tüxen, R.*, 1956: Die heutige potentielle Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziologie 13, 5-42.
- Zerbe, St.*, 1999: Zur Bedeutung des PNV-Konzepts für die Bewertung von Nadelholzforsten: Probleme und Konsequenzen für die Praxis. – NNA-Berichte 12, 2:

Anschrift des Verfasseres

Dr. Dietmar Zacharias
Niedersächsisches Landesamt für
Ökologie
Abteilung Naturschutz
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim

Die potentielle natürliche Vegetation des Großraumes Celle auf der Basis der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50)

von Thomas Kaiser

1. Einleitung

Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ), Fachbehörde für Naturschutz, erarbeitet die Grundlagen zur Erstellung von flächendeckenden Karten der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) Niedersachsens auf der Grundlage der mittelmaßstäbigen Bodenkarte des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Bodenkundliche Übersichtskarte 1:50.000 – (BÜK 50) (*Zacharias*, in diesem Band). Exemplarisch wurde in diesem Zusammenhang die heutige potentielle natürliche Vegetation für den Großraum Celle auf Basis der BÜK 50 untersucht. Die vorliegende Veröffentlichung enthält einige Auszüge aus dem im Auftrage des NLÖ erstellten Gutachten.

Herrn Dr. Dietmar Zacharias (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, NLÖ) danke ich für zahlreiche konstruktive Anregungen im Rahmen der vom NLÖ finanzierten Bearbeitung und die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

2. Abgrenzung und naturräumliche Einordnung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet umfaßt den Großraum Celle (Niedersachsen, Nordwestdeutschland), der anhand naturräumlicher Einheiten abgegrenzt wird. Das Untersuchungsgebiet setzt sich aus folgenden 20 naturräumlichen Einheiten zusammen (Abgrenzung und Benennung nach *Meisel* 1960 und *Meibeyer* 1970), die teilweise dem Weser-Aller-Flachland, teilweise der Lüneburger Heide zuzurechnen sind: Obere Allerniederung mit Lachendorfer Bruch- und Sandgebiet, Celler Allertalung und Uetzer Niederungen, Aller-Talsandebene mit Winsener Talaue, Ovelgönner Sander, Celler Moor- und Bruchland, Ostenholzer Moor, Eickeloh-Winsener Dünenstreifen und Wolthausener Niederung sowie

Südheide mit Falkenberg-Endmoränen, Hohner Sander, Bergener Flottsand-Insel, Waller Sandgeest, Örtze-Urstromtal, Lüßplateau, Starkshorner Sander, Arloher Sandplateau, Habighorster Niederungen, Escheder Geest und Ahnsbecker Lehmgeest.

In dieser Abgrenzung ist das Untersuchungsgebiet weitgehend deckungsgleich mit den politischen Grenzen des Landkreises Celle (Regierungsbezirk Lüneburg). Der Großraum Celle wird im wesentlichen von den Meßtischblättern 3125, 3126, 3127, 3225, 3226, 3227, 3325, 3326, 3327, 3426 und 3427 abgedeckt.

Die naturräumliche Ausstattung des Untersuchungsgebietes wird zusammenfassend von *Kaiser* (1994) beschrieben. Daher erfolgt im weiteren nur ein knapper Überblick. Das stark eiszeitlich überformte Relief des Großraumes Celle weist nur geringe Höhenunterschiede auf. Das Maximum liegt bei etwa 150 m, das Minimum bei 28 m über NN. Nach *Harbort* (1916) werden weite Flächen von pleistozänen Sanden bedeckt, Flottsande kommen im Nordwesten vor. Nur kleinflächig treten interglaziale Tone und Kieselgur zutage. Die Flußtäler weisen zumeist holozäne Ablagerungen auf. Charakteristisch sind vor allem Moorflächen und Dünen. Die jüngere geologische Entwicklung schildert *Meyer* (1984). Nach *Lüders* (1978) herrschen an Bodentypen Braunerden und Podsole vor, die zum Teil pseudovergleyt sind. Hinzu kommen in den Niederungen Moorböden und Gleye. Von Ost nach West durchfließt die Aller in ihrem ehemaligen Urstromtal den Südtel des Untersuchungsgebietes. Neben weiteren kleineren Fließgewässern münden von Norden kommend die Heideflüsse Lachte und Örtze und von Süden kommend die Fuhse und Wietze ein. Nach *Hoffmeisters* (1937) Einteilung Niedersachsens in sogenannte Klimakreise liegt das Untersuchungsgebiet etwa auf der Grenze zwischen dem westlichen Unterkreis der Lüneburger Heide und dem Unterkreis Kalenberg des Weser-

kreises. Somit liegt es im Übergangsbereich zwischen dem atlantischen Nordseeklima und dem kontinentaleren Klima der Börde.

Der Großraum Celle wird zu fast 50 % von Wald bedeckt, der in großen Teilen auf Heideaufforstungen zurückgeht. Ackerflächen nehmen weitere 25 %, Grünland etwa 10 % ein. Der Anteil an Moor-, Heide- und Brachflächen liegt bei 2 %, der der Wasserflächen bei unter 2 %. Bei den verbleibenden Flächen handelt es sich um Siedlungs-, Verkehrs- und Freizeitflächen (nach *Landkreis Celle* 1994). Die floristische und faunistische Ausstattung, die Biotopverteilung in den einzelnen Naturräumen sowie die landschaftsgeschichtliche Entwicklung des Untersuchungsgebietes werden ausführlich bei *Kaiser* (1994) beschrieben.

3. Bisheriger Kenntnisstand zur potentiellen natürlichen Vegetation des Großraumes Celle

Über die etwa 200 Jahre währende Entwicklung der floristischen und vegetationskundlichen Erforschung des Großraumes Celle berichtet *Kaiser* (1992). Bereits in den 1930er Jahren erfolgte durch Reinhold Tüxen und Mitarbeiter eine flächendeckende Vegetationskartierung des Untersuchungsgebietes im Maßstab 1:25.000 (vgl. *Tüxen & Hentschel* 1955). Zahlreiche pflanzensoziologische Arbeiten zur realen Vegetation folgten, von denen die frühesten wohl diejenigen von *Steusloff* (1939), *Buchwald* (1940) und *Lampert* (1943) sind. Einen Überblick über die bis 1992 erschienenen Arbeiten liefert *Kaiser* (1994). Über die erst danach herausgekommenen vegetationskundlichen Quellen berichtet *Kaiser* (1993 ff.). Eine vorläufige Zusammenstellung aller im Untersuchungsgebiet vorkommenden Vegetationseinheiten enthält die Arbeit von *Kaiser* (1994).

Bereits aus der Zeit, bevor *Tüxen* (1956) überhaupt den Begriff der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) einführt, gibt es für den Großraum Celle einen Vorläufer einer PNV-Karte. Basierend auf den oben genannten frühen Kartierungen erstellten W. Becker und W. Lohmeyer unter der Leitung von R. Tüxen eine »Naturlandschaftskarte« des Kreises Celle. In verkleinertem Maßstab wurde diese Karte von *Barenscheer*

(1939: 26) publiziert. Danach werden weite Teile des Untersuchungsgebietes als trockener bzw. feuchter Eichen-Birkenwald (*Querceto roboris-Betuletum typicum*, *Querceto roboris-Betuletum molinietosum*) ausgewiesen. In der oberen Allerniederung sowie im Flottsandgebiet um Bergen sind auch größere Flächen mit Eichen-Hainbuchenwald (*Querceto-Carpinetum*) dargestellt. Kleinflächiger treten Hochmoor, natürliche Erica-Heide (*Ericetum tetralicis*), Erlenbruchwald (*Alnetum glutinosae*) und Birkenbruch (*Betuletum pubescentis*) auf.

Mehr als 20 Jahre später erschien 1961 eine Karte der »natürlichen Pflanzendecke« für ganz Niedersachsen, die demzufolge auch das Untersuchungsgebiet abdeckt. Diese Karte wurde von Preising (1978) in vergrößertem Maßstab (1:500.000) publiziert. Diese Karte gibt als potentielle natürliche Vegetation verbreitet einen Stieleichen-Birkenwald an, der an einigen Stellen durch einen Buchen-Traubeneichenwald abgelöst wird. Hochmoore und Erlen- und Birkenbruchwald-Gebiete ergänzen das Vegetationsmosaik. Von der ehemaligen Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie liegen weiterhin handschriftliche Kartenblätter im Maßstab 1:50.000 zur PNV flächendeckend für das Untersuchungsgebiet vor (Schröder 1989, vgl. Schröder 1984). Sie wurden in den 1960er und 70er Jahren erarbeitet und für den Nordteil des Großraumes Celle in verkleinertem Maßstab (1:200.000) von Krause & Schröder (1979) publiziert. Später diskutierte Jahn (1985) den Nadelbaumanteil an der PNV, Heinken (1995) revidierte frühere Ansichten hinsichtlich der Rolle von Buche (*Fagus sylvatica*), Eiche (*Quercus robur*, *Q. petraea*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*) (vgl. auch Leuschner et al. 1993 und Leuschner 1998 sowie Härdtle et al. 1996), und Kaiser (1996) konstruierte beispielhaft ein großmaßstäbiges Nebeneinander unterschiedlicher PNV-Einheiten am Unterlauf der Lutter, einem Heidebach des Untersuchungsgebietes.

4. Ableitung der PNV-Einheiten für den Großraum Celle

Den folgenden Erörterungen liegt die in diesem Band veröffentlichte modifizierte Definition der PNV zugrunde (Kaiser & Zacharias, in diesem Band). Sofern im folgenden die PNV angespro-

chen wird, so ist damit immer die heutige potentielle natürliche Vegetation gemeint, es sei denn, daß ausdrücklich auf einen anderen Zeitraum hingewiesen wird.

Kaiser (1991a und 1994, Ergänzungen bei Kaiser et al. 1996, Willcox 1997, Garve 1998, Kaiser 1998 sowie Kaiser und Langbehn 1999) gibt einen Überblick über das Besiedlungspotential an Farn- und Blütenpflanzen des Untersuchungsgebietes, das Einfluß auf die Ausbildung der höchst entwickelten Vegetation und damit auf die PNV-Einheiten haben könnte. Die klimatischen Verhältnisse variieren im Untersuchungsgebiet so wenig, daß die im Landkreis Celle altansässigen oder neueingebürgerten Baumarten nirgends in ihrer Konkurrenzfähigkeit so stark beeinträchtigt würden, daß sich daraus ein Ausschlußgrund für die PNV ableiten ließe. Das Relief ist so schwach ausgeprägt, daß auch die Geomorphologie keinen entscheidenden Einfluß auf die PNV haben kann. Das anstehende Festgestein ist im gesamten Untersuchungsgebiet von mächtigen pleistozänen und teilweise auch holozänen Ablagerungen überlagert (siehe beispielsweise Lang 1965), so daß mit Ausnahme anthropogen versiegelter Flächen allenfalls die seltenen an der Oberfläche liegenden erratischen Blöcke (Findlinge) hinsichtlich der Tiefgründigkeit der Standorte von Einfluß auf die PNV sein können. Letzteres wird im weiteren aufgrund der minimalen Flächenausdehnung nicht weiter berücksichtigt.

Bei Vernachlässigung des wissenschaftlich noch unzureichend geklärten möglichen Einflusses der Fauna (vgl. Pott-Dörfer & Zacharias 1998) verbleiben somit geologische, hydrogeologische und bodenkundliche Parameter als vorrangig für die Ableitung der PNV relevant. Darin einbezogen sind Abwandlungen dieser Parameter infolge nachhaltiger anthropogener Einflüsse. Bei der Ableitung der PNV-Einheiten werden das Vorhandensein von Hochwasserschutzdeichen, künstlich angelegten Stillgewässern und die derzeitigen Vorflutverhältnisse als fortwährende anthropogene Steuerungen eingestuft, die im sozio-ökonomischen Umfeld irreversibel sind und die damit Einfluß auf die konstruierten PNV-Einheiten haben. Da die BÜK 50 für Siedlungsflächen keine eigenständigen Standorteinheiten angibt, werden in der PNV-Karte für die

Siedlungsflächen auch keine abweichenden PNV-Einheiten dargestellt, obwohl es im Einzelfall anthropogen zu deutlichen Standortveränderungen gekommen sein kann (vgl. beispielsweise Kowarik 1987).

Entsprechend dem von Ellenberg (1996) entwickelten Ökogramm der waldbildenden Baumarten Mitteleuropas lassen sich die für die Konstruktion der PNV vorrangig bedeutsamen Parameter vor allem auf den Wasser- und Basenhaushalt konzentrieren (siehe auch Zacharias 1996). Im Großraum Celle treten basenarme sowie mäßig basenarme bis mäßig basenreiche Standorte auf. Erstere werden von v. Drachenfels (1994) als bodensaure, letztere als mesophile Standorte bezeichnet. Basenreiche Standorte waren bereits um 1900 im Untersuchungsgebiet auf minimale Flächen beschränkt (basenreiche Quellstandorte vor allem am Rande des Schweinebruches und des Vorwerker Baches, Kaiser 1994). Sie sind inzwischen gänzlich infolge großräumiger anthropogener Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse verschwunden. Diese Veränderungen werden als nachhaltig eingestuft, so daß basenreiche Standorte bei der PNV-Konstruktion im weiteren unberücksichtigt bleiben. Hinsichtlich des Wasserhaushaltes reicht die Standortpalette im Untersuchungsgebiet von trocken über frisch, feucht, wasserzünftig oder wechselnaß und naß bis hin zum offenen Wasser. Extreme Trockenstandorte als natürlicherweise waldfreie Flächen existieren nicht.

Salzhaltige Sonderstandorte existierten im letzten Jahrhundert in Form von Salzsümpfen kleinflächig bei Sülze, Celle und Nienhagen (Kaiser 1994, 1999). Deren anthropogene Beseitigung (Zuschütten der Salzquelle bei Sülze und Melioration aller Standorte) wird ebenfalls als nachhaltig anthropogen eingestuft, so daß entsprechende Salzstandorte bei der Konstruktion der PNV unberücksichtigt bleiben. Nachhaltige anthropogene Einflüsse haben aber auch zum Entstehen neuer Salzstandorte geführt. Im Bereich der Kalihalden von Wathlingen, Hänigsen, Wietze, Hambühren und Höfer hat sich eine zum Teil recht artenreiche halophile Flora eingestellt (Ellermann & Kaiser 1994, Ellermann et al. 1995, Garve 1999, Kaiser 1999). Hier ist eine von der Umgebung abweichende PNV anzunehmen. Gleiches gilt für andere massiv anthropogen

Tab. 1: Standorttypen im Großraum Celle.

— = Standorttyp im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden.

	extrem basenarm	basenarm	mäßig basenarm	mäßig basenreich
trocken	1 ärmste trockene holozäne Dünensande mit verzögerter Humusakkumulation			—
frisch bis feucht	2 trockene bis feuchte basenarme, allenfalls schwach anlehmige Sande		3 frische bis feuchte mäßig basenarme, deutlich anlehmige Sande	4 frische bis feuchte mäßig basenreiche Sande und Lehme
feucht bis naß	5 feuchte bis nasse basenarme, allenfalls schwach anlehmige Sande sowie stark entwässerte nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Moore		6 feuchte bis nasse mäßig basenarme, deutlich anlehmige Sande sowie stark entwässerte nährstoffreiche Moore	7 feuchte bis nasse mäßig basenreiche Sande und Lehme
wasserzünftig	—	—	8 wasserzünigige bis allenfalls kurzzeitig überflutete gering bis mäßig basenreiche Sande und Lehme (Bachauen-Standorte)	
zeitweilig überflutet	—	—	9 zeitweilig überflutete sandige Auenbereiche (Hartholzaue)	10 zeitweilig überflutete lehmige Auenbereiche (Hartholzaue)
naß	11 sehr nährstoffarme Niedermoore und Anmoore sowie schwach entwässerte Hochmoore und Hochmoorränder	12 mäßig bis gut nährstoffversorgte Niedermoore und Anmoore (nicht oder schwach entwässert)		
sehr naß	13 nicht oder sehr schwach entwässerte Hochmoore und Heidequellmoore			
Stillgewässer	14 dystrophe Moorgewässer	—	—	15 mesotrophe Auengewässer
Fließgewässer	—	16 oligotrophe Geestbäche und -flüsse (Heidebäche und -flüsse)		17 mesotrophe Flüsse

überformte Standorte wie große Mülldeponien (z.B. bei Bergen, Wietze, Celle und Höfer), Siedlungs- und Gewerbeflächen sowie Verkehrswege. All diese Sonderstandorte werden aber in Anbetracht der Zielsetzung der Arbeit, nämlich der Ableitung von PNV-Einheiten aus der BÜK 50, aus den weiteren Betrachtungen ausgeklammert.

Unter Berücksichtigung der Standortansprüche der gesellschaftsbildenden Pflanzen gemäß *Ellenberg* (1991 und 1996) und *Oberdorfer* (1990), des vor-

handenen floristischen Besiedlungspotentials gemäß *Kaiser* (1991a, 1994, 1998), *Kaiser et al.* (1996), *Garve* (1998) sowie *Kaiser & Langbehn* (1999), der im Untersuchungsgebiet real vorkommenden Pflanzengesellschaften gemäß *Kaiser* (1994) und der standortabhängigen Konkurrenzkraft der Sippen (allgemein u.a. bei *Ellenberg* 1996, mit konkretem Bezug zur Fragestellung und zum Untersuchungsgebiet bei *Jahn* 1985 und *Heinken* 1995) lassen sich den in Tab. 1 dargestellten Standorttypen des Unter-

suchungsgebietes die in Tab. 2 aufgeführten PNV-Einheiten zuordnen.

Die Aussagen zur PNV des Großraumes Celle werden auf Grundlage der vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung erstellten »Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50)« (*Klausning & Ostmann* 1993, NLFb 1997) mit räumlichem Bezug versehen. Hierzu wurde im Großraum Celle, aber darüber hinaus auch in anderen Teilen Niedersachsens, anhand von Referenzflächen die Beziehung zwischen den Einhei-

Tab. 2: Heutige potentielle natürliche Vegetation des Großraumes Celle (Kurzbezeichnungen).**Fett gedruckte Ziffern: Nummer des Standorttyps in Tab. 1. — = Standorttyp im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden.**

	extrem basenarm	basenarm	mäßig basenarm	mäßig basenreich
trocken	1 trockener Kiefern- und Birken-Eichen-Buchenwald			—
frisch bis feucht		2 Drahtschmiele-Buchenwald	3 Flattergras-Buchenwald	4 Waldmeister-Buchenwald
feucht bis naß		5 feuchter Birken- und Erlen-Birken-Eichenwald	6 feuchter Birken- und Erlen-Birken-Eichenwald mit Übergang zum feuchten Eichen-Hainbuchenwald	7 feuchter Eichen-Hainbuchenwald
wasserzünftig	—	—	8 Erlen- und Eschen-Bachauenwald	
zeitweilig überflutet	—	—	9 Erlen-Eichen-Auenwald	10 Eschen-Ulmen- und Traubekirschen-Erlen-Eschen-Auwald
naß	11 Moorbirken-Bruchwald-Komplex	12 Erlenbruchwald-Komplex		
sehr naß	13 Hochmoorbulten- und -schlenken-Komplex			
Stillgewässer	14 Zwergwasserschlauch- und Mooseerosen-Gesellschaften	—	—	15 Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften
Fließgewässer	—	16 Hakenwasserstern-Tausendblatt- und Fluthahnenfuß-Gesellschaften		17 Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaften

Tab. 3: Abgrenzung der PNV-Einheiten anhand von Feuchtestufen der Standorte.

Feuchtestufe gemäß BÜK	PNV-Einheit
a) mineralische Standorte außerhalb der Auen	
1 (-2): stark (bis mittel trocken)*	Kiefern- und Birken-Eichen-Buchenwald des Tieflandes
2 - 6: mittel trocken bis stark frisch	Buchenwald
7 - 8: schwach bis mittel feucht	Buchenwald im Übergang zum Birken-Eichenwald und Eichen-Hainbuchenwald
9: stark feucht	Birken-Eichenwald und Eichen-Hainbuchenwald
b) Torfstandorte	
6 - 7: stark frisch bis schwach feucht	Birken-Eichenwald und Eichen-Hainbuchenwald
8 - 9: mittel bis stark feucht	Birken-Eichenwald im Übergang zu Bruch- und Auwäldern sowie zu Hochmoor-Bulten- und -Schlenken-Komplexen
10 - 11: naß bis offenes Wasser	Erlenbruchwald-, Hochmoor-Bulten- und -Schlenken-Komplex

* 2 nur beim Bodentyp Ranker.

ten der BÜK 50 und den PNV-Einheiten untersucht. Nicht immer ist eine eindeutige Zuordnung einer PNV-Einheit zu den Einheiten der BÜK 50 möglich. Um das Kartenwerk trotzdem für die Ableitung der PNV verwenden zu können, wird bei nicht eindeutiger Zuordnung für jede bodenkundliche Einheit jeweils der Rahmen möglicher PNV-Einheiten angegeben. Maßstabsbedingt nicht im einzelnen darstellbare Vegetationsmosaike lassen sich auf diese Weise ebenfalls berücksichtigen. Die Tab. 3 grenzt die PNV-Einheiten anhand der Feuchtestufen der Standorte ab. Die Abgrenzung deckt sich gut mit den Angaben von *NFP* (1992) und *Naeder* (1997) sowie *Goebel* (1996).

5. PNV-Einheiten im Großraum Celle

Für den Großraum Celle lassen sich insgesamt 20 PNV-Einheiten aus der BÜK 50 ableiten. Die Bezeichnungen und Kürzel der potentiellen natürlichen Biotoptypen folgen v. *Drachenfels* (1994).

1. Trockener Kiefern- und Birken-Eichen-Buchenwald des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Trockene Eichen-Buchenwälder mit wechselnden Anteilen von Sandbirke und Kiefer, kleinflächig auch von der Kiefer dominierte Flechten-Kiefernwälder.

■ Standorttyp: Ärmste trockene holozäne Binnendünensande des Tieflandes, teilweise mit verzögerter Humusakkumulation.

■ BÜK 50-Einheiten: Ranker, Podsole, Podsol-Braunerden und Braunerde-Podsole bei rein sandigem Substrat, stark trocken, Ranker auch mittel trocken.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Eichen-Mischwald armer, trockener Sandböden (WQT), Kiefernwald armer trockener Sandböden (WKT), bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT).

2. Drahtschmielen-Buchenwald des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Drahtschmielen-Buchenwald, eventuell mit geringem Eichenanteil, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Flattergras- und Waldmeister-Buchenwald.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, basenarme Sande des Tieflandes.

■ BÜK 50-Einheiten: Podsole, Gley-Podsole, Braunerde-Podsole, Podsol-

Braunerden, Gleye, Podsol-Gleye und Umbruchböden bei rein sandigem Substrat, mittel trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT).

3. Drahtschmielen-Buchenwald des Tieflandes; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Erlen-Eichen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen Drahtschmielen-Buchenwald, eventuell mit geringem Eichenanteil, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Flattergras- und Waldmeister-Buchenwald; im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtals Erlen-Eichen-Auwald, Traubenkirschen-Erlenwald oder Erlen-Birken-Eichenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in den Tälern der Geestbäche und -flüsse Hainsternmieren- oder Traubenkirschen-Erlenwald mit Übergang zu Birken-Eichenwäldern und Drahtschmielen-Buchenwäldern; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald; Geestbäche und -flüsse mit Hakenwasserstern-Tausendblatt- und Fluthahnenfuß-Gesellschaft; sonstige Fließgewässer mit großlaichkrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer im Aller-Urstromtal mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, basenarme Sande des Tieflandes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye bei rein sandigem Substrat, mittel trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT); im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtals Hartholzauwald im Überflutungsbereich (WHA), (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), bodensaurer Eichen-Mischwald (WQN, WQF, WQL); in den Tälern der Geestbäche und -flüsse (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), bodensaurer Eichen-Mischwald (WQN, WQF, WQL), bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT); in Geländemulden Erlenbruchwald des Tieflandes (WAR, WAT); Geestbäche und -flüsse naturna-

her sommerkalter Geestbach oder -fluß (FBG, FFG); sonstige Fließgewässer naturnaher sommerwarmer Niederungsbach oder -fluß (FBN, FFN); Auengewässer im Aller-Urstromtal naturnahes Altwasser (SEF).

4. Drahtschmielen-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Flattergras-Buchenwald

■ PNV-Einheit: Drahtschmielen-Buchenwald oder Flattergras-Buchenwald, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Waldmeister-Buchenwald.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, basenarme bis mäßig basenarme schwach anlehmmige Sande des Tieflandes.

■ BÜK 50-Einheiten: Gley-Podsole, Pseudogley-Podsole, Braunerde-Podsole, Eschböden, Podsol-Braunerden, Gleye, Podsol-Gleye, Umbruch- und Auftragsböden bei i.d.R. anlehmmigem oder schluffigem Substrat, mittel trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT), mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT).

5. Drahtschmielen-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Flattergras-Buchenwald; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Erlen-Eichen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen Drahtschmielen-Buchenwald oder Flattergras-Buchenwald, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Waldmeister-Buchenwald; im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtals Erlen-Eichen-Auwald, Traubenkirschen-Erlenwald oder Erlen-Birken-Eichenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in den Tälern der Geestbäche und -flüsse Hainsternmieren- oder Traubenkirschen-Erlenwald mit Übergang zu Birken-Eichenwäldern sowie Drahtschmielen- und Flattergras-Buchenwäldern; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald; Geestbäche und -flüsse mit Hakenwasserstern-Tausendblatt- und Fluthahnenfuß-Gesellschaft; sonstige Fließgewässer mit großlaichkrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer

im Aller-Urstromtal mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, mäßig basenarme anlehmgige Sande des Tieflandes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye bei etwas anlehmgigem oder schluffigem Substrat, mittel trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen siehe Einheit 4, innerhalb der Auen siehe Einheit 3.

6. Flattergras-Buchenwald des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Flattergras-Buchenwald, selten auch Drahtschmielen-Buchenwald, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Waldmeister-Buchenwald.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, mäßig basenarme anlehmgige Sande des Tieflandes.

■ BÜK 50-Einheiten: Braunerden, Gley-Braunerden, Pseudogley-Braunerden, Parabraunerden, Eschböden, Gley-Eschböden, Pseudogley-Eschböden, Pseudogley und Gley-Pseudogley bei anlehmgigem oder schluffigem Substrat, mittel trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT), bei sehr armen Ausbildungen auch bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT).

7. Flattergras-Buchenwald des Tieflandes; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Eichen-Hainbuchen- und Eschen-Ulmen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen Flattergras-Buchenwald, bei aktueller Ackernutzung eventuell auch Übergang zum Waldmeister-Buchenwald; im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtals Eichen-Ulmen-Auwald, Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald oder feuchter Eichen-Hainbuchenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in den Tälern der Geestbäche und -flüsse Hainsternmieren- oder Traubenkirschen-Erlenwald mit Übergang zu Eichen-Hainbuchenwäldern sowie Flattergras-Buchenwäldern; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dar-

gestellt auch Erlenbruchwald; Geestbäche und -flüsse mit Hakenwasserstern-Tausendblatt- und Fluthahnenfuß-Gesellschaft; sonstige Fließgewässer mit großlaichkrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer im Aller-Urstromtal mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, mäßig basenarme anlehmgige Sande des Tieflandes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Auenböden, Gley-Auenböden und Gleye, mittel trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT), bei sehr armen Ausbildungen auch bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT); im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtals Hartholzauwald im Überflutungsbereich (WHA), (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA); in den Tälern der Geestbäche und -flüsse (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA), mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT), bei sehr armen Ausbildungen auch bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT); in Geländemulden Erlenbruchwald des Tieflandes (WAR, WAT); Geestbäche und -flüsse naturnaher sommerkalter Geestbach oder -fluß (FBG, FFG); sonstige Fließgewässer naturnaher sommerwarmer Niederungsbach oder -fluß (FBN, FFN); Auengewässer im Aller-Urstromtal naturnahes Altwasser (SEF).

8. Waldmeister-Buchenwald des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Waldmeister-Buchenwald des Tieflandes.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, mäßig basenreiche lehmige Standorte des Tieflandes.

■ BÜK 50-Einheiten: Braunerden, Gley-Braunerden, Pseudogley-Braunerden, Parabraunerden, Pseudogley-Eschböden und Gley-Pseudogley bei lehmgigem, schluffigem oder tonigem Substrat, schwach trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT).

9. Waldmeister-Buchenwald des Tieflandes; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Eichen-Hainbuchen- und Eschen-Ulmen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen Waldmeister-Buchenwald des Tieflandes; im Überflutungsbereich der Auen Eichen-Ulmen-Auwald, Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald oder feuchter Eichen-Hainbuchenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald, wenn das Wasser nicht zu lange zu hoch ansteht, ansonsten Weidenwald; Fließgewässer mit großlaichkrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Trockene bis feuchte, mäßig basenreiche lehmige Standorte des Tieflandes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Auenböden, Gley-Auenböden und Pseudogley-Auenböden, schwach trocken bis stark frisch.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT); im Überflutungsbereich Hartholzauwald im Überflutungsbereich (WHA), (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA); in Geländemulden Erlenbruchwald des Tieflandes (WAR, WAT); Fließgewässer naturnaher sommerwarmer Niederungsbach oder -fluß (FBN, FFN); Auengewässer naturnahes Altwasser (SEF).

10. Feuchter Drahtschmielen- und Flattergras-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Birken-Eichenwald

■ PNV-Einheit: Feuchter Drahtschmielen-Buchenwald, auf anlehmgigen Standorten auch Flattergras-Buchenwald, im Übergang zum Birken-Eichenwald. Der Eichenanteil steigt mit der Standortfeuchtigkeit.

■ Standorttyp: Feuchte, basenarme, allenfalls schwach anlehmgige Sande des Tieflandes.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye, Podsol-Gleye, Pseudogleye, Podsol-Pseudogleye und Umbruchböden bei allenfalls schwach lehmigem Substrat, schwach bis mittel feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Bodensaurer Buchenwald des Tieflandes (WLT), Eichen-Mischwald armer, feuchter Sandböden (WQF), bodensaurer Eichen-Mischwald feuchter, mäßig nährstoffversorgter Böden des Tieflandes (WQF).

11. Feuchter Drahtschmielen- und Flattergras-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Birken-Eichenwald; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Erlen-Eichen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen feuchter Drahtschmielen-Buchenwald, auf anlehmgigen Standorten auch Flattergras-Buchenwald, im Übergang zum Birken-Eichenwald. Der Eichenanteil steigt mit der Standortfeuchtigkeit; im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtals Erlen-Eichen-Auwald, Traubenkirschen-Erlenwald oder Erlen-Birken-Eichenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in den Tälern der Geestbäche und -flüsse Hainsternmieren- oder Traubenkirschen-Erlenwald mit Übergang zu Birken-Eichenwäldern sowie Drahtschmielen- und Flattergras-Buchenwäldern; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald; Geestbäche und -flüsse mit Hakenwasserstern-Tausendblatt- und Fluthahnenfuß-Gesellschaft; sonstige Fließgewässer mit großlaichkrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer im Aller-Urstromtal mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Feuchte, basenarme, allenfalls schwach anlehmgige Sande des Tieflandes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye und Podsol-Gleye bei allenfalls schwach lehmigem Substrat, schwach bis mittel feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen siehe Einheit 10, innerhalb der Auen siehe Einheit 3.

12. Feuchter Birken-Eichenwald des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Weitgehend buchenfreier feuchter Birken-Eichen- und Erlen-Birken-Eichenwald. Mit zunehmender Torfmächtigkeit tritt die Eiche zugunsten der Moorbirke zurück.

■ Standorttyp: Feuchte bis nasse, basenarme, allenfalls schwach anlehmgige Sande des Tieflandes sowie sehr stark entwässerte Hoch- und Niedermoore.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye und Podsol-Gleye bei allenfalls schwach lehmigem Substrat, stark feucht; sehr stark entwässerte Hoch- und Niedermoore, stark frisch bis schwach feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Bodensaurer Eichen-Mischwald nasser Standorte (WQN), Eichen-Mischwald armer, feuchter Sandböden (WQF), bodensaurer Eichen-Mischwald feuchter, mäßig nährstoffversorgter Böden des Tieflandes (WQF).

13. Feuchter Birken-Eichenwald des Tieflandes; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Erlen-Eichen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen weitgehend buchenfreier feuchter Birken-Eichen- und Erlen-Birken-Eichenwald; im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtales Erlen-Eichen-Auwald, Traubenkirschen-Erlenwald oder Erlen-Birken-Eichenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in den Tälern der Geestbäche und -flüsse Hainsternmieren- oder Traubenkirschen-Erlenwald mit Übergang zu Birken-Eichenwäldern; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald; Geestbäche und -flüsse mit Hakenwasserstern-Tausendblatt- und Fluthahnenfuß-Gesellschaft; sonstige Fließgewässer mit großlaichkrautreichen Ausbildungen der Igelkolben - Wasserpest - Gesellschaft; Auengewässer im Aller-Urstromtal mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Feuchte bis nasse, basenarme, allenfalls schwach anlehmgige Sande des Tieflandes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye und Podsol-Gleye bei allenfalls schwach lehmigem Substrat, stark feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen siehe Einheit 10, innerhalb der Auen siehe Einheit 3.

14. Feuchter Birken-Eichenwald des Tieflandes im Übergang zu Bruch- und Auwäldern der Niedermoore

■ PNV-Einheit: Feuchter Birken-Eichen- und Erlen-Birken-Eichenwald, Traubenkirschen-Erlenwald oder feuchter Eichen-Hainbuchenwald.

■ Standorttyp: Feuchte bis nasse, basenarme bis mäßig basenarme, deutlich entwässerte Niedermoore.

■ BÜK 50-Einheiten: Entwässerte Niedermoore, mittel bis stark feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Bodensaurer Eichen-Mischwald nasser Standorte (WQN), Eichen-Mischwald armer, feuchter Sandböden (WQF), bodensaurer Eichen-Mischwald feuchter, mäßig nährstoffversorgter Böden des Tieflandes (WQF), Eichen- und Hainbuchen-Mischwald nasser, basenreicher Standorte (WCN), Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenreicher Standorte (WCR), mesophiler Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA), (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET).

15. Feuchter Kiefern-Birken-Eichen-Moorwald des Tieflandes im Übergang zum Birken- und Kiefernbruch

■ PNV-Einheit: Feuchter Kiefern-Birken-Eichenwald (vielfach auch Kiefern-Moorbirkenwälder), Birkenbruch und Gagelgebüsch, eventuell kleinflächig Reste von Hochmoor-Bulten- und Schlenken-Komplexen sowie dystrophe Moor-gewässer mit Zwergwasserschlauch-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Feuchte bis nasse, basenarme, vielfach deutlich entwässerte Hochmoore.

■ BÜK 50-Einheiten: Vielfach deutlich entwässerte Hochmoore, stark bis mittel feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Birken- und Kiefern-Bruchwald nährstoffarmer Standorte des Tieflandes (WBA), Birken- und Kiefernwald entwässerter Moore (WV).

16. Feuchter Flattergras- und Waldmeister-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Eichen-Hainbuchenwald

■ PNV-Einheit: Feuchter Flattergras- und Waldmeister-Buchenwald im Übergang zum Eichen-Hainbuchenwald; der Eichenanteil steigt mit der Standortfeuchtigkeit.

■ Standorttyp: Feuchte, mäßig basenarme bis mäßig basenreiche anlehmgige Sande, Lehme, Schluffe und Tone des Tieflandes.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye, Pseudogley-Gleye, Pseudogley, Gley-Pseudogley, Braunerde-Pseudogley und Umbruchböden bei lehmig-sandigem, lehmigem, schluffigem oder tonigem Substrat, schwach bis mittel feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA).

17. Feuchter Flattergras- und Waldmeister-Buchenwald des Tieflandes im Übergang zum Eichen-Hainbuchenwald; im Überflutungsbereich der Fließgewässer auch Eschen-Ulmen-Auwaldkomplex

■ PNV-Einheit: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen feuchter Flattergras- und Waldmeister-Buchenwald im Übergang zum Eichen-Hainbuchenwald; der Eichenanteil steigt mit der Standortfeuchtigkeit; im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtales Eichen-Ulmen-Auwald, Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald oder feuchter Eichen-Hainbuchenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in den Tälern der Geestbäche und -flüsse Hainsternmieren- oder Traubenkirschen-Erlenwald mit Übergang zu Eichen-Hainbuchenwäldern sowie Flattergras- und Waldmeister-Buchenwäldern; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald; Fließgewässer mit großblaukrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer im Aller-Urstromtal mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Feuchte, mäßig basenarme bis mäßig basenreiche anlehmgige Sande, Lehme, Schluffe und Tone des Tief-

landes, eventuell zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Auenboden-Pseudogley und Gleye bei lehmig-sandigem, lehmigem, schluffigem oder tonigem Substrat, schwach bis mittel feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Außerhalb der zeitweilig überfluteten Auen mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA); im Überflutungsbereich des Aller-Urstromtales Hartholzauwald im Überflutungsbereich (WHA), (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA); in den Tälern der Geestbäche und -flüsse (Traubenkirschen-) Erlen- und Eschenwald der Talniederungen (WET), mesophiler Eichen- und Hainbuchenwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA), mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte des Tieflandes (WMT); in Geländemulden Erlenbruchwald des Tieflandes (WAR, WAT); Geestbäche und -flüsse naturnaher sommerkalter Geestbach oder -fluß (FBG, FFG); sonstige Fließgewässer naturnaher sommerwarmer Niederungsbach oder -fluß (FBN, FFN); Auengewässer im Aller-Urstromtal naturnahes Altwasser (SEF).

18. Feuchter Eichen-Hainbuchenwald und Eschen-Ulmen-Auwaldkomplex des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Eichen-Ulmen-Auwald, Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald oder feuchter bis nasser Eichen-Hainbuchenwald, teilweise auch im kleinräumigen mosaikartigen Wechsel; in Geländemulden maßstabsbedingt nicht gesondert dargestellt auch Erlenbruchwald; Fließgewässer mit großblaukrautreichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft; Auengewässer mit Mosaik aus Wasserlinsen-, Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Feuchte bis nasse, mäßig basenarme bis mäßig basenreiche Lehme und Tone des Tieflandes, i.d.R. zeitweilig überflutet.

■ BÜK 50-Einheiten: Gleye, Pseudogley-Gleye und Auenböden bei lehmigem oder tonigem Substrat, stark feucht.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Hartholzauwald im Überflutungsbereich (WHA), Eichen- und Hainbuchen-Mischwald nasser, basenreicher Standorte

(WCN), Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenreicher Standorte (WCR), mesophiler Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenärmerer Standorte (WCA); in Geländemulden Erlenbruchwald des Tieflandes (WAR, WAT); Fließgewässer naturnaher sommerwarmer Niederungsbach oder -fluß (FBN, FFN), Auengewässer naturnahes Altwasser (SEF).

19. Erlenbruchwald-Komplex des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Erlenbruchwald, eventuell kleinflächig Röhrichte und Rieder.

■ Standorttyp: Nasse bis sehr nasse, basenarme bis basenreiche Niedermoor-Standorte.

■ BÜK 50-Einheiten: Allenfalls sehr gering entwässertes Niedermoor, naß bis offenes Wasser.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte (WAR), Erlen- und Birken-Erlen-Bruchwald nährstoffarmer Standorte des Tieflandes (WAT), Seggen-, Binsen- und Stauden-Sümpfe (NS), Landröhrichte (NR).

20. Hochmoor-Bulten- und -Schlenken-Komplex des Tieflandes

■ PNV-Einheit: Waldfreier Hochmoor-Bulten- und -Schlenken-Komplex, ggf. mit eingestreuten dystrophen Moorgewässern mit Zwergwasserschlauch-Gesellschaften.

■ Standorttyp: Nasse bis sehr nasse, extrem basenarme Hochmoor-Standorte.

■ BÜK 50-Einheiten: Allenfalls sehr gering entwässertes Hochmoor, naß bis offenes Wasser.

■ Potentielle natürliche Biotoptypen: Naturnahes Hoch- und Übergangsmoor des Tieflandes (MH).

6. Syntaxonomische Einordnung der PNV-Einheiten

Beim **trockenen Kiefern- und Birken-Eichen-Buchenwald** handelt es sich um Übergänge und kleinräumiges Nebeneinander zwischen armen Ausbildungen der Tieflandform des Luzulo-Fagetum (*Leucobryum glaucum*- und trennartenloser E-Typ = *Deschampsio*-Fagetum bei Pott 1995), des *Betulo-Quercetum* typicum und des *Cladonio-Pinetum* entsprechend der syntaxonomischen Fassung von *Heinken* (1995). Das Auftreten des

Cladonio-Pinetum (von Pott 1995 zum Dicrano-Pinetum gestellt) beschränkt sich auf die von der Bodengenese her jüngsten Standorte (Ranker holozäner Dünenstandorte mit verzögerter Humusakkumulation). Mit zunehmender Kontinentalität des Klimas nimmt der Kiefernanteil zu, mit zunehmender Atlantizität der der Buche.

Der **Drahtschmielen-Buchenwald** stellt die Tieflandform des Luzulo-Fagetum im Leucobryum glaucum-, trennarntenlosen und Oxalis acetosella-E-Typ entsprechend der syntaxonomischen Fassung von Heinken (1995) dar. Das von Heinken (1995) auch für die bodensaurer Tiefland-Buchenwälder eingeführte Luzulo-Fagetum schließt die aus der Literatur bekannten Einheiten Deschampsio-Fagetum (z.B. Jahn 1979, Pott 1995) sowie buchenreiche Ausbildungen des Fago-Quercetum (z.B. Wolter & Dierschke 1975, Krause & Schröder 1979) bzw. Violo-Quercetum (Dierssen 1988) und der Quercetalia-Basalgesellschaft (z.B. Härdtle & Welss 1992, Härdtle 1995) ein.

Der **Flattergras-Buchenwald** umfaßt den Oxalis acetosella-Milium effusum-E-Typ des Luzulo-Fagetum entsprechend der syntaxonomischen Fassung von Heinken (1995). Der Flattergras-Buchenwald wird teilweise auch als eigene Assoziation, dem Milio- oder Oxalido-Fagetum, beschrieben (z.B. Trautmann 1973, Burrichter & Wittich 1977, Krause & Schröder 1979, Taux 1981, Farjon & Farjon 1991) oder einer armen Ausbildung des Galio odorati-Fagetum zugerechnet (Dierschke 1985, 1989).

Der **Waldmeister-Buchenwald** beinhaltet je nach Basen- und Wasserversorgung verschiedene Ausbildungen des Galio odorati-Fagetum. Der syntaxonomischen Gliederung von Dierschke (1989) folgend tritt dem Galio odorati-Fagetum typicum auf ärmeren Standorten das Galio odorati-Fagetum luzuletosum (im Tiefland allerdings größtenteils ohne Luzula luzuloides) und auf feuchteren Standorten das Galio odorati-Fagetum circaetosum hinzu.

Beim **feuchte Birken-Eichenwald** handelt es sich um das Betulo-Quercetum molinietosum und auf etwas reicheren Standorten, besonders bei Niedermoorauflage Betulo-Quercetum-alnetosum (vgl. beispielsweise Dierschke 1979, Krause & Schröder 1979, Rödel 1985, Kaiser & Roloff 1991).

Im **feuchten Birken-Eichenwald des Tieflandes im Übergang zu Bruch- und**

Auwäldern der Niedermoore tritt das Betulo-Quercetum molinietosum teilweise im Übergang zur Vaccinium uliginosum-Betula pubescens-Gesellschaft (Betuletum pubescentis bei Pott 1995) und zum Myricetum gale auf. Etwas reichere Standorte werden vom Betulo-Quercetum alnetosum und Pruno-Fraxinetum, die basenreichsten Standorten vom Stellario-Carpinetum stachyetosum und filipenduletosum (vgl. u.a. Seewald 1977, Döring-Mederake 1991, Kaiser & Roloff 1991) besiedelt.

Der **Erlen-Eichen-Auwaldkomplex** umfaßt zahlreiche syntaxonomische Einheiten. Im Bereich der Auenstandorte kommen entlang der Unterläufe der Geestbäche und -flüsse Bach-Erlen-Auenwälder vor, die entweder als Pruno-Fraxinetum oder als Stellario nemorum-Alnetum ausgebildet sind (Wolter & Dierschke 1975, Krause & Schröder 1979, Taux 1981, Dierschke et al. 1987, Döring-Mederake 1991, Kaiser 1991b). Letztere treten auch im Aller-Urstromtal auf. Daneben sind hier jedoch vor allem Hartholz-Auwälder verbreitet, in denen die Stieleiche (*Quercus robur*) und eventuell noch Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) die Baumschicht bestimmen. Letztgenannte Ausbildungen des Ulmenien minoris-Unterverbandes werden neutral als Erlen-Eichen-Auwald bezeichnet (vgl. Klein 1996).

Die in der Geest entspringenden Fließgewässer werden durchweg vom Callitricho-Myriophylletum alterniflori potentiell natürlich besiedelt. Im Bereich abflußstarker Gewässer tritt auch das Ranunculetum fluitantis auf. Die Flüsse im Aller-Urstromtal weisen vor allem großblaukrautreiche Ausbildungen des Sparganio-Elodeetum auf (vgl. Weber-Oldecop 1969, Preising et al. 1990, Remy 1991). In der Wechselwasserzone der Gewässer treten kleinflächig Bach- und Flußröhrichte (Glycerio-Sparganion, Phalaridion arundinaceae) auf (vgl. Preising et al. 1990). Auengewässer im Aller-Urstromtal werden von einem Mosaik aus Gesellschaften der Lemnetalia, Potametalia und Nymphaeetalia besiedelt (z.B. Weber-Oldecop 1971, 1973, Strasburger 1981, Preising et al. 1990, Beug 1995).

Im **Eichen-Hainbuchen- und Eschen-Ulmen-Auwaldkomplex** tritt das Quercu-Ulmetum auf (z.B. Dierschke 1979, Härdtle et al. 1996). Bei nur seltener oder fehlender Überflutung ist das Stellario-Carpinetum stachyetosum bei

geringerer Bodenfeuchte und das Stellario-Carpinetum filipenduletosum bei sehr nassen Standorten verbreitet (vgl. Dierschke 1986). Diese nassen Eichen-Hainbuchenwälder können nach Zacharias (1996) unter der Bezeichnung Cardamine pratensis-Carpinus betulus-Gesellschaft dem Alno-Ulmion angeschlossen werden. Die Vegetation der Gewässer sowie die Begleitvegetation der Geestbäche und -flüsse wurde bereits im Rahmen des Erlen-Eichen-Auwaldkomplexes beschrieben.

Beim **feuchten Kiefern-Birken-Eichen-Moorwald im Übergang zum Birken- und Kiefernbruch** handelt es sich auf den am stärksten entwässerten Standorten um eichenarme und teilweise kieferreiche Ausbildungen des Betulo-Quercetum molinietosum, ansonsten um die Vaccinium uliginosum-Betula pubescens-Gesellschaft (= Betuletum pubescentis bei Pott 1995) und das Myricetum gale, eventuell auch mit Anklängen an das Ledo-Pinetum (Seewald 1977, Krause & Schröder 1979, Döring-Mederake 1991). Kleinflächig können besonders in Geländemulden (z.B. alte Torfstiche) Gesellschaften der Erico-Sphagnetalia papilloso und Scheuchzerietalia palustris eingestreut sein. Stillgewässer weisen Gesellschaften der Utricularietalia intermedio-minoris und des Utriculario minoris-Nymphaeion auf.

Im **Erlenbruchwald-Komplex** tritt das Carici elongatae-Alnetum unter nährstoffarmen sauren Verhältnissen in der Subassoziation von Betula pubescens auf und kann Übergänge zur Vaccinium uliginosum-Betula pubescens-Gesellschaft und zum Myricetum gale aufweisen. Unter nährstoffreichen Verhältnissen schließt sich das Carici elongatae-Alnetum typicum, unter quelligen Verhältnissen das Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum amarae an (Döring-Mederake 1991). Bei sehr nassen Standortverhältnissen können auch waldfreie Sumpf- und Niedermoorgesellschaften aus den Ordnungen der Phragmitetalia, Magnocaricetalia und Caricetalia nigrae eingestreut sein.

Der **Hochmoor-Bulten- und -Schlenken-Komplex** umfaßt Gesellschaften der Erico-Sphagnetalia papilloso und der Scheuchzerietalia palustris. In dystrophen Moorgewässern kommen Gesellschaften der Utricularietalia intermedio-minoris und Utriculario minoris-Nymphaeion vor (z.B. Weber 1978, Jeckel 1981, Zickermann 1996).

Literatur

- Barenscheer, F., 1939: Siedlungskundliches aus der südlichen Lüneburger Heide. – Schriftenr. Nieders. Heimatbund 20.
- Beug, J., 1995: Die Vegetation nordwestdeutscher Auengewässer – pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen im Ems-, Aller- und Leinetal. – Abh. Westfäl. Museum f. Naturkunde 57, 2/3, 106 S.
- Buchwald, K., 1940: Die nordwestdeutschen Heiden – Ihre Erforschungsgeschichte, Pflanzengesellschaften und deren Lebensbedingungen. – Dissertation, Univ. Heidelberg.
- Burricher, E., Wittig, R., 1977: Der Flattergras-Buchenwald in Westfalen. – Mitt. Florist. – Soz. Arbeitsgem., N.F. 19/20, 377-382.
- Dierschke, H., 1979: Laubwald-Gesellschaften im Bereich der unteren Aller und Leine (Nordwest-Deutschland). – Documents phytosociologiques, N.F. 4, 235-252.
- Dierschke, H., 1985: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwaldgesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. – Tuexenia 5, 491-521.
- Dierschke, H., 1986: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. III. Syntaxonomische Gliederung der Eichen-Hainbuchenwälder, zugleich eine Übersicht der Carpinion-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – Tuexenia 6, 299-323.
- Dierschke, H., 1989: Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 1, 107-148.
- Dierschke, H., Döring, U., Hüners, G., 1987: Der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (Pruno-Fraxinetum Oberd. 1953) im nordöstlichen Niedersachsens. – Tuexenia 7, 367-379.
- Dierssen, K., 1988: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins, 2. Aufl. – Schriftenr. Landesamt f. Naturschutz u. Landschaftspf. Schleswig-Holst. 6, 157 S.
- Döring-Mederake, U., 1991: Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland; Gliederung – Ökologie – Schutz. – Scripta Geobotanica 19, 122 S.
- Drachenfels, O.v., 1994: Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen A4, 192 S.
- Eickenrodt, E. (Hrsg.), 1984: Pflanzen und Tiere im Landkreis Celle. – Celle. 286 S.
- Ellenberg, H., 1991: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). – Scripta Geobotanica 18, 9-166.
- Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart. 1096 S.
- Ellermann, G., Garve, E., Kaiser, T., Langbehn, H., 1995: Neue Überraschungen an sekundären Salzstandorten. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 3, 11-12.
- Ellermann, G., Kaiser, T., 1994: Überraschungen am Kaliberg Wathlingen. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 2, 4-5.
- Farjon, A., Farjon, R., 1991: Naturnahe Laubwaldreste um Westerstede in der ostfriesisch-oldenburgischen Gest: Eine Vegetationsanalyse mit Berücksichtigung des Naturschutzes. – Tuexenia 11, 359-379.
- Garve, E., 1998: Neues und Bemerkenswertes zur Flora von Celle. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 6, 2-10.
- Garve, E., 1999: Verbreitung und Häufigkeit neu aufgetretener Blütenpflanzen an niedersächsischen Salzabraumhalden. – Braunsch. geobotan. Arbeiten, im Druck.
- Goebel, W., 1996: Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. – DVWK-Schriften 112, 492 S.
- Harbort, E., 1916: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen, Blatt Celle. – Königl. Preuß. Geolog. Landesanstalt, Lieferung 187. Berlin.
- Härdtle, W., 1995: Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Quercus-Fagetea) im nördlichen Schleswig-Holstein. – Mitt. Arbeitsgem. Geobotanik in Schleswig-Holst. u. Hamburg 48, 441 S.
- Härdtle, W., Bracht, H., Hobohm, C., 1996: Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (Quercus-Ulmetum Issl. 1924) im Mittelbegebiet zwischen Lauenburg und Havelberg. – Tuexenia 16, 25-38.
- Härdtle, W., Menzel, U., Schrautzer, J., 1996: Ökologische Potenz und standörtlicher Zeigerwert der Rotbuche (Fagus sylvatica L.) auf Podsol-Böden des Nordwestdeutschen Tieflandes. – Verh. Ges. f. Ökologie 26, 161-172.
- Härdtle, W., Welss, W., 1992: Vorschläge zur Synsystematik und Syntaxonomie bodensaurer Buchen-Eichen- und Eichenmischwälder (Quercion roboretum Br.-Bl. 1992) Mitteleuropas. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 4, 95-104.
- Heinken, T., 1995: Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. – Diss. Botanicae 239, 311 S.
- Hoffmeister, J., 1937: Die Klimakreise Niedersachsens. – Schr. Wirtschaftswiss. Ges. z. Studium Niedersachsens, Reihe B, 16.
- Jahn, G., 1979: Zur Frage der Buche im nordwestdeutschen Flachland. – Forstarchiv 50, 5, 85-95.
- Jahn, G., 1985: Zum Nadelbaumanteil an der potentiellen natürlichen Vegetation der Lüneburger Heide. – Tuexenia 5, 377-389.
- Jeckel, G., 1981: Die Vegetation des Naturschutzgebietes »Breites Moor« (Kreis Celle, Nordwestdeutschland). – Tuexenia 1, 185-209.
- Kaiser, T., 1991a: Status der Gehölze des Landkreises Celle. – Beitr. z. Naturkunde Niedersachs. 44, 143-149.
- Kaiser, T., 1991b: Der Hainsternierenerlenwald (Stellario nemori-Alnetum glutinosae (Kästner 1938) Lohm. 1957) im ostniedersächsischen Flachland. – Tuexenia 11, 345-354.
- Kaiser, T., 1992: Die 225jährige Geschichte der Erforschung von Flora und Vegetation im Raum Celle. – Celler Chronik 5, 145-158.
- Kaiser, T., 1993 ff.: Naturkundliche Bibliographie. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 1, 3-4; 2, 8-9; 3, 13-15; 5, 11-15; 6, 14-16; 7, 16-19.
- Kaiser, T., 1994: Der Landschaftswandel im Landkreis Celle. Zur Bedeutung der historischen Landschaftsanalyse für Landschaftsplanung und Naturschutz. – Beitr. z. räuml. Planung 38, 417 S.
- Kaiser, T., 1996: Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 71, 10, 435-439.
- Kaiser, T., 1998: Überblick zum Florenbestand des Landkreises Celle. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 6, 11-14.
- Kaiser, T., 1999: Flora der Salzstandorte des Landkreises Celle in Vergangenheit und Gegenwart. – Braunsch. geobotan. Arbeiten, im Druck.

- Kaiser, T., Ellermann, G., Langbehn, H., 1996: Bemerkenswerte floristische Neufunde und Bestätigungen im Landkreis Celle. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 4, 3-12.
- Kaiser, T., Langbehn, H., 1999: Floristische Kurzmitteilungen aus dem Landkreis Celle 1998. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 7, 10-16.
- Kaiser, T., Roloff, A., 1991: Die Waldgesellschaften des Schweinebruches bei Celle unter besonderer Berücksichtigung der im Wasserhaushalt gestörten Feuchtwälder. – Braunschw. naturkundl. Schriften 3, 4, 947-970.
- Klausning, C., Ostmann, U., 1993: Bodenübersichtskarte von Niedersachsen im Maßstab 1:50.000 (BÜK 50). – Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges. 72, 971-972.
- Klein, O., 1996: Vegetationskundliche Erfassung der Auenwälder und mesophilen Laubwälder der westlichen oberen Allerniederung unter besonderer Berücksichtigung des historischen Wandels. – Diplomarbeit, Freie Universität Berlin, 233 S.
- Kowarik, I., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – Tuexenia 7, 53-67.
- Krause, A., Schröder, L., 1979: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 3118 Hamburg-West. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 14, 137 S.
- Lampert, K., 1943: Künstliche Wiesenbewässerung im Ocker-Aller-Winkel und in der Lüneburger Heide. – Dissertation, Bonn.
- Landkreis Celle, 1994: Landkreis Celle im Spiegel der Zahlen 1994. – Celle.
- Lang, H.D., 1965: Ein geologisches Profil im Aller-Urstromtal in Celle. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 109, 13-21.
- Leuschner, C., 1998: Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. – Ber. Reinh.-Tüxen.-Ges. 10, 5-18.
- Leuschner, C., Rode, M.W., Heinken, T., 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – Flora 188, 239-249.
- Lüders, R., 1978: Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen, Sonderr. A, 1, 19-20.
- Meibeyer, W., 1970: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 74, Salzwedel. – Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Bundesanst. f. Landesk. u. Raumforsch., Bad Godesberg.
- Meisel, S., 1960: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 73, Celle. – Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Bundesanst. f. Landesk. u. Raumforsch., Bad Godesberg.
- Meyer, K.-D. 1984: Die jüngere geologische Entwicklung der Landschaft im Kreis Celle. – In Eickenrodt (1984): 16-18.
- Naeder, K., 1997: Zuordnung von Baum- und Straucharten der potentiell natürlichen Vegetation zu den Standortstypengruppen des pleistozänen Flachlandes. – Wolfenbüttel. 176 S.
- NFP – Niedersächsisches Forstplanungsamt, 1992: Ganzflächige Biotopkartierung. – Wolfenbüttel. 29 S.
- NLFB - Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 1997: Böden in Niedersachsen – Digitale Bodenkarte 1:50.000 und Bodenübersichten. – CD-ROM. Hannover.
- Oberdorfer, E., 1990: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 5. Aufl., Stuttgart. 1051 S.
- Pott, R., 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – 2. Aufl., 622 S.; Stuttgart. 622 S.
- Pott-Dörfer, B., Zacharias, D., 1998: Zur Bedeutung wildlebender herbivorer Großsäugetiere für mitteleuropäische Waldlandschaften. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 18, 6, 175-177.
- Preising, E., 1978: Karte der potentiell natürlichen Pflanzendecke Niedersachsens. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen, Sonderr.A, 1, 11-14.
- Preising, E., Vahle, H.-C., Brandes, D., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H.E., 1990: Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen 20, 8, 47-161.
- Remy, D., 1991: Vergleichende pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen an Fließgewässern ausgewählter Naturräume Nordwestdeutschlands. – Dissertation, Univ. Hannover.
- Rödel, D., 1985: Vegetationsentwicklung nach Grundwasserabsenkungen dargestellt am Beispiel des Fuhrberger Feldes in Niedersachsen. – Dissertation, Technische Universität Berlin. 276 S.
- Schröder, L., 1984: Kartenübersicht zur potentiellen natürlichen Vegetation und realen Waldvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. – Natur u. Landschaft 59, 7/8, 280-283.
- Schröder, L., 1989: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation des Landkreises Celle. – Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, handgezeichnete Manuskriptkarten, 1:50.000, Bonn – Bad Godesberg.
- Seewald, C., 1977: Wald- und Grünland-Gesellschaften im Drömling (Ostniedersachsen). – Diss. Botanicae 41, 93 S.
- Steusloff, U., 1939: Zusammenhänge zwischen Boden, Chemismus des Wassers und Phanerogamenflora in fließenden Gewässern der Lüneburger Heide um Celle und Uelzen. – Archiv f. Hydrobiologie 35, 70-106.
- Strasburger, K., 1981: Wasserpflanzengesellschaften im unteren Allertal. – Dissertation, Universität Hannover. 208 S.
- Taux, K., 1981: Wald- und Forstgesellschaften des Rasteder Geestrandes. – Oldenburger Jahrb. 81, 325-380; Oldenburg.
- Trautmann, W., 1973: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 - Potentielle natürliche Vegetation - Blatt CC 5502 Köln. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 6, 172 S.
- Trautmann, W., Lohmeyer, W., 1960: Gehölzgesellschaften in der Fluß-Aue der mittleren Ems. – Mitt. Florist.-Soz. Arbeitsgem., N.F. 8, 227-247.
- Tüxen, R., 1956: Die heutige potentielle Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziologie 13, 5-42.
- Tüxen, R., Hentschel, G., 1955: Bibliographie der Vegetationskarten Deutschlands. – Mitt. Florist.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 5, 211-247.
- Weber, H.E., 1978: Vegetation des Naturschutzgebiets Balksee und Randmoore. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen 9, 168 S.
- Weber-Oldenhop, D.W., 1969: Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen. – Dissertation, Universität Hannover.

- Weber-Oldecop, D.W.*, 1971: Das Stratiotetum aloides in Altwässern der Aller-Talsandebene. – Archiv f. Hydrobiologie 68, 153-162.
- Weber-Oldecop, D.W.*, 1973: Das Myriophyllo-Nupharetum W. Koch 1926 in Altwässern der Aller-Talsand-Ebene. – Mitt. Florist.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 15/16, 88-90.
- Willcox, J.*, 1997: Die Heidesegge (*Carex ericetorum*) bei Unterlüß wiedergefunden. – Florist. Notizen aus der Lüneburger Heide 5, 2-3.
- Wolter, M., Dierschke, H.*, 1975: Laubwald-Gesellschaften der nördlichen Wesermünder Geest. – Mitt. Florist.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 18, 203-217
- Zacharias, D.*, 1996: Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCO-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen 35, 150 S.
- Zickermann, F.* (1996): Vegetationsgeschichtliche, moorstratigraphische und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Entwicklung seltener Moorökosysteme in Nordwestdeutschland. – Abh. Westfäl. Museum f. Naturk. 58, 1, 109 S..

Anschrift des Verfassers

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgemeinschaft
Landschaft & Wasser
Am Amtshof 18
29355 Beedenbostel

Die BÜK 50 von Niedersachsen

Entstehung, Aussagegenauigkeit, Fortschreibung

von Jürgen Boess

1. Einleitung

Für einen wirksamen Bodenschutz ist es erforderlich, Kenntnisse über die Verbreitung der Böden und ihre jeweiligen Eigenschaften zu besitzen, um den Faktor Boden bei Nutzungsplanungen entsprechend berücksichtigen zu können. Diese bodenkundlichen Basisinformationen müssen in einer Form bereitgehalten werden, die es ermöglicht, sie schnell für die vielfältigen Bedürfnisse des Umwelt- und Bodenschutzes zu nutzen (siehe auch *Kues & Oelkers 1996, Oelkers & Voss 1998*).

Im Jahr 1985 wurde daher, durch einen Kabinettsbeschluss der niedersächsischen Landesregierung initiiert, mit dem Aufbau eines »Bodenkatasters von Niedersachsen« begonnen. Dessen Ziel war, eine flächendeckende und aktuell verfügbare bodenkundliche Datenbasis durch Sammeln, Zusammenfügen und gemeinsame fachliche Interpretation der bei verschiedenen Stellen verstreut vorliegenden bodenkundlich relevanten Unterlagen zu errichten.

Um die sehr großen Datenmengen reibungslos handhaben zu können und um eine schnelle und benutzerfreundliche Auswertung zu gewährleisten, wurde das Bodenkataster in digitaler Form konzipiert und als Bestandteil eines umfassenderen Bodeninformationssystems aufgebaut (*Heineke 1991*). Hierdurch soll auch gewährleistet werden, daß diese Datenbestände ständig aktualisiert und korrigiert werden können.

Als eine erste, für ganz Niedersachsen flächendeckende bodenkundliche Informationsgrundlage wurde in den Jahren 1987 und 1988 die bereits analog, d.h. als konventioneller Kartendruck vorliegende »Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen« (BSK 200) im Maßstab 1 : 200.000 aufgearbeitet und in das Fachinformationssystem Bodenkunde des NIBIS integriert. Hierbei wurde die Klartextlegende in eine EDV-verarbeitbare Kürzellegende umgeschrieben. Für diese Struktur wurden in Folge rechnergestützte Auswer-

terungsverfahren konzipiert, die nicht nur eine einfache Reproduktion des Karteninhaltes, sondern eine gezielte Auswertung ermöglichten (*Eckelmann & Müller 1989*).

Die Niedersächsische Landesregierung verabschiedete im Jahre 1994 ein Landes-Raumordnungsprogramm, das Informationsgrundlagen für Maßnahmen zum Bodenschutz für die Regionalebene fordert. Die vorgesehene Maßstabebene für Regionale Raumordnungsprogramme ist der Maßstab 1 : 50.000. Als Reaktion hierauf erarbeitete das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFb) eine neue flächendeckende Kartenserie, die »Bodenübersichtskarte von Niedersachsen 1 : 50.000« (BÜK 50), die Ende 1996 abgeschlossen wurde.

Die BÜK 50 ist die erste Kartenserie des NLFb, deren Daten ausschließlich digital vorliegen. Es werden von diesen Karten keine gedruckten Exemplare hergestellt, sondern die Karten werden immer nur auf Anfrage erzeugt und als Kartenplots oder als digitale Datensätze abgegeben (daher die Bezeichnung Kartenserie als Abgrenzung zu den gedruckten Kartenwerken). Da die Daten ständig fortgeführt werden, geben die Kartenplots jeweils den aktuellen Stand wieder.

2. Konzeption der Kartenserie

Anfang 1990 lagen nur für etwa ein Drittel der Fläche von Niedersachsen großmaßstäbige Bodenkarten vor. Daher war es erforderlich, ein Verfahren zu finden, mit dem für die verbliebenen Gebiete noch so viel Informationen erschlossen werden konnten, daß eine mittelmaßstäbige Karte erstellt werden konnte. Deren Informationsinhalt mußte hinreichend genau für diese Maßstabebene sein, bzw. das Verfahren mußte es ermöglichen, die Lücken zwischen den »Informationsinseln« zu überbrücken. Als »Informationsinseln« standen zunächst als wichtigste Grundlage die bereits

kartierten und gedruckten Bodenkarten 1 : 25.000 zur Verfügung. Dazu kamen die »Bodenkarten auf Grundlage der Bodenschätzung« (DGK 5 B) im Maßstab 1 : 5.000 und zahlreiche großmaßstäbige Inselkarten aus bodenkundlichen Projektkartierungen. Durch die BSK 200 ergab sich ein Rahmen der landschaftlichen Grobgliederung für ganz Niedersachsen.

Für den »Lückenschluß« wurden alle verfügbaren Archivunterlagen und bodenkundlich relevanten Unterlagen auf der Maßstabebene 1 : 25.000 (= Arbeitsmaßstab) zusammengefügt und einheitlich interpretiert. Mit der Erstellung der BÜK 50 wurde für eine geschlossene Kartenserie die bei der Konzeption des Bodenkatasters von Niedersachsen vorgeschlagene Methodik umgesetzt (*Heineke 1987, Boess & Kues 1987, Heineke 1991*). Diese besagt, daß bodenkundliche Informationen nicht allein durch systematische Landesforschung mittels Kartierung zu gewinnen sind, sondern auch durch systematische Auswertung von bodenkundlich relevanten Unterlagen, die in anderen Bereichen erhoben wurden und werden. Es handelt sich dabei in der Regel um Unterlagen, die zwar nur zu Teilaspekten des Bodens Daten enthalten, die aber bei sinnvoller Inbetriebsetzung, Verknüpfung und Interpretation hinreichend genaue Angaben zum Boden liefern können (Abb.1).

Dabei wurden auch erstmals im größeren Umfang die Daten und die DV-technischen Möglichkeiten des im Aufbau befindlichen Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) genutzt.

Bei der oben erwähnten Umsetzung der BSK 200 in eine digitale Ausgabe wurde der Klartext der Legende in eine Kürzelschreibweise umgesetzt, die eine DV-gestützte Weiterverarbeitung erlaubt. Die bis dahin übliche kartenblattbezogene Legende wurde durch eine für das gesamte Kartenwerk gültige Generallegende ersetzt. Die darin gesammelten Profile stellen auch den Grundstock für die ebenfalls als Generallegende konzipierte Profilsammlung der BÜK 50 dar.

Für die Erstellung der BÜK 50 standen die nachfolgend aufgeführten Bodenkarten und bodenkundlich relevanten Unterlagen flächendeckend oder für Teilbereiche zur Verfügung. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Quellen erfolgt im Erläuterungsheft zur digitalen Bodenkundlichen Übersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) von Niedersach-

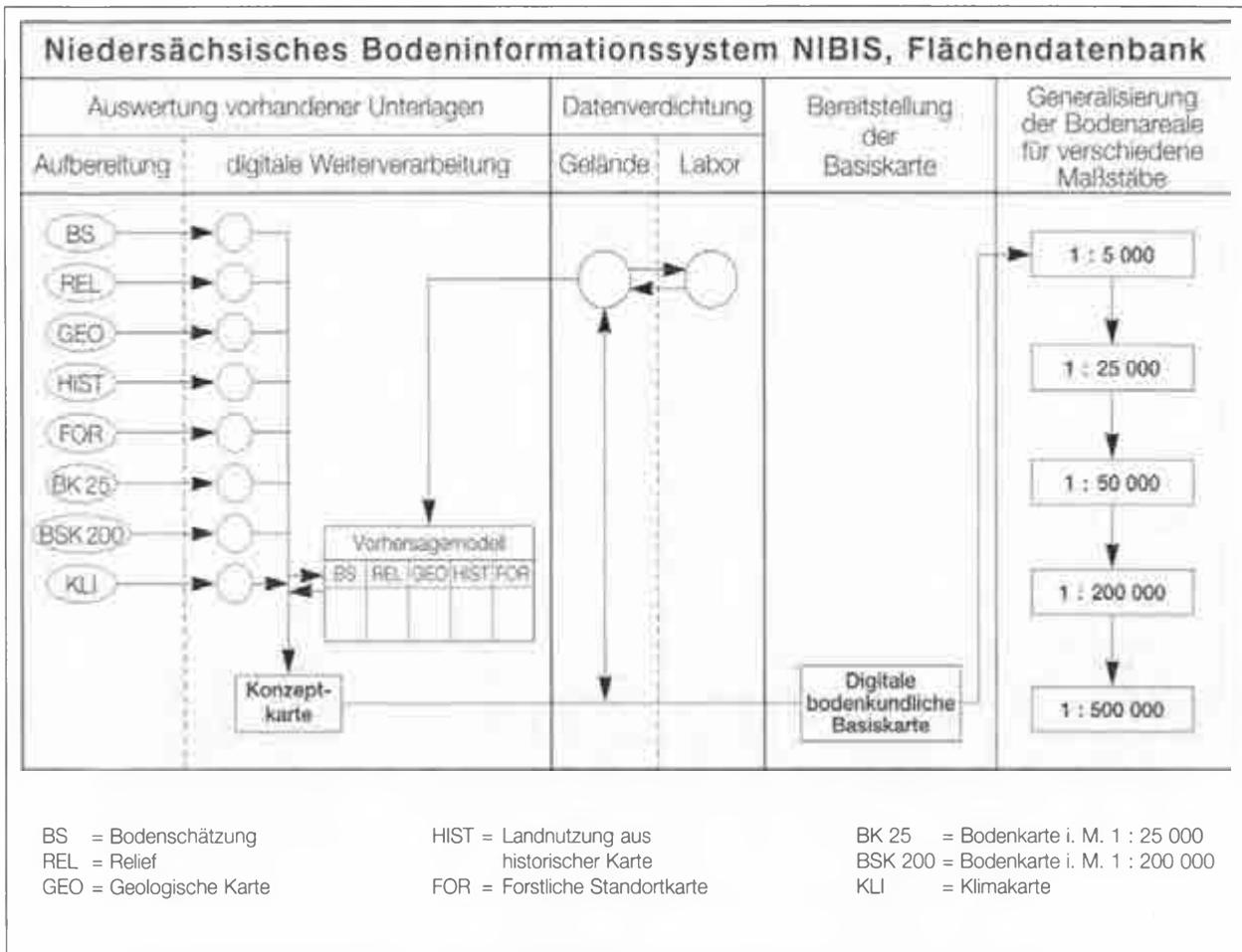


Abb. 1: Flußplan für den Aufbau der Flächendatenbank des NIBIS (nach Oelkers 1993)

sen (Boess et al. 1999). Hier werden auch Angaben zum Umfang und Flächendeckungsgrad der Unterlagen zum Zeitpunkt der Erstellung der BÜK 50 gemacht.

Bodenkarten

- Bodenkarten auf der Grundlage der Bodenschätzung (DGK 5 B bzw. Bo 5)
- Bodenkarte von Niedersachsen (BK 5)
- Boden- und Moorkarte des Emslandes
- Bodenkarten von Niedersachsen 1 : 25.000 (BK 25)
- Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 200.000 (BSK 200)
- Digitale Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 200.000
- Feldblätter zum Bodenkundlichen Atlas von Niedersachsen 1 : 25.000 (1940)
- Sonderkarten und Projektkarten verschiedener Maßstäbe
- Zusätzliche Geländeerhebungen

In einigen kritischen Bereichen, in denen die allgemeine Datenlage sehr unsicher war, erfolgte zur Absicherung der erarbeiteten Karteninhalte eine Geländebegehung.

Bodenkundlich relevante Unterlagen

- Bodenschätzung
- Geologische Karte 1 : 25.000 (GK 25)
 - Normalkartierung
 - Übersichtskartierung
- Karte der Historischen Landnutzung
- Karte der ursprünglichen Moorverbreitung 1 : 25.000 (MOOR 25)
- Forstliche Standortkartierung
- Karte der Tiefumbruchflächen
- Reliefauswertung mit dem System zur Automatischen Relief-Analyse (SARA) (Köthe & Lehmeier 1993)

3. Umsetzung

Um die Homogenität der Kartenserie BÜK 50 von vornherein zu gewähr-

leisten, mußte ein übergeordnetes Kriterium ausgewählt werden, das als Grundgerüst der Flächengliederung diente. Hierfür wurde zum einen die in der BSK 200 vorgegebene Landschaftsgliederung genutzt, zum anderen wurden die Grenzen der geologischen Karten herangezogen, da diese als einzige flächendeckend für Niedersachsen in einer verwertbaren Genauigkeit vorhanden waren und die Geologie zudem wichtige Informationen zum Ausgangssubstrat der Bodenbildung liefert. Diese Vorlagen wurden dann auf die Arbeitsgrundlage übertragen. Arbeitsgrundlage (= Arbeitsmaßstab) bei der Erstellung der BÜK 50 war die Topographische Karte 1 : 25.000 (TK 25). Im weiteren Verlauf wurden alle anderen oben aufgeführten Informationsquellen in den Arbeitsmaßstab 1 : 25.000 eingearbeitet, bis dem Zielmaßstab 1 : 50.000 entsprechende, bodenkundlich relativ reine Areale auszuscheiden waren. Aus technisch-kartographischen Gründen

einerseits und um ein einheitliches Vorgehen der Bearbeiter andererseits zu gewährleisten, wurden maßstabsangepasste Flächenmindestgrößen festgelegt: so sollten Areale 1cm² auf der Karte (BÜK 50) nicht unterschreiten, dies entspricht in Wirklichkeit 250.000 qm (500 m x 500 m) oder 25 ha. Täler sollten auf der Karte eine Mindestbreite von 2 mm haben, dies sind in der Natur 100 m.

Die Grenzentwürfe auf der Arbeits-

grundlage wurden anschließend in den endgültigen Ausgabemaßstab 1 : 50.000 verkleinert. Diese Vorgehensweise berechtigt bei Auswertungen **nicht** den umgekehrten Weg zu beschreiten, da die Flächengrößen und die inhaltliche Konzeption spezifisch auf den Ausgabemaßstab 1 : 50.000 ausgerichtet waren (d.h. durch technische Vergrößerung ist **keine** größere Aussagegenauigkeit zu erzielen, siehe auch Abbildung 2)!

Für diese Flächen des Grenzentwurfes wurde dann ein charakteristisches Bodenprofil zur Flächenbeschreibung ausgewählt. Hierfür standen die in der Datenbank bereits vorhandenen Bodenprofile der BSK 200 zur Verfügung. Diese konnten nur einen kleinen Teil des ermittelten bodenkundlichen Inventars abdecken. Es mußten daher aus anderen Quellen Profile herangezogen werden, die dann nach entsprechender Anpassung in die Datenbank übernommen wurden. Die ergänzenden Profile wurden i.d.R. aus vorhandenen Bodenkarten entnommen. Am Ende war eine abgeschlossene Generallegende zum Kartenwerk BÜK 50 aufgebaut. Die Flächen der BÜK 50 wurden nur mit **einem** Leitprofil beschrieben, die dazugehörigen Bodenvergesellschaftungen wurden **nicht** angegeben. Die Beschreibung der Bodenvergesellschaftung bleibt der Fortführung der Kartenserie vorbehalten.

Die inhaltliche Beschreibung der BÜK 50 erfolgte nach der zum Zeitpunkt der Erstellung gültigen 3. Auflage der Kartieranleitung (KA3). Eine Umstellung auf den Standard der 4. Auflage der Kartieranleitung (KA4) wird im Rahmen der Fortschreibung vorgenommen.

In der Bodenkunde erfolgt die Benennung der Kartiereinheiten in Abhängigkeit von der Maßstabsebene (siehe KA3). So werden Areale in kleinmaßstäbigen Übersichtskarten in der Regel nach der in der Bodenvergesellschaftung vorherrschenden höheren bodensystematischen Einheit benannt. In der BÜK 50 wurden die Flächen meist mit einem Typ (z.B. Braunerde, Gley) oder einem Subtyp (z.B. Gley-Braunerde, Gley-Podsol), beschrieben. Eine weitere Untergliederung in Varietäten und Subvarietäten (z.B. Mittlerer Podsol mit fester Orterde; Flacher Gley, stark grundnaß), wie es bei der Bodenkarte 1 : 25.000 üblich ist, fand nicht statt.

Die am Anfang der Entwicklung der BÜK 50 genutzte klimatisch-landschaftliche Gliederung (siehe Boess & Müller 1989) wurde im Laufe der Entwicklung zugunsten einer lithogenetischen Gliederung aufgegeben (KA4), um damit auch bundeseinheitlichen Entwicklungen Rechnung zu tragen. Diese Gliederung findet sich auch in den Kartenlegenden der BÜK 50 in Form von Überschriften wieder, so daß der Nutzer jeweils sofort erkennen kann, in welchem Landschaftsraum die betreffende Einheit auftritt (siehe auch Gehrt 1995).

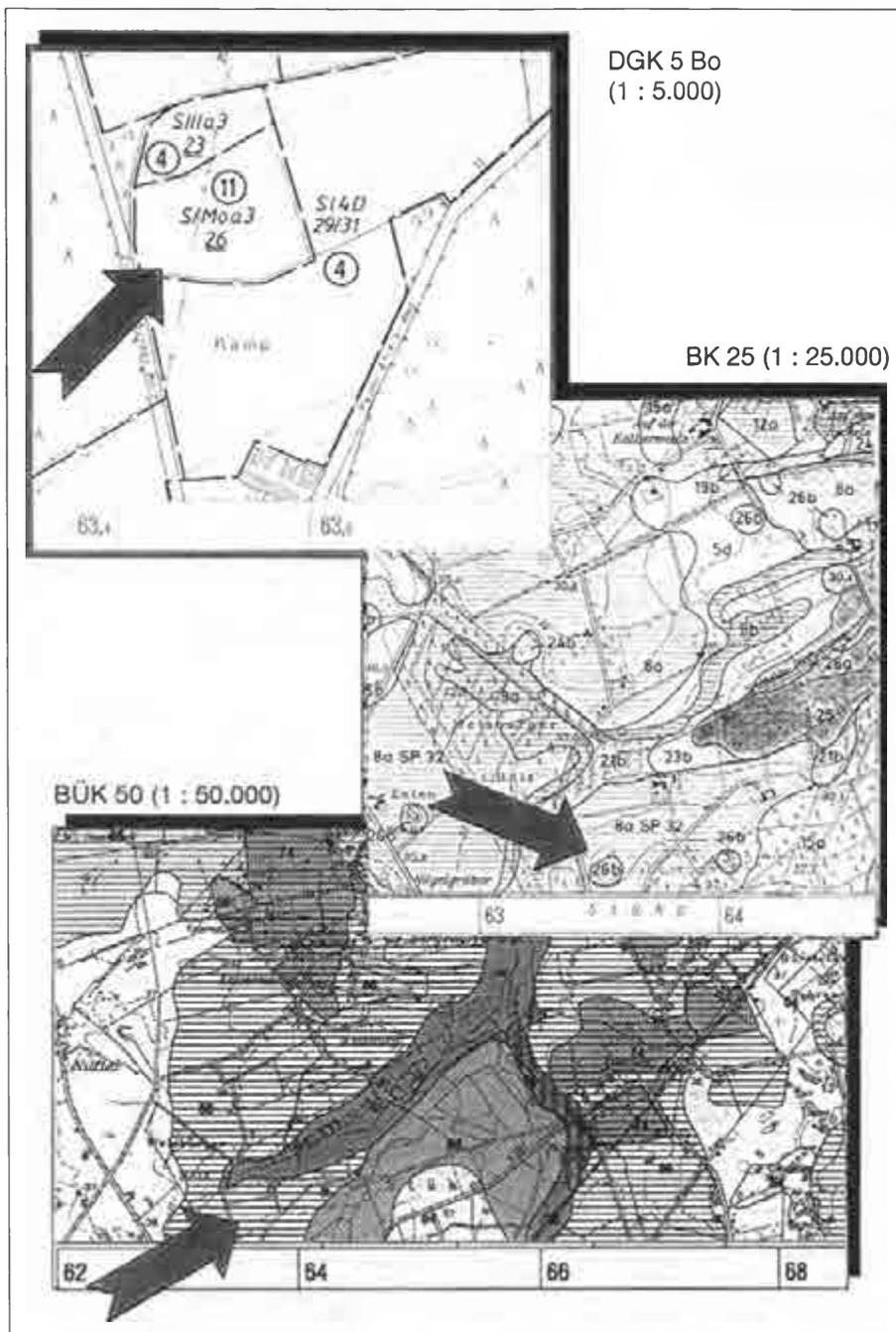


Abb. 2: Auswirkung der Generalisierung auf die Darstellung in den unterschiedlichen Maßstabsebenen

4. Aussage- und Auswertungsge- nauigkeit

Die zur Erstellung der BÜK 50 herangezogenen Informationsgrundlagen besitzen unterschiedliche Genauigkeit und Aussagekraft, da die

- Quellen in unterschiedlich räumlich auflösender Qualität vorlagen (z.B. Geologie, Historische Karten),
- Quellen nur für Teilbereiche des Landes Niedersachsen vorhanden waren (z.B. Bodenschätzung, Bodenkarten),
- Quellen aufgrund ihrer hohen Informationsdichte nur nach digitaler Aufarbeitung sinnvoll nutzbar waren, aber nur zum Teil digital verfügbar waren (z.B. Bodenschätzung) oder
- Quellen nur einen Teil des Phänomens erfaßten (z.B. Tiefumbruchflächen).

Um eine einfache und schnelle Auswertung der BÜK 50 für alle Fragen des Umwelt- und Bodenschutzes zu ermöglichen, wurden die Flächen zunächst nur mit einem Leitprofil beschrieben. Dies bewirkte in Landschaften mit sehr heterogener Bodenausbildung, daß naturgemäß mit einem einzelnen Bodenprofil diese Vielfalt in der Karte nicht hinreichend genau beschrieben werden konnte. Hierbei muß auch berücksichtigt werden, daß durch den Maßstab und die Mindestdarstellungsgröße keine punktgenauen Aussagen möglich sind. So können zum Beispiel kleinere Bodenareale wie schmale Tälchen, Moore in Toteislöchern oder Ausblasungssenken (Schlatts) u.a. trotz ihrer Charakteristik für gewisse Landesteile aufgrund ihrer Flächengröße nicht ausgewiesen werden und sind auch wegen der Legendenstruktur (es wird nur ein flächencharakteristischer Leittyp ohne Begleittypen angegeben) nicht in der Flächenbeschreibung berücksichtigt. Hier muß generell auf den Übersichtscharakter der Kartenserie verwiesen werden. Entsprechend können die aus dieser Kartenserie abgeleiteten Auswertungen nur eine vorherrschende Tendenz der Bodenentwicklung wiedergeben. Extremstandorte und seltene Böden sind daher in der Regel in dieser Kartenserie nicht enthalten. Das schränkt die Auswertbarkeit diesbezüglich entsprechend ein.

Welche Auswirkungen die Generalisierung auf den Inhalt der ausgewiesenen Flächen hat, ist exemplarisch an einem Beispiel aus dem Raum Hatten bei Oldenburg in der Abbildung 2 darge-

stellt. In der Region treten verbreitet rundliche Hohlformen (Schlatts) mit Durchmesser von etwa 100 m – 150 m auf, die sekundär vermoort sind. Während in der Bodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung (DGK 5 Bo; Legenden-Nr. 11) und in der Bodenkarte 1 : 25.000 (BK 25; Legenden-Nr. 26b) die für die Landschaft charakteristischen Schlatts noch ausgewiesen werden konnten, sind sie in der BÜK 50 nicht mehr darstellbar.

5. Verfügbarkeit der Daten

Alle Datenbestände zur Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) werden im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS), Fachinformationssystem Boden (FIS Boden), bereitgehalten. Eine ausführliche Beschreibung der Datenstruktur und des Datenmodelles erfolgt im Erläuterungsheft zur BÜK 50 (Boess et al. 1999).

Die Karten der BÜK 50 können (im Blattschnitt der TK 50) als Plotausgaben beim Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung käuflich erworben werden (**). Auf Wunsch werden auch Ausschnittskarten (z.B. von Gemeinden, Landkreisen u.a.) aus einer oder mehreren BÜK 50 erstellt.

Die digitale Abgabe von Bodenkarten kann wahlweise als reines ARC/INFO-Exportfile inklusive aller Sachdaten des Blattes in INFO-Tabellen oder als ARC/INFO-Exportfile mit der Geometrie und einer ACCESS-Datenbank mit den Sachdaten geschehen. Desweiteren können die geometrischen Daten auf speziellen Wunsch in anderen, von ARC/INFO unterstützten Datenformaten (z.B. Shape-Format) abgegeben werden. Die Sachdaten können auch als ASCII-Text oder EXCEL-Tabellen geliefert werden.

Entsprechendes gilt auch für Auswertungskarten auf Grundlage der BÜK 50.

Die Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 ist flächendeckend für Niedersachsen auf der CD »Böden in Niedersachsen 1 : 50.000« erhältlich (**). Durch die mitgelieferte Software sind vielfältige Visualisierungs- und Recherchemöglichkeiten gegeben.

6. Fortführung

Die BÜK 50 kann aufgrund ihrer digitalen Datenhaltung jederzeit fortge-

führt werden, soweit sich solche Änderungen im Rahmen der vorgegebenen Inhaltsstrukturen des NIBIS bewegen. Fehler, Ungenauigkeiten werden so beseitigt, gravierende neue Erkenntnisse nach Bedarf eingearbeitet.

Mittelfristig wird die Kartenserie BÜK 50 durch eine »Bodenkarte 1 : 50.000 (BK 50)« abgelöst, die sukzessive aus den dann vollständigen und flächendeckend vorliegenden digitalen bodenkundlichen Basisdaten (siehe Abb. 1) abgeleitet sein wird. Dieses Kartenwerk wird sich stärker an die bereits in der BK 25 verwirklichte Struktur angleichen. Dies bedeutet, die ausgeschiedenen Bodenareale werden je nach »Reinheit der Flächen« mit einem oder mehreren Bodenprofilen beschrieben. Es werden dann empirisch bzw. statistisch ermittelte Flächenanteile zu den einzelnen in einem Areal vertretenen Bodentypen angegeben, um späteren Auswertungen eine erhöhte Aussagegenauigkeit zu ermöglichen.

Die wichtigsten, der Maßstabsebene angepaßten Reliefelemente mit ihren dazugehörigen Böden werden in die neuen Karten eingearbeitet.

Es ist desweiteren beabsichtigt, die Darstellung der Siedlungsflächen neu zu gestalten (Boess et al. 1999, *NLFB* 1999). So wird zukünftig bei Siedlungsflächen generell der Versiegelungsgrad angegeben und dargestellt. Nach Integration der ATKIS-Daten werden die Grenzen der Siedlungsflächen und der Versiegelungsgrad automatisch ermittelt.

Zusammenfassung

Abgesehen von den oben beschriebenen Einschränkungen, ist es mit der Erstellung der BÜK 50 gelungen, eine für die Planungsebene 1 : 50.000 hinreichend genaue, abgeschlossene digitale Kartenserie für Niedersachsen flächendeckend zur Verfügung zu stellen. Alle in den Karten auftretenden Bodenprofile sind mit zahlreichen Detailinformationen in einer digitalen »Generallegende der Bodenprofile der BÜK 50« abgelegt. Diese Generallegende ist in ihrer Struktur und ihrem inhaltlichen Aufbau eng mit der parallel dazu entwickelten digitalen »Methodenbank von Niedersachsen« (Müller 1997) abgestimmt. Dies ermöglicht die schnelle Auswertung aller Daten für viele Fragen des Umwelt- und Bodenschutzes. Ferner ist durch den Zugriff auf eine einheitliche

Datenbasis und der Verwendung von einheitlichen Methoden eine landesweite Vergleichbarkeit der auf dieser Basis erarbeiteten Fachbeiträge u.a. für die Landschaftsplanung gewährleistet.

7. Literaturverzeichnis

- AG Bodenkunde*, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung (KA3). - 3. Aufl.: 331 S.; Hannover.
- AG Boden*, 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4). - 4. Aufl.: 392 S.; Hannover.
- Boess, J., Kues, J.*, 1987: Das Bodenkataster von Niedersachsen – ein Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 53: 119 - 122; Göttingen.
- Boess, J., Müller, U.*, 1989: Erläuterungsheft zur digitalen Bodenkundlichen Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 200.000 (BSK 200). – Arch. Nds. L.-Amt Bodenforsch., 107 998; Hannover.
- Boess, J., Müller, U., Sbresny, J.*, 1999: Erläuterungsheft zur digitalen Bodenkundlichen Übersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) von Niedersachsen. – Arb.-H. Boden.; 0Hannover. – (In Druckvorber.)
- Eckelmann, W., Müller, U.*, 1989: Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für Auswertungsfragen zum Bodenschutz. I Das Prinzip. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 59: 873 - 876; Göttingen.
- Fachbereich Bodenkunde Des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLfB), (Hrsg.)*, 1997: Böden in Niedersachsen, - 125 S.; Hannover.
- Gehrt, E.*, 1995: Bodenkundliche Übersichtskarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 500 000. - Hannover.
- Heineke, H. J.*, 1987: Das Bodeninformationssystem Niedersachsen (NIBIS). - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 53: 757 - 763.; Göttingen.
- Heineke, H. J.*, 1991: Zur Systemarchitektur des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS, Teil: Fachinformationssystem Bodenkunde. – Geol. Jb., A126: 47 - 57; Hannover.
- Heineke, H. J., Bartsch, H.-U.*, 1994: Das Fachinformationssystem Bodenkunde im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS). – N. Arch. f. Nds., 2/94: 63 -78; Hannover.
- Klausing, Ch., Ostmann, U.*, 1993: Bodenübersichtskarte von Niedersachsen im Maßstab 1 : 50.000 (BÜK 50). - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 72: 971 - 972; Göttingen.
- Köthe, R., Lehmeier, F.*, 1993: SARA - Ein Programm zur Automatischen Relief-Analyse. – Standort – Z. f. Angew. Geogr., 4/93: 11 - 21; Köln.
- Kues, J., Oelkers, K.-H.*, 1996: Die Böden in Niedersachsen – Potentiale, Empfindlichkeiten und Schutz. – Nds. Akad. Geowiss. Veröff., 11: 18 - 34; Hannover.
- Müller, U.*, 1997: Auswertungsmethoden im Bodenschutz – Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). – Techn. Ber. NIBIS, 6. Aufl.: 332 S.; Hannover.
- Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB) (Hrsg.)*, 1999: Ausgabestandards der Flächendatenbank des NIBIS.- Arb.-H. Boden.; Hannover. – (Im Druck.)
- Oelkers, K.-H.*, 1993: Führung der Bodenschätzungsdaten beim Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung. – Nachr. Nds. Vermessungs- u. Katasterverw., 4: 242 - 261; Hannover.
- Oelkers, K.-H., Voss, H.-H.*, 1998: Konzeption, Aufbau und Nutzung von Bodeninformationssystemen: Das Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS Boden) des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS. – In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harress, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz; Berlin (E. Schmidt).

Anschrift des Verfassers

Dr. Jürgen Boess
Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2
30655 Hannover

Die nacheiszeitliche Waldentwicklung in Norddeutschland und deren mögliche Beeinflussung durch die Fauna

von Hansjörg Küster

Grundlagen der Pollenanalyse

Die Entwicklung der Vegetation seit der letzten Eiszeit läßt sich durch Pollenanalysen erschließen. Der Torf der Moore enthält die außerordentlich haltbaren und gut bestimmmbaren Außenwände von Pollenkörnern, die von den Pflanzen in der Umgebung des Moores hervorgebracht wurden. Pollenablagerungen in Mooren sind daher ziemlich genaue Abbilder der Vegetation in ihrer Umgebung. Weil Torf mit Pollenablagerungen über lange Zeit kontinuierlich gebildet wurde, läßt sich aus einem Pollenprofil die Entwicklung der Vegetation im Lauf der Zeit ableiten.

Die Grundzüge der Vegetationsentwicklung im Zeitraum nach der letzten Eiszeit sind seit Jahrzehnten bekannt (vgl. u.a. Lang 1994, Pott 1993, Küster 1995, 1998). Sie sollen hier nur kurz dargestellt werden, und zwar auf der Basis der Interpretation eines Pollendiagramms aus der Lüneburger Heide, das von Pott (1999) publiziert wurde (Abb. 1). Als Folge der spätglazialen Erwärmung der Klimas breiteten sich Pioniergehölze in einer zuvor nur von Gräsern, Kräutern und Zwergsträuchern gebildeten Vegetation aus. Weiden und Birken waren die ersten dieser Gehölze, bald trat auch die Kiefer hinzu, die vor allem in den kontinentaleren Gebieten konkurrenzkräftiger als die Birke war, so daß es zu einer ersten Differenzierung der Vegetation kam: Im Nordwesten, also in der Nähe des Meeres, dominierte die Birke, weiter im Landesinneren die Kiefer (Küster 1993). Die Kiefer blieb im kontinentalen Gebiet auch später dominant; im Westen, auch in der Lüneburger Heide war bald die Hasel das vorherrschende Gehölz (Küster 1993, 1998a). Auf grundwassernahen Standorten bildete sich nach Auskunft des Pollendiagrammes ein Erlenbruchwald. Eiche, Ulme und Linde breiteten sich etwas später aus, wobei leider auf Grundlage der Pollenanalyse nicht festgestellt werden kann, welche Arten dieser Bäume

vorherrschten; die einzelnen Arten von Eichen, Ulmen und Linden können nämlich auf pollenanalytischem Wege nicht bestimmt werden. Einige Jahrtausende später verloren Ulme und Linde allmählich an Bedeutung, während die Eiche ein wichtiger Bestandteil der Vegetation blieb. Der Anteil der Hasel an den Pollenspektren ging zurück, als die Buche schließlich zu größerer Bedeutung kam. Wenig später wurde auch die Hainbuche im Gebiet heimisch.

Das Pollendiagramm zeigt, wann Ackerbau und Viehhaltung im Gebiet aufkamen. Dies ist an Ablagerungen von Getreidepollen und von Blütenstaub bestimmter Unkräuter zu erkennen. Das Vorkommen von Pollen des Spitzwegerichs verweist nicht nur auf die Existenz von Grünland, sondern auch von Äckern, denn die Pflanze gedeiht auch auf Getreidefeldern und Brachen, besonders dann, wenn wie in vorgeschichtlicher Zeit die Schollen eines Ackers bei der Bodenbearbeitung nicht gewendet wurden, sondern die Oberfläche lediglich angeritzt wurde, so daß einzelne Bereiche - wie heute im Grünland - nur durch Mahd, nicht aber durch Umbrechen des Bodens beeinflußt wurden. Erste Pollenkörner des Spitzwegerichs wurden für das 3. vorchristliche Jahrtausend festgestellt, also für das Jungneolithikum, genau die Phase, in der auch nach Ansicht der Archäologen Ackerbau und Viehhaltung in der norddeutschen Geest begonnen haben.

Grundsätze der Interpretation von Pollendiagrammen

Grundsätzlich zeigt sich bei der Betrachtung eines Pollendiagrammes, daß man es zwar in einzelne Zeitabschnitte einteilen kann, um es besser beschreiben zu können, daß es aber nicht in klar definierte Phasen zerfällt. Vielmehr stellt sich heraus, daß sich die Vegetation in den letzten Jahrtausenden unablässig wandelte. Als ein wichtiges Resultat der

Pollendiagramme muß herausgestellt werden, daß sie Belege für die kontinuierliche Dynamik der Vegetation sind (Küster 1998b).

Dies muß – auch und gerade im Zusammenhang mit einer Diskussion über den Begriff der potentiellen natürlichen Vegetation – zunächst einmal festgestellt werden, bevor darüber nachgedacht wird, was denn diese Dynamik hervorgerufen haben mag. In vielen pollenanalytischen Arbeiten aus früherer Zeit ging man einen anderen Weg. Firbas (1949, 1952) und anderen kam es zunächst einmal darauf an, Pollendiagramme zeitlich zu gliedern, und zwar als Basis für eine Gliederung der mitteleuropäischen Vegetationsgeschichte, die Firbas monographisch darstellte. Die auf diese Weise aufgestellte Epochengliederung der Pollendiagramme wurde mit klimageschichtlichen Modellen parallelisiert; beispielsweise wurde die größere Bedeutung von Hasel, Ulme und Linde in früheren Jahrtausenden als ein Beleg für eine wärmere Klimaphase in der Mitte der Nacheiszeit angesehen. Die spätere Ausbreitung der Buche wurde als Folge einer Klimaverschlechterung betrachtet. Heute zeigt sich mehr und mehr, daß das Klima zwar vielleicht vor 5000 bis 8000 Jahren geringfügig wärmer gewesen ist als heute, daß aber die Bedeutung von Hasel, Ulme und Linde nicht überall zur gleichen Zeit zurückging und daß sich vor allem die Buche nicht überall zur gleichen Zeit ausbreitete (Küster 1988, 1996, Pott 1992, 1999). Es mag also Klimaveränderungen gegeben haben; die Vegetation veränderte sich aber nicht als unmittelbare Folge davon. Klimatische Veränderungen sind nicht die hauptsächlichste Ursache für die Dynamik, die durch ein Pollendiagramm angezeigt ist. Auch ohne Veränderungen der Außenbedingungen würde sich Vegetation unablässig wandeln.

Es muß davon ausgegangen werden, daß sich Pflanzentaxa ausbreiteten, so lange die Bedingungen dafür günstig waren und stärkere Konkurrenten nicht auftraten. Die Eiche breitete sich zunächst auf Kosten von Kiefer und Birke aus, später wurde sie auch zu Zeiten häufiger, in denen die Pollenprozentwerte von Ulme, Linde und Hasel geringer wurden. In ihrer Verbreitung wurde die Eiche eingeschränkt, als sich zuerst die Buche, dann die Hainbuche ausbreitete. Das bedeutet: Die Eiche war auf vielen Standorten der stärkste Konkurrent,

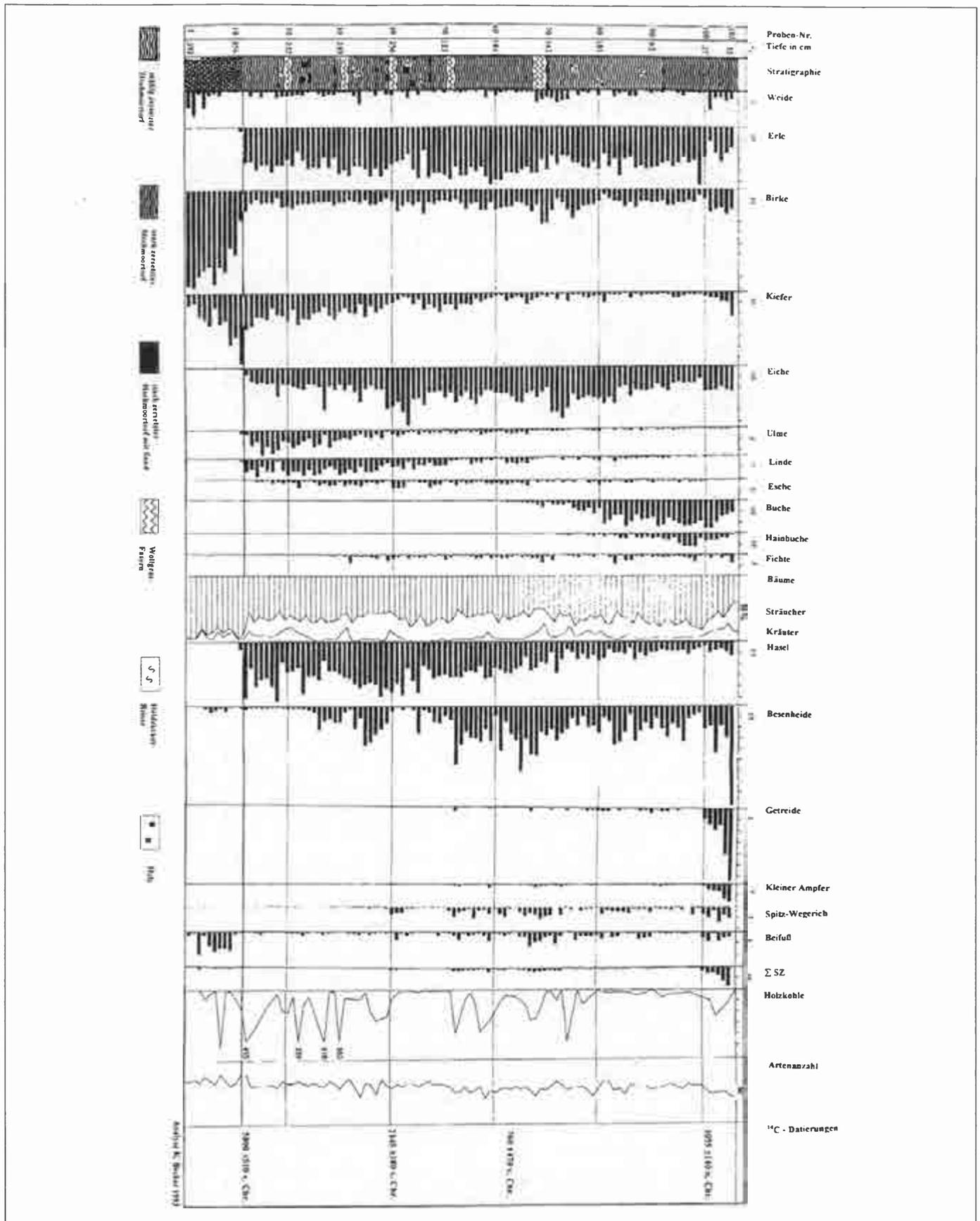


Abb. 1: Pollendiagramm aus der Lüneburger Heide (aufgetragen sind die Prozentwerte bestimmter Pollentypen gegen die Tiefe des Profils bzw. gegen die Zeit; nähere Erläuterungen im Text. Aus Pott 1999).

solange Buche und Hainbuche nicht vorhanden waren. Buche und Hainbuche waren ihr überlegen. Vor der Ausbreitung von Buche und Hainbuche konnte sich auch die Hasel gut behaupten.

Bis zum Beginn der Ausbreitung der Buche unterschied sich die Entwicklung der Vegetation kaum von derjenigen in der letzten Zwischeneiszeit: Auch in früheren Wärmeperioden breiteten sich zunächst die Pioniergehölze, dann andere Baumarten wie beispielsweise die Eiche aus. Die Vegetationsentwicklung lief also in der Anfangszeit jeder Wärmeperiode im Quartär prinzipiell ähnlich ab. Es wird immer wieder behauptet, eine völlige Bewaldung in der Nacheiszeit sei nur deswegen zustande gekommen, weil große, Pflanzen fressende Säugetiere (sogenannte Megaherbivoren) in der frühen Nacheiszeit durch Jäger ausgerottet wurden und das Aufkommen der Bäume daher nicht verhindert werden konnte. Es ist nicht auszuschließen, daß tatsächlich einige Tierarten von steinzeitlichen Jägern zu Beginn der Nacheiszeit ausgerottet wurden. Doch besteht kein Kausalzusammenhang zur Vegetationsentwicklung, weil mit und ohne den Einfluß von Großtierjägern und Megaherbivoren die Vegetationsentwicklungen zu Beginn des letzten Interglazials und zu Beginn der Nacheiszeit gleich verliefen. Unter den klimatischen Bedingungen einer quartären Warmzeit kann sich also in jedem Fall geschlossener Wald bilden, ganz gleich, ob große Säugetiere und ihre Jäger die Vegetationsentwicklung beeinflussen oder nicht.

Bei der Überführung eines Offenlandes in Wald wird zwangsläufig der Wuchsraum für heliophile Kräuter eingeschränkt. Licht liebende Pflanzen können nur an wenigen Stellen in einer bewaldeten Gegend vorkommen. Dennoch gibt es diese Stellen, und zwar oberhalb der Waldgrenze, auf Felsköpfen und steilen Hängen sowie in Fluß- und Moorniederungen und an der Meeresküste. An allen diesen Orten gab es aber niemals von Natur aus ein klar begrenzbares gehölzfreies Gebiet, sondern es stellten sich ganz allmähliche Übergänge zwischen Wald und Offenland ein. Abrupte Waldränder sind ein Kennzeichen der vom Menschen beeinflussten Landschaft; von Natur aus bestehen sie in aller Regel nicht (vgl. Küster 1998a). Nur ganz wenige Individuen von Licht liebenden Taxa überdauern eine Periode mit dichter Bewaldung. Läßt die Bewal-

dungsdichte nach, können sich die Licht liebenden Kräuter sofort massenhaft ausbreiten.

Im Gegensatz zum letzten Interglazial breitete sich in der Nacheiszeit die Buche in Mitteleuropa aus; sie wurde zum dominanten Waldbaum in sehr vielen Gebieten, und man hält in vielen Regionen Buchenwälder für die potentielle natürliche Vegetation. Sicher gilt: Würde die Nutzung der Landschaft nachlassen, würde die Buche in vielen Gebieten Mitteleuropas zu größerer Bedeutung kommen. Ob diese Entwicklung aber als ein Teil von Prozessen angesehen werden kann, die von Anfang an »natürlich« (also nicht vom Menschen beeinflusst) gewesen sind, muß bezweifelt werden.

Es fällt nämlich auf, daß die Buche erst zu einer Zeit Terrain gewann, für die auf pollenanalytischem Wege Ackerbau und Viehhaltung und damit auch seßhafte Lebensweise einer bäuerlichen Kultur nachgewiesen wurden. Dies ist auch in anderen Gegenden Mitteleuropas der Fall (Küster 1996, 1997). Bäuerliche Kulturen waren darauf angewiesen, den geschlossenen Wald Mitteleuropas zurückzudrängen: Zum einen brauchten die Bauern das Holz zum Hausbau sowie zum Heizen und Kochen, zum anderen mußten Freiflächen in den Wäldern geschaffen werden, damit für einige Monate im Jahr die für den Anbau von Getreide und anderen Kulturpflanzen aus den Subtropen erforderlichen Standortverhältnisse auch in der gemäßigten Zone simuliert werden konnten. Alle angebauten Pflanzen konnten nur in voller Sonne gedeihen. Archäologische Untersuchungen zeigen uns, daß in vorgeschichtlicher Zeit die einzelnen Siedlungen und ihre Wirtschaftsflächen nur einige Jahrzehnte besiedelt bzw. bearbeitet wurden; anschließend wurden die Flächen aufgegeben, und man legte an anderen Ort neue Siedlungen und Äcker an (Hvass 1982, Küster 1995, 1998a). Auf den verlassen Plätzen kam es zu einer Sekundärsukzession von Wald. Das heißt, es konnte sich erneut ein Wald bilden, in dem sich selbstverständlich die auch zuvor schon an Ort und Stelle vorgekommenen Gehölzarten ausbreiten konnten, in dem aber auch Pflanzen empor kamen, die es zuvor dort noch nicht oder nur in geringer Zahl gegeben hatte. Es muß daran gedacht werden, daß aufgegebene Siedlungsplätze attraktiv für verschiedene Wildtiere waren, die Fruch-

te und Samen zoochorer Taxa auf die zuwachsende ehemalige Siedlungsfläche brachten. Darunter könnten auch Bucheckern gewesen sein. Nach Auskunft der Pollendiagramme ist jedenfalls die Buche im Zuge der an vielen Orten nacheinander ablaufenden Sekundärsukzessionen von Wäldern begünstigt worden. Es ist typisch, daß die Buchenausbreitung lange Zeit in Anspruch nahm. Im hier besprochenen Pollendiagramm aus der Lüneburger Heide wurde die Buche in einem Zeitraum von etwa 2000 Jahren allmählich häufiger, und zwar von der Zeit um etwa 1000 vor Chr., also bald nach dem Einsetzen bäuerlichen Wirtschaftens, bis ins Mittelalter hinein. In dieser Zeit sind Siedlungen und ihre Wirtschaftsflächen immer wieder verlagert worden, und es kam immer wieder zu Sekundärsukzessionen von Wäldern. Mit der Diskontinuität der Besiedlung in dieser Zeit mag zusammenhängen, daß Getreidepollen nicht in jedem Spektrum des Profils beobachtet wurde; dies könnte aber auch darauf zurückzuführen sein, daß die Besiedlungsdichte noch allgemein so gering war, daß nur sehr wenig Blütenstaub von Getreide in den Pollenniederschlag geriet.

Im Mittelalter wurde die Besiedlungsintensität stärker, und die Siedlungen mit ihren Feldfluren blieben in aller Regel ortsfest. Immer mehr Wälder wurden in kurzen zeitlichen Abständen immer wieder genutzt. Es bildeten sich allmählich Niederwälder heraus. Vor allem dadurch wurde die Ausbreitung einer Baumart begünstigt, die aus Baumstümpfen immer wieder austreiben kann, nämlich die Hainbuche. Dies ist im hier besprochenen Pollendiagramm klar zu erkennen; auch dies ist ein in Mitteleuropa allgemein zu beobachtendes Phänomen. Im Gefolge der Nutzungsintensivierung wurden buchenreiche Wälder durch hainbuchenreiche ersetzt (Pott 1981, 1993, Küster 1996, 1997). Die Intensivierung der Waldnutzung in der Nähe ortsfester Siedlungen führte dazu, daß die Buche allmählich seltener wurde. Seit dem Beginn des Mittelalters, der Zeit also, in der das völlig ortsfeste Siedeln üblich wurde, konnte sich die Buche in Europa nicht weiter ausbreiten, und ihre heutigen Verbreitungsgrenzen sind diejenigen, die sie zu Beginn des Mittelalters erreicht hatte (Küster 1996, 1997, 1998a).

Im Mittelalter und in der Neuzeit nahm der Druck auf die Wälder rasch

erheblich zu. Holz war bis zum Beginn der Industrialisierung der wichtigste Brennstoff und einer der wichtigsten Baustoffe. Wälder wurden vom Menschen immer weiter zurückgedrängt, und Holz wurde in vielen Gebieten Mitteleuropas zur Mangelware. Licht liebende Pflanzen, die in den Wäldern nur an wenigen Stellen vorgekommen waren, breiteten sich aus und bildeten beispielsweise baumlose Zwergstrauchheiden auf den devastierten Flächen. Die entstehende Forstwissenschaft wandte sich gegen die bedrohliche Zurückdrängung der Wälder, indem sie das Prinzip der Nachhaltigkeit entwickelte und praktizierte: Nur so viel Holz durfte den Wäldern entnommen werden, wie zur gleichen Zeit nachwuchs (Küster 1998a). Als dann nach der Erfindung der Dampfmaschine Kohle in tiefen Stollen erschlossen werden konnte, ließ der Nutzungsdruck auf die Wälder nach (Küster 1995). Wald konnte systematisch wieder aufgebaut werden. Im hier besprochenen Pollendiagramm ist im obersten Spektrum die Zunahme der Kiefer angezeigt; weite Bereiche der sandigen Geest Norddeutschlands wurden mit Kiefern bepflanzt.

Konsequenzen aus den Pollendiagrammen: Gibt es eine potentielle natürliche Vegetation?

Aus den Pollendiagrammen ergibt sich, daß es eine starre potentielle natürliche Vegetation im Sinne einer Schlußgesellschaft nicht gibt. Vielmehr wird eine immerwährende Dynamik der Vegetation angezeigt. Starre oder stabile Vegetationszustände, die mit denen einer Schlußgesellschaft vergleichbar wären, hat es nie gegeben, und es ist nicht sehr wahrscheinlich, daß sie einmal eintreten werden. Dennoch: Die potentielle natürliche Vegetation ist definiert, und zwar als diejenige Vegetation, die sich einstellen würde, wenn der Einfluß des Menschen schlagartig aussetzen würde (z.B. Tüxen 1956). Wenn Buchenwälder in vielen Gegenden als die sogenannte potentielle natürliche Vegetation angesehen werden, so ist dies durchaus richtig. Denn unter den gegebenen Umständen breiten sich auch heute immer wieder Buchenwälder aus, wenn die Nutzung der Wälder nachläßt. Dies ist auch schon in vergangenen Jahrtausenden der Fall gewesen. Immer dann, wenn

die Buche eine gewisse »Starthilfe« erhalten hatte und die Nutzung der Wälder nachließ, wurde sie häufiger. Dann nämlich legte sie ein perfektes Ausbreitungsverhalten an den Tag, in dem sie sich gegenüber praktisch allen anderen Pflanzenarten in Mitteleuropa als dominierender Konkurrent auszeichnete. Nahm aber die Nutzungsintensität zu, wurde die Buche zurückgedrängt.

Es ist also gewiß richtig, bei einer nachlassenden Waldnutzung heute von einer fortschreitenden Ausbreitung der Buche auszugehen, und zwar über die ihr bisher »zugebilligten« Verbreitungsgrenzen hinaus (Leuschner 1998). Die sich nach einer Nutzungsabschwächung potentiell einstellenden Wälder sind also in weiten Teilen Europas sicher Buchenwälder, was auf den Karten zur potentiellen natürlichen Vegetation völlig richtig konstatiert wird. Aber diese Vegetation ist nur in der Theorie existent, da ja nicht starre, sondern dynamische Zustände von Vegetation auch in Zukunft ablaufen werden, deren weitere Abläufe wir nicht kennen, die aber auf jeden Fall den Zustand einer Schlußgesellschaft nie erreichen werden. Und »natürlich« ist die sich bei nachlassender Nutzung einstellende Vegetation auf jeden Fall auch nicht zu nennen. Denn die Entwicklung der Vegetation Mitteleuropas ist seit Jahrtausenden bereits vom Menschen beeinflusst. Bezieht man den Menschen in natürliche Ökosysteme nicht mit ein, sind die Wälder Mitteleuropas schon seit Jahrtausenden nicht mehr natürlich zusammengesetzt. Sie enthalten größere oder kleinere Anteile an Buche und Hainbuche, von Gehölzen also, die sich ohne die Mitwirkung des Menschen mutmaßlich nicht derart weit verbreitet hätten, wie dies heute der Fall ist. Vielleicht wäre es auch ohne die Einwirkung des Menschen zu einer Ausbreitung dieser Gehölze gekommen; doch wissen wir dies nicht, und auf jeden Fall wäre sie erheblich langsamer verlaufen, denn in geschlossenen Eichenwäldern können sich kaum massenhaft junge Buchen durchsetzen.

Schluß

Als wichtigstes Resultat der Pollenanalysen muß also hervorgehoben werden, daß sich damit die tatsächlich abgelaufene Dynamik der Vegetation nachweisen läßt. Mit diesem Resultat

läßt sich folgern, daß Dynamik auch in Zukunft kennzeichnend für die Entwicklung von Vegetation sein wird. Es zeigt sich, unter welchen Bedingungen die Buche, unter welchen die Hainbuche gefördert wurde. Dies läßt sich zu den aktuellen Verhältnissen der Vegetationsentwicklung in Beziehung setzen: Zweifelsohne breitet sich die Buche immer dann aus, wenn Nutzung nachläßt, und bei zunehmender Nutzung wird die Buche benachteiligt, wohingegen die Hainbuche in ihrer Ausbreitung gefördert wird.

Literaturverzeichnis

- Firbas, F.*, 1949: Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Erster Band. – Gustav Fischer, Jena. 480 S.
- Firbas, F.*, 1952: Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Zweiter Band. – Gustav Fischer, Jena. 256 S.
- Hvass, S.*, 1982: Ländliche Siedlungen der Kaiser- und Völkerwanderungszeit in Dänemark. – *Offa* 39, 189-195.
- Küster, H.*, 1988: Vom Werden einer Kulturlandschaft. – *VCH/Acta humaniora*, Weinheim. 214 S.
- Küster, H.*, 1993: Die Entwicklung der montanen und subalpinen Heiden Mitteleuropas in vegetationsgeschichtlicher Sicht. – *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 5, 77-90.
- Küster, H.*, 1995: Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. – C.H. Beck, München. 424 S.
- Küster, H.*, 1996: Auswirkungen von Klimaschwankungen und menschlicher Landschaftsnutzung auf die Arealverschiebung von Pflanzen und die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 115, 301-320.
- Küster, H.*, 1997: The role of farming in the postglacial expansion of beech and hornbeam in the oak woodlands of central Europe. – *The Holocene* 7, 239-242.
- Küster, H.*, 1998a: Geschichte des Waldes. – C.H. Beck, München. 267 S.
- Küster, H.*, 1998b: Konstanz und Wandel in der holozänen Vegetationsgeschichte Mitteleuropas. – In: R. Dikau, G. Heinritz & R. Wiessner: *Global Change – Konsequenzen für die Umwelt*. – 51. Deutscher Geographentag Bonn 1997, Band 3. Steiner,

- Stuttgart: 134-145.
- Lang, G.*, 1994: Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse. – Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York. 462 S.
- Leuschner, C.*, 1998: Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 10, 5-18.
- Pott, R.*, 1981: Der Einfluß der Niederholzwirtschaft auf die Physiognomie und die floristisch-soziologische Struktur von Kalkbuchenwäldern. *Tuexenia* 1, 233-244.
- Pott, R.*, 1992: Nacheiszeitliche Entwicklung des Buchenareals und der mitteleuropäischen Buchenwaldgesellschaften. – Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen, Seminarberichte 12, 6-18.
- Pott, R.*, 1993: Farbatlas Waldlandschaften. Ausgewählte Waldtypen und Waldgesellschaften unter dem Einfluß des Menschen. – Ulmer, Stuttgart. 224 S.
- Pott, R.*, 1999: Lüneburger Heide, Wendland und Nationalpark Mittleres Elbtal. – Ulmer, Stuttgart. 256 s.
- Tüxen, R.*, 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angewandte Pflanzensoziologie* 13, 5-42.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Hansjörg Küster
Universität Hannover
Institut für Geobotanik
Nienburger Straße 17
30167 Hannover.

Einige kritische Anmerkungen zur Konstruktion der Potentiellen Natürlichen Vegetation

von Christoph Leuschner

Einleitung

Tüxen's (1956) Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) hat die mitteleuropäische Vegetations- und Standortskunde, aber auch die Landschafts- und Forstplanung in den letzten 40 Jahren nachhaltig beeinflusst. Die PNV als hypothetische, nicht-reale Vegetation unter heutigen Standortbedingungen wurde in vielen Teilen Mitteleuropas, aber auch anderenorts, konstruiert und in Karten dargestellt. Sie dient heute als Entscheidungsgrundlage für Zwecke der Forst- und Landschaftsplanung und des Naturschutzes. Die Konstruktion der PNV basiert in erster Linie auf Informationen zur Ökologie der heimischen Baumarten und zu den pedologischen und klimatischen Eigenschaften eines Standortes. Sowohl die Waldökologie als auch die Standortskunde haben seit der Einführung des PNV-Konzeptes vor mehr als 40 Jahren erhebliche Fortschritte erfahren, so daß eine Überprüfung der der PNV-Konstruktion zugrundeliegenden Annahmen mittels des heutigen Wissensstandes sinnvoll erscheint. Dieser Beitrag diskutiert in knapper Form einige im Hinblick auf die PNV bedeutsame neuere Erkenntnisse (a) zu den Standortansprüchen mitteleuropäischer Baumarten, (b) zur Nährstoffversorgung unterschiedlicher geologischer Ausgangssubstrate, und (c) zu sukzessionsbedingten Veränderungen im Standortpotential.

Welche Ansprüche an den Standort stellen die heimischen Baumarten?

Mitteleuropa ist von Natur aus eine Buchenwaldlandschaft, in der die Rotbuche in den alten deutschen Bundesländern schätzungsweise 70 % der Landesfläche einnehmen und sehr baumartenarme Waldgesellschaften bilden würde. Zur Konstruktion der PNV in Westdeutschland ist daher eine breite Kenntnis der Standortansprüche und der Konkurrenzkraft der Rotbuche von zen-

traler Bedeutung. Weiterhin sind die Potenzbereiche und ökologischen Optima von Stiel- und Traubeneiche, Hainbuche, Winterlinde, Esche, Hängebirke, Schwarzerle, Waldkiefer, Fichte und Tanne als Baumarten mit nennenswerten Deckungsanteilen in den heimischen Waldgesellschaften von besonderem Interesse. Insbesondere bei den forstwirtschaftlich weniger interessanten Baumarten ist unser Wissen jedoch noch sehr begrenzt. Folgende Standortfaktoren kommen als mögliche limitierende Faktoren für das Vorkommen der Buche (wie auch der anderen Baumarten) in Frage und müßten bei der PNV-Konstruktion Berücksichtigung finden:

- Trockenheit
- Staunässe (Sauerstoffarmut im Wurzelraum)
- Spätfröste/extreme Winterkälte
- zu kurze Vegetationsperiode
- Nährstoffmangel (N, P, Mg, K ?)
- H⁺, Al-Toxizität
- Salzeinfluß
- Wind
- Bodenbewegung
- Feuer

Gönnert (1989), Leuschner et al. (1993), Heinken (1995) und Leuschner (1997) haben darauf hingewiesen, daß **Nährstoffmangel** für das Vorkommen der Buche auf armen pleistozänen Böden in Nordwestdeutschland offenbar nicht begrenzend wirkt. Darauf deuten Untersuchungen zur Basensättigung und zu den austauschbaren Calcium-, Magnesium- und Kalium-Vorräten im Boden, die in niedersächsischen altpleistozänen Schmelzwassersanden, Dünenanden, sandigen Grundmoränen und Flottsanden recht ähnlich sind (Hantl 1990) und zur standörtlichen Differenzierung von armen Buchenwäldern (Luzulo-Fagetum bzw. Deschampsio-Fagetum) und dem trockenen Birken-Eichenwald (Betulo-Quercetum) nicht taugen (Leuschner et al. 1993). Untersuchungen zur N-Nettomineralisation ergaben sogar geringere Nachlieferungsraten in den ärmsten Buchenwäldern (Luzulo-Fagetum leuco-

bryetosum) als in Birken-Eichenwäldern (Gönnert 1989). Quarzsandreiche Dünen, die früher als sichere Standorte des Betulo-Quercetum in der PNV gewertet wurden, zeigten in Niedersachsen dagegen erstaunlich hohe Stickstoff-Nachlieferungsraten (Templin, unveröff.) und tragen tatsächlich mancherorts Buchenhochwälder (z.B. in den Ehrhorner Dünen und im Meninger Holz/Lüneburger Heide und am Darß/Vorpommern, vgl. Leuschner 1997). Die Buche kann sich auf diesen silikatarmen, podsoligen Mineralböden durchsetzen, wenn eine genügend mächtige Humusaufgabe eine ausreichende Nährstoff- und Wasserversorgung gewährleistet.

An **staunassen Standorten** benötigt die Buche nach Ellenberg (1939) und Le Tacon (1981) ganzjährig einen mindestens 20 bis 30 cm tiefen, gut durchlüfteten Oberboden, um sich gegen Stieleiche, Hainbuche und Esche durchsetzen zu können. Wahrscheinlich nimmt die Konkurrenzkraft der Buche in Feuchtwäldern in Richtung auf kontinentale Gebiete ab, weil sommerliche Trockenheit die im Staufeuchten flach wurzelnde Buche dort stärker gefährdet (Leuschner 1997). Vegetationsaufnahmen in Stellario-Carpineten Süddeutschlands und Süd-Niedersachsens zeigen eine bemerkenswert hohe Stetigkeit der Buche in der Kronen- und der Strauchschicht dieser hainbuchen- und eschenreichen Wälder (Dierschke 1990, Müller 1986). Dies läßt eine Sukzession vieler Stellario-Carpineten in Richtung auf buchenreichere Wälder annehmen, wenn menschlicher Einfluß ausbleibt. Welche natürliche Rolle der Stieleiche und Hainbuche in Feuchtwäldern zwischen den Bereichen der Buchen-Dominanz im Grundwasserfernen und der Schwarzerlen-Dominanz im Grundwassernahen zukommt, können nur Beobachtungen in Naturwaldparzellen wie z.B. im Hasbruch bei Bremen (Stegink-Hindricks 1995) zeigen.

Trockenheit ist wahrscheinlich derjenige Standortfaktor, der den Herrschaftsbereich der Buche in Mitteleuropa am wirkungsvollsten begrenzt. Wassermangel kann sowohl die Buchenverjüngung behindern als auch zu Schäden an Altbüchen führen. Aufgrund der Tatsache, daß vitale Buchenwälder auch im Zentrum des mitteldeutschen Trockengebietes bei 480 mm Regen (z.B. in der Dölauer Heide bei Halle und im Gebiet von Querfurt/Allstedt am südöstlichen Harzrand, Leuschner 1997) vorkommen,

läßt sich folgern, daß in Mitteleuropa keine allein durch das Niederschlagsregime bedingte Trockengrenze des Buchenvorkommens existiert. In Regionen < 550 mm Regen sind Buchenwälder aber an geologische Substrate mit vergleichsweise günstigem Bodenwasserhaushalt (meist Löß) gebunden. In den semihumiden Regionen Mitteleuropas sind darüberhinaus Buchenvorkommen fast nur noch im Inneren größerer Wälder zu finden (z.B. Meusel 1954). Hier scheint also das vom Wald erzeugte humidere Waldinnenklima eine wichtige Voraussetzung für die Existenz der feuchtebedürftigen Buche zu sein. In Abb. 1 werden diese Erkenntnisse zur Buchendominanz in einem veränderten Ökogramm der mitteleuropäischen Baumarten nach Ellenberg (1996) dargestellt.

Diese wenigen Ausführungen zu den Standortansprüchen der Buche mögen zeigen, daß unsere Kenntnis der Ökologie der Baumarten noch große Lücken aufweist und manche Vorstellungen von der PNV auf nutzungsbedingt veränderten Waldbildern beruhen, ohne die wirklichen Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten zu kennen.

Nach Beobachtungen in wenig durchforsteten Beständen und heute geschützten Naturwäldern sind als Fehlinterpretationen bei der PNV-Konstruktion insbesondere der trockene Birken-Eichenwald in Nordwestdeutschland (Betulo-Quercetum roboris Tx. 30), maßgebliche Anteile der Eichen-Hainbuchenwald-Gesellschaften (Stellario holosteaecarpinetum betuli Oberd. 57, Galio sylvatici-Carpinetum betuli Oberd. 57 und Tilio-Carpinetum Traczyk 62) und einige Bestände eichenreicher thermophiler Waldgesellschaften (so z.B. Bestände des Quercetum pubescenti-petraeae (Imch. 26) Heinis 33 und des Cytiso nigricantis-Quercetum roboris Oberd. 57) zu interpretieren. In vielen Beständen dieser Gesellschaften haben langandauernde Niederwaldwirtschaft, Waldweide und andere menschliche Eingriffe (darunter Förderung der Eichen) die Baumartenzusammensetzung verändert.

Welche Bodenkenngrößen sind zur Differenzierung von Waldstandorten geeignet?

Zu den wichtigsten Standortfaktoren, die der PNV-Kartierer bei der Kon-

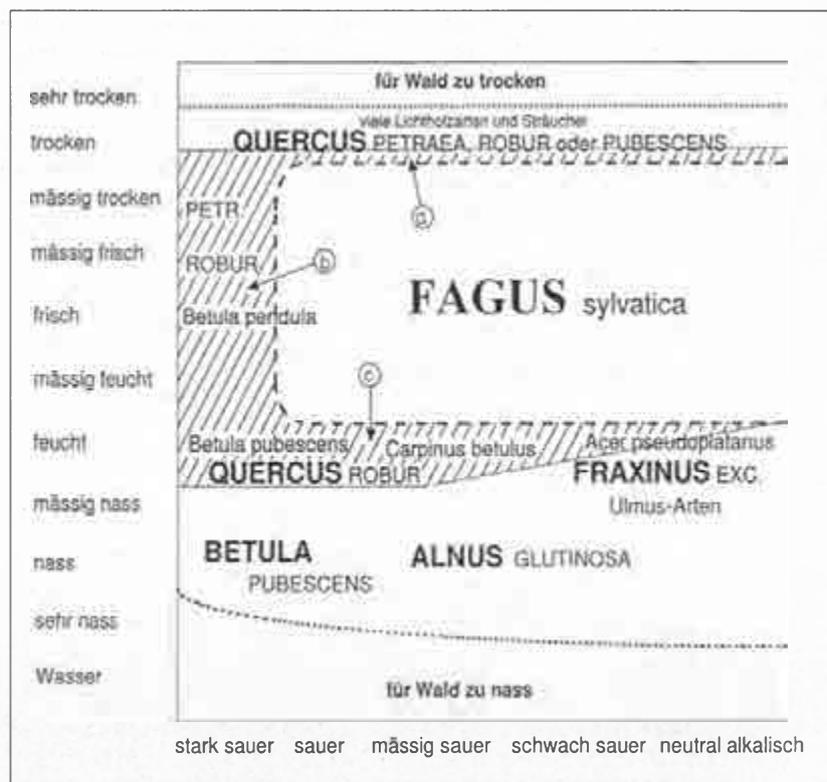


Abb. 1. Ökogramm der in der submontanen Stufe Mitteleuropas waldbildenden Baumarten (aus Leuschner 1997). Die Größe der Schrift drückt ungefähr den Grad der Beteiligung an der Baumschicht aus. Die schraffierte Fläche kennzeichnet Standortbedingungen, an denen die Buche bei fehlenden menschlichen Eingriffen und bei Vorliegen weiterer Voraussetzungen ebenfalls zur Herrschaft kommen kann: Im Übergangsbereich zu den wärmegebundenen Eichenmischwäldern und den Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwäldern (Bereich a) ist Buchendominanz offenbar an geschlossene Bestände (günstiges Mikroklima) und eine intakte Humusaufgabe gebunden; an nährstoffarmen und stark versauerten Standorten (Bereich b) können Buchen dann zur Herrschaft gelangen, wenn eine intakte Humusaufgabe eine vergleichsweise günstige Nährstoffversorgung garantiert; bodenfeuchte Standorte (Bereich c) können Buchen vor allem auf sandigem Substrat und unter ozeanischerem Klima (geringere Dürrefährdung des Oberbodens) gegenüber Quercus und Carpinus begünstigen.

struktion der potentiellen natürlichen Vegetation berücksichtigt, gehören das geologische Substrat und verschiedene, im Gelände leicht zu erhebende Bodenkenngrößen. Die Ableitung der PNV vor allem aus geologischen und bodenmorphologischen Parametern setzt voraus, (1) daß die Nährstoffverfügbarkeit in Böden verschiedener geologischer Substrate in quantitativer Hinsicht bekannt ist und mit diesen bodenmorphologischen Parametern korreliert, und (2) daß über die Nährstoffansprüche der relevanten Baumarten und deren Konkurrenzkraft hinreichende Informationen vorliegen.

Im Rahmen der forstlichen und bodenkundlichen Standortkartierung, der bundesweiten Waldboden-Zustandser-

hebung (BZE) und verschiedener vegetationsökologischer Studien (z.B. Büttner 1997, Gönnert 1989, Hantl 1990, Heinken 1995, Riek & Wolff 1996) wurde die Variabilität von für die Waldernährung wichtigen bodenchemischen Kenngrößen in einem breiten Spektrum geologischer Substrate untersucht. Dies sind neben dem pH-Wert die Basensättigung (BS), die Vorräte an austauschbarem Calcium, Kalium und Magnesium ($CaKMG_{ex}$), der N_t -Gehalt und das C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz und die Zusammensetzung der Bodenlösung. Vor allem von vegetationsökologischer Seite wurden darüberhinaus in vielen Waldgesellschaften in situ-Bestimmungen der N-Nettomineralisationsrate (N_{min}) durchgeführt (u.a. Gönnert 1989, Templin un-

veröff., Zusammenfassungen in *Ellenberg* 1977, 1996, *Leuschner* 1999a). Aus diesen vergleichenden Untersuchungen lassen sich, zunächst mit Blick vor allem auf Nordwestdeutschland, einige für die Konstruktion der PNV wichtige Schlußfolgerungen ziehen:

(1) Basenreiche Standorte mit pH-Werten im Oberboden > 5.5 unterscheiden sich von basenarmen Standorten (pH < 5.5) vor allem in den Parametern $CaK_{ex}Mg_{ex}$ und BS, während die Stickstoff-Nachlieferung und auch der Gesamt-N-Gehalt des Oberbodens deutlich weniger differenzierend sind (*Leuschner* 1999a). Zwischen mehr als 50 Beständen des Luzulo-Fagetum typicum, L.-F. milietosum, Galio-Fagetum und Hordelymo-Fagetum aus Mittel- und Nordwestdeutschland ließen sich keine deutlichen Unterschiede in den N_{min} -Raten erkennen (*Leuschner* 1999a). *Bücking* (1972) fand bei seinen Untersuchungen in Laubwaldgesellschaften Südwestdeutschlands ebenfalls nur geringe Unterschiede in der absoluten Höhe der potentiellen N-Nachlieferung, dagegen eine deutliche Differenzierung der Standorte anhand des Nitrifikationsgrades.

(2) Innerhalb der sauren basenarmen Standorte existieren dagegen nur geringe

Unterschiede in den pH-Werten und BS- und $CaK_{ex}Mg_{ex}$ -Werten unabhängig von der Art des geologischen Substrates. Dies belegen die Untersuchungen von *Rastin & Ulrich* (1985) in Wäldern auf verschiedenen altpleistozänen Substraten in Hamburg (Abb. 2), sowie die Daten von *Hantl* (1990), *Gönnert* (1989) und *Wachter* (mdl. Mitt.) für altpleistozäne (bzw. holozäne) Dünen-, Tal- und Schmelzwassersande, sandige Grundmoränen, Sandlöss und meso- bzw. paläozooische Sandsteine und Tonschiefer in verschiedenen Landschaften Niedersachsens (Abb. 3).

(3) Zur standörtlichen Differenzierung armer Substrate Nordwestdeutschlands erscheinen die Mächtigkeit der Humusaufgabe, die die N- und Basenversorgung maßgeblich beeinflußt, und die standörtliche Wasserversorgung wichtiger zu sein als die Korngröße und die oben genannten bodenchemischen Kenngrößen. Silikatarme, feinsandreiche Dünen- oder Talsande können Buchenwälder tragen, wenn deren Humusaufgabe intakt ist und der Wasserhaushalt infolge ungünstiger Exposition oder Regenschattenlage nicht übermäßig angespannt ist. Dies sollte bei der Konstruktion der PNV auf den ärmsten

pleistozänen Sedimenten berücksichtigt werden.

Sollte Sukzession und Humusakkumulation berücksichtigt werden?

Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation betrachtet bewußt die aktuellen Standortseigenschaften und betont das Prinzip der »Schlagartigkeit« (*Kowarik* 1987). »...jede, einen Zeitfaktor beinhaltende Erklärung der PNV unzutreffend (ist), da Veränderungen des Standortpotentials, die sich im Laufe eines gedachten Entwicklungszeitraumes vollziehen können, gerade ausgeschlossen werden sollen« (*Kowarik* 1987: 56). Damit sind Veränderungen in den Bodeneigenschaften im Zuge von Sukzession definitiv nicht Gegenstand der PNV-Konstruktion (*Trautmann* 1966). *Leuschner* (1997) hat darauf hingewiesen, daß die Umsetzung des Schlagartigkeitsprinzips vor allem an bodenarmen Standorten eine Reihe von Konsequenzen hat, die offenbar vielen PNV-Kartierern nicht vollständig bewußt sind. Untersuchungen in Chronosequenzen von mitteleuropäischen Dünen-, Heide-, Ackerbrache- und Trockenrasen-Ent-

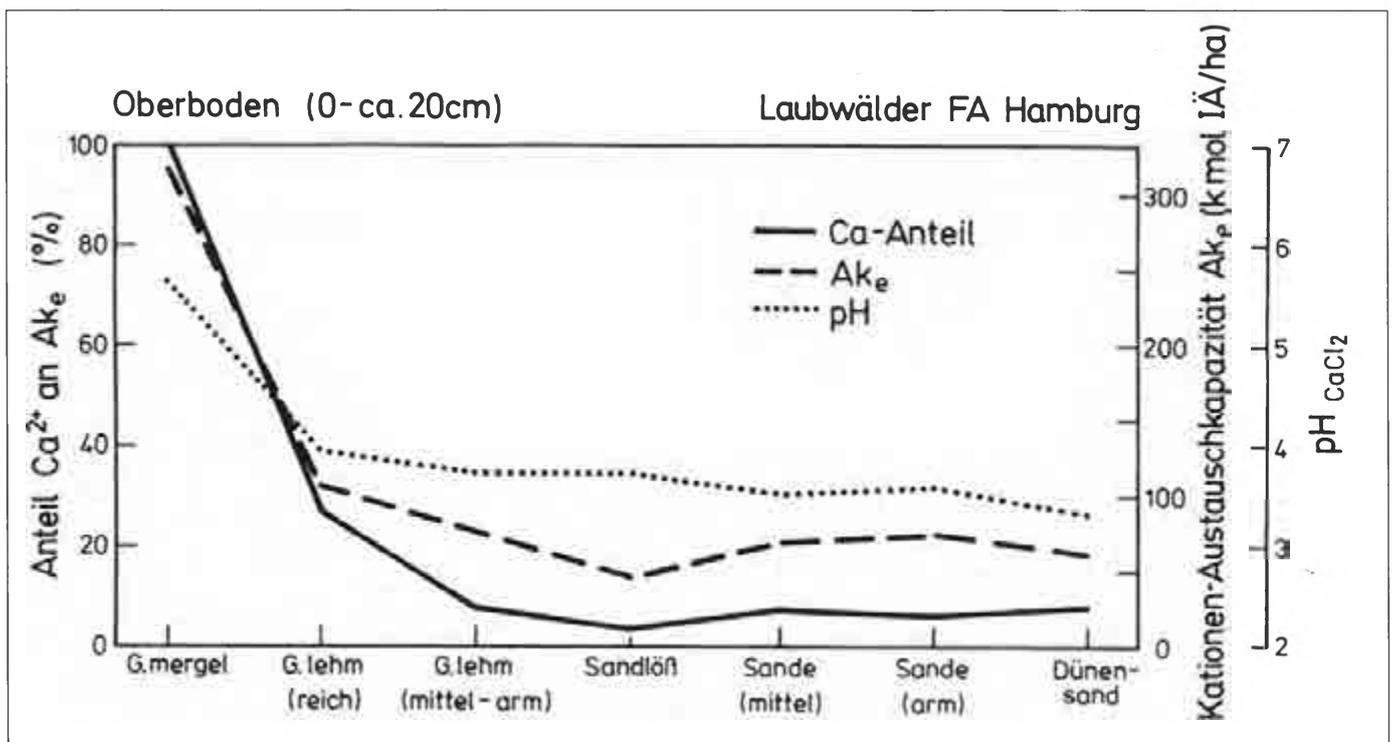


Abb. 2. $pH(CaCl_2)$ -Wert, Kationenaustauschkapazität (AK_e) und Calcium-Anteil an der AK_e im Oberboden von Bodenprofilen unter Laubwäldern auf verschiedenen pleistozänen Substraten im Forstamt Hamburg (nach Daten von *Rastin & Ulrich* 1985).

wicklungsreihen haben gezeigt, daß waldfreie Ökosysteme in beträchtlichen Raten organische Substanz und Nährstoffe im Boden akkumulieren, wenn sie aus der Nutzung genommen werden und sich im Zuge von Sukzession zurück in Richtung auf Wald entwickeln (Leuschner & Gerlach 1999). Vor allem in der organischen Auflage werden dabei erhebliche Vorräte an Kohlenstoff, Stickstoff und anderen Nährstoffen angereichert, die zu einer deutlichen Verbesserung des standörtlichen Nähr-

stoffpotentials führen können (Leuschner & Rode 1999). Die aktuelle Nährstoff- (vor allem Stickstoff-)verfügbarkeit von Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden, Halbtrockenrasen, Tagebauflächen, Bergeländen, Spülflächen und Primärdünen ist weitaus geringer als sie am Ende einer sekundären oder primären Sukzession sein wird. Wendet man die gültige PNV-Definition, die ja Sukzession strikt ausschließt, auf diese Rohböden oder anthropogen verarmten Böden an, ließen sich nur Ruderalgesellschaften oder

niedrige Gebüsch als potentielle natürliche Vegetation konstruieren. Der PNV-Kartierer wird dennoch intuitiv an fast allen diesen Standorten eine Laubwaldgesellschaft als PNV konstruieren und damit der Definition dieses Konzeptes nicht gerecht werden.

Auf diese Fehlerquelle weisen Messungen der Stickstoff-Nachlieferung in drei Stadien einer Callunaheide - Wald - Sukzession in der Lüneburger Heide hin, nach denen die Nachlieferung im potentiellen Schlußstadium der Sukzes-

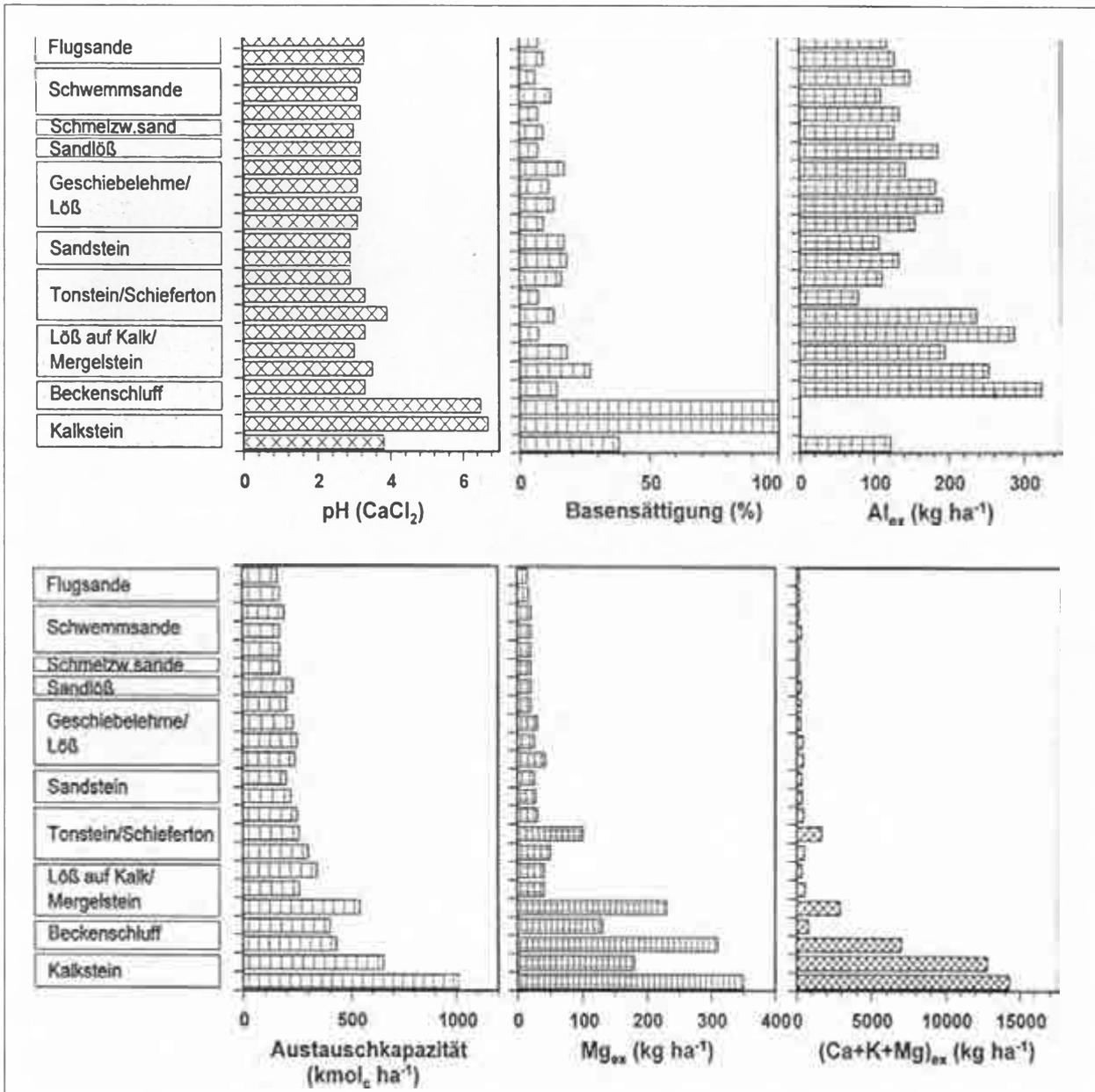


Abb. 3. pH(CaCl₂)-Werte, Austauschkapazität, Basensättigung und austauschbare Aluminium-, Magnesium- und Ca+K+Mg-Vorräte in Waldbodenprofilen von 23 Pedotopen des Landkreises Osnabrück (aus Leuschner 1999a nach Daten von Hantl 1990; analysiert wurden 4 bis 87 Proben pro Pedotop); am linken Rand wurden die zugehörigen geologischen Substrate angegeben. Die Vorräte beziehen sich auf 0-40 cm Mineralbodentiefe, die pH- und die Basensättigungswerte auf den Ah-Horizont.

sion (Eichen-Buchenwald) rund 7 bis 8mal höher ist als in der aktuellen Vegetation (Callunaheide) (Leuschner 1999b). Das Bodenprofil unter dem Heideökosystem stellt selbst in Anbetracht der erheblichen Stickstoff-Deposition bei weitem nicht genügend N zur Verfügung, um einen rund 12 m hohen Birken-Kiefern-Pionierwald, geschweige denn einen rund 30 m hohen Eichen-Buchen-Schlußwald zu ernähren. Eine definitionsgemäße Anwendung des PNV-Konzeptes dürfte daher weder einen Eichen-Buchenwald, noch einen Eichen-Birkenwald (wie von Tüxen und vielen späteren norddeutschen Pflanzensoziologen angenommen) als potentiell natürlich auf den Heideflächen konstruieren, sondern bestenfalls ein niedriges Birken- und Kieferngebüsch, dessen Ernährung die dünne, erst in der Sukzession wachsende Humusaufgabe gewährleisten mag. Weil der Kartierer bei der PNV eine »höchstentwickelte Vegetation« (Kowarik 1987) und meist auch einen »Gleichgewichtszustand« der Vegetation (Tüxen 1956: 5) vor Augen hat, realisiert er häufig nicht, daß die konstruierte Vegetation exakt den heutigen Standortbedingungen entsprechen muß. Vielmehr werden an armen Standorten meist ungewollt Sukzessionsprozesse vorausgesetzt, die die Definition ja gerade nicht zuläßt.

Hier muß daher die Frage aufgeworfen werden, ob bei der zu konstruierenden potentiellen natürlichen Vegetation nicht das Regenerationspotential des Ökosystems mit berücksichtigt werden sollte, wie es sich vor allem in Form der Humus- und Nährstoff-Akkumulation während sekundärer Sukzessionen manifestiert. Dies erscheint für viele Vorhaben der rekultivierenden Landschaftsplanung sinnvoller als die Konstruktion der von dem heutigen Standortpotential exakt abgeleiteten PNV, so z.B. bei der Wiederbewaldung von Tagebauen, Bergehalden und Heiden. Leuschner (1997) hat aus dieser Diskrepanz den Vorschlag abgeleitet, an nährstoffarmen, degradierten Standorten neben der PNV die potentielle standortgemäße Vegetation (PSV) zu konstruieren, die ausdrücklich sekundäre Sukzessionsprozesse und damit das Regenerationspotential einer Landschaft unter den aktuell wirksamen äußeren Einflußfaktoren einschließt. Denkbar wäre, die PSV durch spezielle Aufsignaturen zusätzlich zur PNV zu kennzeich-

nen. Die Diskussion, ob eine exakt konstruierte PNV oder eine PSV sinnvoller sind, kann allerdings nur nach einer Definition der Kartierungsziele geschehen. In jedem Fall notwendig erscheint jedoch eine konsequentere Anwendung der vorliegenden Konzeptdefinition, als dies bisher geschehen ist.

Zusammenfassung

Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) und dessen Umsetzung in der Kartierungspraxis werden aus dem Blickwinkel der Waldökologie kritisch analysiert. Die Standortansprüche und Konkurrenzkraft der Rotbuche sind von zentraler Bedeutung für die Konstruktion der PNV in Deutschland. Neuere Erkenntnisse zur Nährstoff- und Wasserversorgung von bodenarmen und -trockenen Buchenwäldern sowie zur Rolle der Buche an bodenfeuchten Standorten deuten darauf hin, daß der Herrschaftsbereich der Buche im natürlichen Standortspektrum weiter sein dürfte als bisher angenommen wurde. Bodenazidität, Basensättigung und austauschbare Calcium-, Kalium- und Magnesiumvorräte des Bodens unterscheiden sich zwischen verschiedenen nährstoffarmen geologischen Substraten Mittel- und Nordwestdeutschlands (Dünen-, Tal-, Schmelzwassersande, sandige und lehmige Grundmoränen, Sandsteine u.a.) nur geringfügig, so daß eine Konstruktion der PNV an armen Standorten (siehe Buchen-/Eichen-Birkenwald-Problematik) durchaus problematisch ist. Zur Differenzierung der sehr armen Substrate besser geeignet erscheinen die Mächtigkeit der organischen Auflage und die standörtliche Wasserversorgung, die bei der Konstruktion der PNV größere Bedeutung erlangen sollten. Eine striktere Anwendung der gegebenen PNV-Definitionen im Hinblick auf die aktuelle Nährstoffversorgung armer Standorte erscheint bei der Kartierung in jedem Fall notwendig. Der Ausschluß von Sukzessionsvorgängen in der Konstruktion der PNV (Schlagartigkeitsprinzip) entsprechend der PNV-Definitionen von Tüxen (1956) und Kowarik (1987) hat zur Folge, daß Regenerationsprozesse in degradierten Ökosystemen in Form von Humusakkumulation unberücksichtigt bleiben. Es wird vorgeschlagen, an bodenarmen Standorten zusätzlich zur PNV eine potentielle standortgemäße

Vegetation (PSV) unter Einfluß von möglichen Sukzessionsprozessen zu konstruieren, um das natürliche Regenerationspotential von Landschaften besser zu bewerten.

Literatur

- Bücking, W., 1972: Zur Stickstoffversorgung von südwestdeutschen Waldgesellschaften. – Flora 161, 383-400.
- Büttner, G., 1997: Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990-1991. – Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen Bd. 122, 1-205.
- Dierschke, H., 1986: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. III. Syntaxonomische Gliederung der Eichen-Hainbuchenwälder, zugleich eine Übersicht der Carpinion-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – Tuexenia 6, 299-323.
- Ellenberg, H., 1939: Über Zusammensetzung, Standort und Stoffproduktion bodenfeuchter Eichen- und Buchen-Mischwaldgesellschaften Nordwestdeutschlands. – Mitt. Florist. Soziol. Arb. gem. Niedersachsen 3, 3-135.
- Ellenberg, H., 1977: Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. – Oecol. Plant. 12, 1-22.
- Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 1095 S.
- Gönnert, T., 1989: Ökologische Bedingungen verschiedener Laubwaldgesellschaften des nordwestdeutschen Tieflandes. – Dissert. Botan. 136. 224 S.
- Heinken, T., 1995: Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. – Dissert. Botan. 239.
- Hantl, M., 1990: Charakterisierung des Säure-Basen-Status und Erfassung substratspezifischer Vorräte von Waldstandorten unterschiedlicher geologischer Ausgangssituationen. – Ber. Forsch.zentr. Waldökosysteme, Univ. Göttingen, A75, 1-175.
- Kowarik, I., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation

- mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – *Tuexenia* 7, 53-67.
- Leuschner, Ch.*, 1997: Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – *Flora* 192, 379-391.
- Leuschner, Ch.*, 1999a: Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 11 (im Druck).
- Leuschner, Ch.*, 1999b: Changes in forest ecosystem function with succession in the Lüneburger Heide. In: Tenhunen, J., Hantschel, R. & Lenz, R. (eds.) *Ecosystem Properties and Landscape Function in Central Europe*. – *Ecol. Studies*. Springer, Berlin (im Druck).
- Leuschner, Ch. & Gerlach, A.*, 1999: Akkumulation von organischer Substanz und Nährstoffen im Boden während langfristiger terrestrischer Primär- und Sekundärsukzessionen in Mitteleuropa. – *Geobot. Kolloqu.* (im Druck).
- Leuschner, Ch. & Rode, M.W.*, 1999: The role of plant resources in forest succession: changes in radiation, water and nutrient fluxes, and plant productivity over a 300-yr-long chronosequence in NW Germany. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2, 103-147.
- Leuschner, Ch., Rode, M.W. & Heinken, T.*, 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – *Flora* 188, 239-249.
- Le Tacon, P.*, 1981: Caractérisation edaphique. In: Teissier du Cros et al. (eds.) *Le hêtre*. – INRA, Paris. p. 77-84.
- Meusel, H.*, 1954: Über die Wälder der mitteleuropäischen Löß-Ackerlandschaften. – *Wiss. Z.schr. Univ. Halle-Wittenberg, Math.-Nat.* 4, 21-35.
- Müller, Th.*, 1990: Die Eichen-Hainbuchen-Wälder (Verband *Carpinion betuli* Issl. 31 em. Oberd. 53) Süddeutschlands. – *Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges.* 2, 121-184.
- Rastin, N. & Ulrich, B.*, 1985: Bodenchemische Standortcharakterisierung zur Beurteilung des Stabilitätszustandes von Waldökosystemen im Forstamt Hamburg. – *Ber. Forsch.z. Waldökosysteme, Univ. Göttingen*, Bd. A10, 1-91.
- Riek, W. & Wolff, B.* 1996: Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustanderhebung (Level 1). – *Ber. Forsch.z. Waldökosysteme, Univ. Göttingen*, Bd. B50, 1-65 + Anh.
- Stegink-Hindriks, L.*, 1995: Zu Fragen der Natürlichkeit von Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwäldern und Methoden der Naturwaldforschung. In: Eber, W., Homm, T., Peppeler-Lisbach, C. (Red.) *Exkursionsführer zur 45. Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V. Oldenburg*; p. 21-23.
- Trautmann, W.*, 1966: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200000. – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt 25 Minden. – *Schr. R. Vegetationskde* 1, 137 S. Bad Godesberg.
- Tüxen, R.*, 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angew. Pflanzensoz. (Stolzenau/W)* 13, 5-42.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Christoph Leuschner
Pflanzenökologie und Ökosystemforschung
Fachbereich Biologie/Chemie,
Univ. Kassel
Heinrich-Plett-Straße 40
34132 Kassel

Bedeutung des PNV-Konzeptes für die Bewertung von Nadelholzforsten

Probleme und Konsequenzen für die Praxis

von Stefan Zerbe

1. Einleitung

Bereits bei der Einführung des Konzeptes der »potentiellen natürlichen Vegetation« (PNV) in die Vegetationskunde hat *Tüxen* (1956) die hohe Bedeutung für die planerische Praxis hervorgehoben. Im Rahmen von PNV-Kartierungen und Diskussionen dieses wissenschaftlichen Konzeptes wird seither immer wieder bekräftigt, daß die potentielle natürliche Vegetation eine wichtige Planungsgrundlage für Land- und Forstwirtschaft, sowie Landschaftspflege und Naturschutz darstellt (z.B. *Neuhäusl* 1975, *Bohn* 1981, *Miyawaki* et al. 1987, *Seibert & Conrad-Brauner* 1995, *Kaiser* 1996). Das wissenschaftliche Konzept der PNV ist häufig Gegenstand von kritischen Diskussionen. Mittlerweile liegen zahlreiche Modifikationsvorschläge vor (*Neuhäusl* 1984, *Kowarik* 1987, *Kalkhoven & Werf* 1988, *Härdtle* 1995, *Chytrý* 1998 u.a.). Hierbei sind auch neue Termini eingeführt worden (z.B. »potentielle Vegetation« nach *Schmidt* 1998), die leider auch zweideutigen Inhaltes sein können (z.B. »PSV« = potentielle Stadt- oder Sekundärvegetation nach *Janssen* 1989 bzw. »PSV« = potentielle standortgemäße Vegetation nach *Leuschner* 1997). Die vielfach geäußerte hohe Eignung der PNV für Landschaftspflege und Naturschutz wurde bisher kaum kritisch hinterfragt. In jüngster Zeit allerdings wird zunehmend auf Schwachstellen und Inkonsistenzen bei der Auslegung des Konzeptes hingewiesen, die oftmals die Anwendbarkeit und Aussagekraft der PNV in der Planungspraxis fraglich erscheinen lassen (z.B. *Scherzinger* 1996, *Leuschner* 1997, *Zerbe* 1997 und 1998).

Eine besondere Bedeutung wird der PNV als Entwicklungsziel für naturnahe Wälder beigemessen und dies vor allem mit Blick auf die landesweit angestrebte Umwandlung von Nadelholzforsten in Laubmischwälder. Mit Verweis auf die »eintönigen Kiefern-Reinbestände« in Nordwestdeutschland hat bereits *Tüxen* (1956: 13) vor vier Jahrzehnten auf die

Notwendigkeit von Kartierungen der PNV für die forstwirtschaftliche Planung aufmerksam gemacht, »um damit das (heutige) natürliche Potential ihrer Standorte zum Ausdruck zu bringen [...]«. Angesichts des aktuell nach wie vor hohen Anteils von Beständen mit einer Dominanz von Nadelhölzern (nach *BML* 1990: 43% Flächenanteil in den alten Bundesländern) erscheint es notwendig, Konzept und Anwendbarkeit der PNV im Hinblick auf die Bewertung von Nadelholzforsten kritisch zu beleuchten. Hierbei bilden v. a. die Probleme und Grenzen des wissenschaftlichen Konzeptes, die dessen Aussagekraft und Anwendbarkeit in der forstlichen Planungspraxis einschränken, den Schwerpunkt der kritischen Analyse (vgl. auch *Zerbe* 1997). Besonderes Augenmerk gilt auch der Integration zeitgemäßer Ziele von Landschaftspflege und Naturschutz wie z. B. »Prozeßschutz« in entsprechende Planungsgrundlagen.

2. Konzeptionelle Grundlagen

Tüxen (1956: 5) definiert die PNV als einen »gedachten natürlichen Zustand der Vegetation [...], der sich für heute oder einen bestimmten früheren Zeitabschnitt entwerfen läßt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation unter den heute vorhandenen oder zu jenen Zeiten vorhanden gewesenen übrigen Lebensbedingungen beseitigt und die natürliche Vegetation, um denkbare Wirkungen inzwischen sich vollziehender Klima-Änderungen und ihrer Folgen auszuschließen, sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde«.

Kowarik (1987: 64) modifiziert das Konzept dahingehend, daß bei der Konstruktion der PNV »neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen [...] zu berücksichtigen sind«. Dies betrifft nicht die Wirkung direkter menschlicher Eingriffe wie z.B.

Mahd, Tritt u.a., die bei der Konstruktion der PNV auszuschließen sind, als vielmehr den »von außen einwirkenden Einfluß übergreifender, auch durch fortwährende anthropogene Steuerung geprägter Umweltbedingungen (z.B. Veränderungen des Wasserhaushaltes, der Luftqualität) sowie Florenveränderungen« (vgl. auch *Neuhäusl* 1984 zur »umweltgemäßen natürlichen Vegetation«).

Die Definition von *Tüxen* (1956) und deren Modifikation von *Kowarik* (1987) sind als konzeptionelle Grundlagen weit hin anerkannt und werden in der Regel bei entsprechenden Kartierungen zugrunde gelegt. Folgende Punkte sollen hier als die wesentlichen Aussagen hervorgehoben werden:

- Es handelt sich bei der PNV um einen »gedachten« Zustand, der real nicht beobachtbar ist (vgl. *Küchler* 1988). Als Konstruktionshilfe werden allerdings naturnahe Reste in der aktuellen realen Vegetation (ARV) herangezogen.
- Die Ausprägung der PNV hat man sich »schlagartig eingeschaltet« vorzustellen, also ohne eine Sukzession und damit einhergehender Standorts- und Vegetationsveränderungen.
- Nachhaltige anthropogene Standortveränderungen sind neben den natürlichen Standortverhältnissen bei der PNV-Konstruktion zu berücksichtigen.

3. Aussagekraft und Anwendbarkeit der PNV in Landschaftspflege und Naturschutz

3.1 PNV und Sukzession

Die oftmals sehr unterschiedliche Auslegung von *Tüxens* (1956) PNV-Definition und eine unvollständige Darlegung der Konstruktionsgrundlagen, wie sie von *Tüxen* (1956 und 1963) erläutert und in späteren Arbeiten von *Trautmann* (1973), *Härdtle* (1989), *Lindacher* (1996) u.a. präzisiert worden sind, haben Inkonsistenzen und mangelnde Reproduzierbarkeit von PNV-Kartierungen zur Folge (vgl. die kritische Diskussion bei *Kowarik* 1987 und *Härdtle* 1995). Der Interpretationsspielraum ist gerade im Hinblick auf die Vorstellung von einer sich unter den gegebenen Standortverhältnissen »schlagartig einstellenden« potentiellen natürlichen Vegetation sehr groß. Die Auslegung reicht hier von einem Aus-schluß einer Sukzession (*Leuschner* 1997)

über einen definierten Zeitraum einer Vegetationsentwicklung (z.B. *Stumpel & Kalkhoven 1978*: 50-150 Jahre) bis hin zu einem »Artengefüge, das sich [...] ausbilden würde, wenn der Mensch überhaupt nicht mehr eingriffe und die Vegetation Zeit fände, sich bis zu ihrem Endzustand zu entwickeln« (*Ellenberg 1996*: 111).

Daß dieser weite Auslegungsspielraum zu ganz unterschiedlichen Ergebnissen führen kann, verdeutlicht *Leuschner (1997)* am Beispiel der standortsökologischen Untersuchung verschiedener Sukzessionsstadien auf armen saaleiszeitlichen Schmelzwassersanden in der südlichen Lüneburger Heide. Verglichen werden hierbei die Vorräte an Gesamtstickstoff in den Mineralbodenhorizonten (0-110 cm Tiefe) und der organischen Auflage einer Calluna-Heide, eines Birken-Kiefern-pionierbestandes und eines Eichen-Buchenwaldes. Einer nur etwa 3 cm dicken organischen Auflage unter der Calluna-Heide steht nach rund 40-jähriger Sukzession zu einem Birken-Kiefern-pionierbestand bereits eine ca. 7 cm mächtige Auflage gegenüber. Nach rund 350 Jahren findet sich im Eichen-Buchenwald als Endstadium der Sukzession eine Auflage von etwa 9-11 cm Dicke. Die in der organischen Auflage gebundenen Stickstoffvorräte steigen im Verlauf der hier untersuchten Sukzession um das Dreifache an, während sich die Stickstoffvorräte des Mineralbodens in dieser Entwicklungsreihe nur unwesentlich ändern. *Leuschner (1997)* kommt bei Berücksichtigung der Mindest-Nährstoffaufnahme des Pflanzenbestandes der drei Sukzessionsstadien zu dem Schluß, daß als potentielle natürliche Vegetation unter den aktuellen Nährstoffverhältnissen einer Calluna-Heide »bestenfalls ein niedriges Birken- und Kieferngebüsch« zu konstruieren sei. Dennoch kann sich langfristig auch auf diesen bodensauren, nährstoffarmen Sandstandorten im Zuge einer Humus- und Nährstoffakkumulation ein von der Buche dominierter Laubmischwald entwickeln (vgl. auch *Leuschner et al. 1993*).

Mit Blick auf eines der wichtigsten Ziele einer PNV-Konstruktion, nämlich das »biotische Produktions-Potential der heute vorhandenen Standorte« (*Tüxen 1963*: 140) darzustellen, ist damit der Informationsgehalt einer konsequent im Tüxenschen Sinne ermittelten PNV (Ausschluß einer Sukzession) für forstwirtschaftliche Planungen nur sehr gering. Am Beispiel der Heidestandorte wird

deutlich, daß, bezogen auf die Waldbau-praxis, weniger die Kenntnis über eine nur sehr anspruchslose Gebüschgesellschaft als potentielle natürliche Vegetation als vielmehr Perspektiven einer möglichen Waldentwicklung und einer Regeneration der anthropogen devastierten Oberböden von Interesse sein dürften. Es muß zudem berücksichtigt werden, daß diese Problematik auf all diejenigen aktuell waldfreien und bewaldeten Flächen zutrifft, die durch jahrhundertlang unregelmäßige Nutzung stark an Nährstoffen verarmt und heute von anspruchsloser Vegetation besiedelt sind (z.B. Borstgrasrasen, Sandtrockenrasen, Flechten-Kiefernforste).

Da bisher kein Konsens darüber besteht, wie bei der PNV-Konstruktion »schlagartig« im Sinne von *Tüxens (1956)* Definition zu interpretieren ist, wird auch bei zukünftigen PNV-Kartierungen mit erheblichen Inkonsistenzen bezüglich des vom Kartierer angenommenen Zeitraumes einer Vegetationsentwicklung zu rechnen sein.

3.2 PNV und anthropogene Standortveränderungen

Eine der wichtigsten Konstruktionshilfen bei der PNV-Kartierung ist neben der Auswertung von Karten der abiotischen Standortverhältnisse (Geologie, Boden, Klima, Wasserhaushalt u.a.) und

der Erfassung der anthropogenen Ersatzgesellschaften im Untersuchungsgebiet die Kartierung von Resten natürlicher bzw. naturnaher Vegetation (*Tüxen 1956*, *Trautmann 1966* u.a.). Für die Kartierung der PNV auf Standorten mit Nadelholzaufforstungen im Tiefland und Mittelgebirge bedeutet dies in der Kartierungspraxis eine Übertragung der als naturnah angesehenen Laub(misch)-waldgesellschaften auf die Forststandorte, wobei v.a. Geologie und Klima als natürliche Standortfaktoren berücksichtigt werden.

Diese Vorgehensweise vernachlässigt die anthropogenen Standortveränderungen, die auf vielen Forstflächen eine Folge der über 200-jährigen Nadelholzeinwirtschaft sind (zu Kiefernforsten vgl. z.B. *Meisel-Jahn 1955*, *Hofmann 1969*, zu Fichtenforsten vgl. z.B. *Zerbe 1993*). Diese Veränderungen überlagern zudem die Auswirkungen historischer Waldnutzungen wie Köhlerei, Glashüttenwirtschaft, Teerbrennerei, Streunutzung, Waldweide u.a., da gerade die durch unregelmäßige und übermäßige Nutzung stark veränderten Wald- und Offenlandstandorte mit Nadelhölzern aufgeforstet wurden (*Trautmann 1976*, *Ellenberg 1996*: 761, *Zerbe & Brande 1996* u.a.). So sind bei der Konstruktion der PNV auf Standorten mit Nadelholzeinbeständen neben den natürlichen Standortfaktoren auch die anthropogenen Standortveränderungen miteinzuz

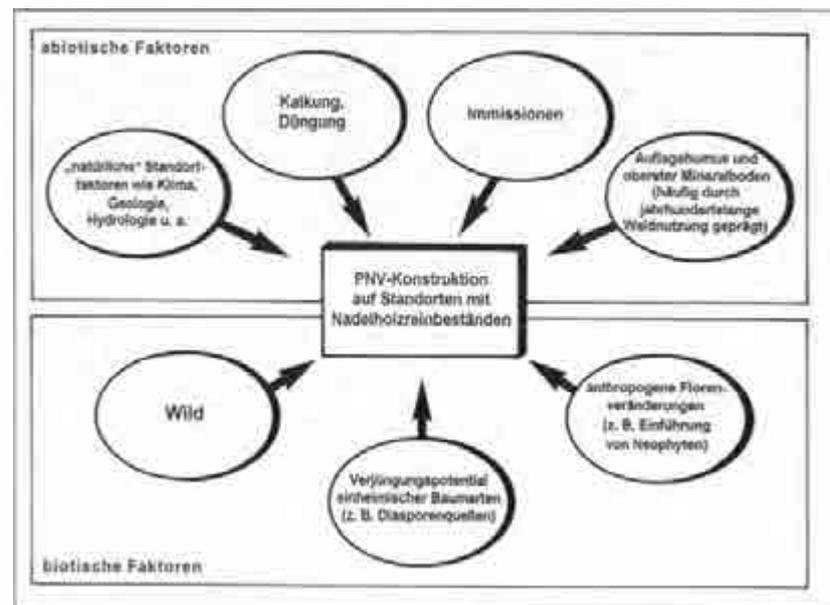


Abb. 1: Insbesondere bei einer groß- und mittelmaßstäblichen PNV-Konstruktion auf mit Nadelholzforsten bestockten Standorten zu berücksichtigende abiotische und biotische Faktoren.

beziehen, die einen Einfluß auf die Ausprägung der potentiellen natürlichen Vegetation haben könnten (Abb. 1). Auch wenn der Einfluß einzelner Faktoren mangels ökologischer Kenntnisse noch nicht hinreichend geklärt ist, muß dennoch in den Erläuterungen zur PNV-Kartierung die Berücksichtigung bzw. Nicht-Berücksichtigung dieser anthropogenen Standortfaktoren offengelegt und diskutiert werden. Dies betrifft z.B. die Beteiligung von anthropogen geförderten Baumarten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes an der PNV (vgl. z.B. Diskussion bei *Jahn* 1985 und *Jahn et al.* 1990) oder den Einfluß der anthropogen stark beeinflussten Wilddichte auf die Artenzusammensetzung der Waldvegetation (z.B. *Luthardt & Beyer* 1998).

3.3 PNV als hypothetische Konstruktion

Der hypothetische Charakter bzw. die Unsicherheit einer PNV-Konstruktion nimmt mit einer Verstärkung des menschlichen Einflusses auf Standort und Vegetation zu. Abb. 2 verdeutlicht dies anhand verschiedener Vegetations- bzw. Nutzungstypen, wobei als integrierendes Maß für die Auswirkungen historischen und aktuellen Einflusses auf Standort und Vegetation die Hemerobie angegeben ist (zur Hemerobie vgl. z. B. *Kowarik* 1988). Gemäß den konzeptio-

nellen Vorgaben von *Tüxen* (1956), nach denen sehr naturnahe Reste der ARV eine Konstruktionshilfe darstellen und näherungsweise mit der PNV gleichgesetzt werden, ist der hypothetische Charakter einer PNV-Konstruktion auf Standorten mit wenig genutzten Wäldern, weitgehend intakten Mooren usw. gering. Dagegen ist die Unsicherheit einer PNV-Konstruktion auf rein anthropogenen Standorten wie z.B. Trittrasen, Bergbauhalden, Trümmerschuttflächen, Rieselfeldern und Industriebrachen sehr hoch, da naturnahe Referenzflächen fehlen. Die Grenze einer aussagekräftigen PNV-Konstruktion auf stark vom Menschen abgewandelten Standorten findet ihren Ausdruck in der Aussparung von Siedlungsflächen auf PNV-Karten (z.B. *Stumpel & Kalkhoven* 1978, *Härdtle* 1989, *Lindacher* 1996). Wird im urban-industriellen Bereich dennoch PNV kartiert, so können sich die Aussagen auf den stark anthropogen überformten Standorten zwangsläufig nur im spekulativen Bereich bewegen (z.B. *Miyawaki & Fujiwara* 1975).

Auch auf Flächen mit Aufforstungen gebietsfremder Nadelgehölze muß mit großen Unsicherheiten bei einer PNV-Konstruktion gerechnet werden (vgl. Abb. 2). Mit der Wahl größerer Maßstäbe für die Kartierung und der differenzierteren Darstellung von Vegetationseinheiten (z.B. Assoziationen und Subassoziationen) wird hier nicht der Ge-

halt an Information über den Standort, sondern vielmehr der hypothetische Charakter der Aussage erhöht (*Zerbe* 1998).

3.4 PNV und biologische Vielfalt

Mitteleuropa wäre ohne den menschlichen Einfluß bis auf offene Gewässer und edaphisch zu trockene oder zu nasse Standorte eine Waldlandschaft. So wird das »bunte und reiche Mosaik der in einem Gebiet wachsenden Pflanzengesellschaften« der heutigen Kulturlandschaft bei der Kartierung der potentiellen natürlichen Vegetation »auf eine beschränkte Anzahl von natürlichen Schlußgesellschaften« zurückgeführt (*Tüxen* 1956: 10). Für die agrarisch genutzte, künstlich waldfrei gehaltene Landschaft mit ihren Wiesen, Weiden, Äckern und anderen Nutzungsstrukturen erscheint dies offensichtlich. Die Reduktion der anthropogenen Vielfalt an Nutzungs- und Vegetationstypen auf Karten der PNV betrifft aber nicht nur die offene Kulturlandschaft, sondern auch die aktuell bewaldeten Landschaften mit ihren vielfältigen Wald- und Forstgesellschaften, die ebenfalls das Ergebnis jahrhundertelanger Einflußnahme des Menschen sind (vgl. *Doing* 1979).

Zerbe (1998) hat die Nivellierung der Vegetationsvielfalt mit PNV-Kartierungen in Waldlandschaften am Beispiel des Buntsandstein-Spessarts verdeutlicht, wo einerseits im Rahmen der Transektkartierung von Bayern (vgl. *Janssen & Seibert* 1991) die PNV erfaßt wurde und andererseits eine vegetationskundliche Erhebung der Wald- und Forstgesellschaften in der ARV vorliegt (*Zerbe* 1999a). Den 8 differenzierten PNV-Einheiten der Transektkartierung (z.B. Hainsimsen-Buchenwald, Waldlabkraut- und Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald) stehen 22 Einheiten der ARV gegenüber. Zu der Vielzahl der Vegetationseinheiten in der aktuellen Waldlandschaft des Spessarts tragen nicht nur die Nadelholzforste aus Fichte, Kiefer, Douglasie und Lärche bei, sondern auch Laubholzforste wie Birken-Traubeneichenbestände, Eichen-Hainbuchenbestände u.a. Wenn hier Nadelholzforste genannt werden, um die Diversität der aktuellen Waldlandschaften zu dokumentieren, so darf dies nicht mißverstanden werden als ein Plädoyer für mehr Vielfalt durch Nadelholzaufforstungen. Vielmehr wird damit dem na-

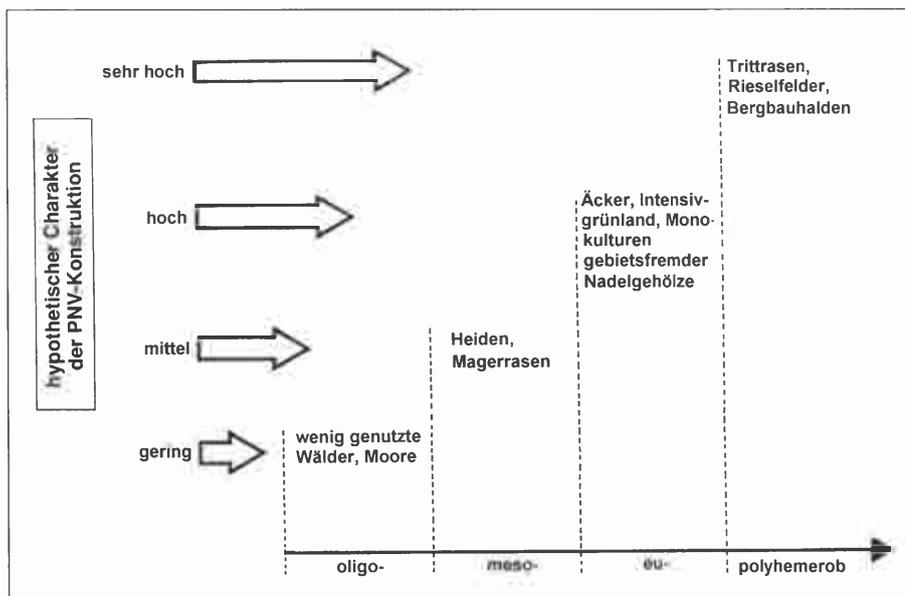


Abb. 2: Zunehmender hypothetischer Charakter einer PNV-Konstruktion mit zunehmendem anthropogenem Einfluß auf Standort und Vegetation (Hemerobieskala nach *Blume & Sukopp* 1976).

türlichen Regenerations- bzw. Entwicklungspotential von anthropogenen Gehölzbeständen Rechnung getragen, das sich deutlich unterscheidet von dem naturnahen Wäldern und im Rahmen der Umwandlungsbestrebungen genutzt werden kann (z.B. Zerbe 1999b).

Eines der wichtigsten Ziele in Landschaftspflege und Naturschutz wird heute in dem Erhalt und der Entwicklung der biologischen Vielfalt auf der Ebene der Arten, Lebensgemeinschaften und Landschaften gesehen (z.B. Suter et al. 1998). Wenn nun im Rahmen einer naturnahen Waldentwicklung generell das Ideal der PNV angestrebt würde, dann wäre damit die Erreichung des Schutzziels Biodiversität in seinen räumlichen und zeitlichen Dimensionen nicht gewährleistet.

4. Konsequenzen für die Praxis

Ausschluß einer Sukzession mit entsprechenden Standorts- und Vegetationsveränderungen, mangelnde Berücksichtigung anthropogener Standortsüberformung, Reduktion der Vielfalt in der Vegetation und Kulturlandschaft und der mitunter hohe hypothetische Charakter einer Konstruktion lassen die PNV als Planungsgrundlage für die zu-

künftige Entwicklung von Nadelholzforsten nur wenig geeignet erscheinen. Damit stellt sich die Frage nach sinnvollen Alternativen.

In Tab. 1 wird ein Überblick über mögliche Entwicklungsziele für Nadelholzforste gegeben. Diese unterscheiden sich hinsichtlich der Naturschutzprioritäten (bzw. des »Leitbildes«, vgl. Roweck 1995), des angestrebten Zielzustandes und der waldbaulichen Eingriffsintensität zur Erreichung des entsprechenden Zustandes (vgl. Zerbe 1999b). Für die räumlich-funktionale Differenzierung der Entwicklungsziele und die Auswahl der entsprechenden Forstflächen, auf denen diese Ziele verwirklicht werden sollen, ist eine vegetationskundliche Planungsgrundlage notwendig, die im wesentlichen folgende Informationen enthalten sollte:

■ Differenzierung und Beschreibung von Pflanzengesellschaften der Nadelholzforste mit deren charakteristischer Artenkombination und floristisch-vegetationskundliche und dynamische Beziehungen zu ähnlichen Forstgesellschaften bzw. naturnahen Waldgesellschaften des Untersuchungsgebietes.

■ Flächenanteil und Verbreitung der im Untersuchungsgebiet differenzierten Pflanzengesellschaften.

■ Kenntnisse über naturnahe Waldge-

sellschaften des Untersuchungsgebietes oder ähnlicher Naturräume als mögliche Zielvorstellungen für eine Bestandesumwandlung.

■ Vorkommen seltener und gefährdeter Arten und Pflanzengesellschaften sowie kulturhistorischer Besonderheiten der Waldnutzung.

■ Qualitative und quantitative Angaben zur Verjüngung der Baumarten, differenziert nach natürlicher und künstlicher Verjüngung.

Für die Einbeziehung von Forstbeständen in die Ausweisung von Totalreservaten z.B. aufgrund ihrer Referenzfunktion für einen naturnahen Waldbau und zur Beobachtung natürlicher Regenerationsprozesse, ist die PNV ohne Relevanz (vgl. Tab. 1). Dies gilt ebenso für den Erhalt der Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur z.B. aufgrund des Vorkommens seltener und gefährdeter Arten bzw. der Schutzwürdigkeit von Standort und Vegetation oder aus forstwirtschaftlichen Erwägungen. Dagegen ist für die Zielfindung bei einer Bestandesumwandlung prinzipiell eine Vorstellung von einer standortabhängigen sehr naturnahen bzw. natürlichen Vegetation notwendig. Allerdings lassen sich sowohl für eine aktive, als auch für eine passive Bestandesumwandlung die notwendigen Informationen

Tab. 1: Mögliche Entwicklungsziele von Nadelholzforsten differenziert nach der Naturschutzpriorität, dem angestrebten Zielzustand und den waldbaulichen Maßnahmen zur Erreichung des entsprechenden Zielzustandes (vgl. Zerbe 1999b); eine mögliche Relevanz der PNV als Planungsgrundlage besteht nur teilweise.

Entwicklungsziele	Naturschutzprioritäten (»Leitbild«)	Zielzustand	waldbauliche Maßnahmen zur Erreichung des Zielzustandes (Auswahl)	mögl. Relevanz der PNV
Bestandesumwandlung • aktiv	abiotischer Ressourcenschutz (v.a. Boden und Wasser)	Laub(misch)wald	Zurückdrängen von natürlicher Nadelholzverjüngung, Pflanzen von Laubgehölzen, Zäunen gegen Wildverbiß bzw. Reduzieren des Wildbestandes	+
• passiv	integrativer Prozeßschutz, abiotischer Ressourcenschutz (v.a. Boden und Wasser)	Laub(misch)wald	Zulassen bzw. Fördern der Entwicklung natürlicher Laubholzverjüngung, Zäunen gegen Wildverbiß bzw. Reduzieren des Wildbestandes	-/+
Bestandserhalt • Erhalt schutzwürdiger Vegetationstypen	Arten- und Biotopschutz	Nadelholzforst	Auflichten, selektives Fördern von Nadelgehölzen, Fortführen historischer Wirtschaftsweisen	-
• intensive Nadelholz- produktion	abiotischer Ressourcenschutz (v.a. Boden und Wasser)	Nadelholzforst	selektives Fördern und intensives Pflegen von Nadelgehölzen	-
Naturwald	segregativer Prozeßschutz	»Urwald von morgen«	keine direkten Eingriffe	-

aus der ARV deduktiv oder induktiv ableiten. Während bei der aktiven Bestandesumwandlung hohe waldbauliche Eingriffsintensitäten zur Erreichung des Zielzustandes notwendig sind, werden bei der passiven Bestandesumwandlung (Tab.1) die natürlichen Entwicklungs- und Regenerationsprozesse in den Forstbeständen in hohem Maße genutzt (»integrativer Prozeßschutz«; vgl. *Jedicke* 1998 u.a.).

a) Vegetationskundliche und standortsökologische Differenzierung von Forstgesellschaften

Aufgrund der richtungsweisenden Untersuchungen von Nadelholzreinbeständen durch *Seibert* (1954), *Meisel-Jahn* (1955), *Scamoni* (1960), *Schlüter* (1965), *Passarge* (1962), *Hofmann* (1969) u.a. ist seit mehreren Jahrzehnten bekannt, daß sich Forstgesellschaften ähnlich wie naturnahe Waldgesellschaften floristisch-vegetationskundlich differenzieren lassen und die standortsökologischen Verhältnisse fein abgestuft widerspiegeln (vgl. auch *Gerlach* 1970, *Sissingh* 1975, *Knapp* 1990, *Zerbe* 1993 u.v.a.). Zusammen mit den bodenkundlichen Angaben, die mit der Forstlichen Standortskartierung erfaßt werden, ist damit eine detaillierte Aussage zum aktuellen biotischen und abiotischen Standortpotential in Nadelholzforsten möglich.

Die pflanzensoziologisch differenzierten Forstgesellschaften können dann, ebenso wie die naturnahen Waldgesellschaften der ARV, auf Vegetationskarten lokalisiert und in ihrer Flächenausdehnung quantifiziert werden (z.B. *Philippi* 1983).

b) Naturnahe Referenzbestände

Oligo- bis mesohemerobe, naturnahe Waldgesellschaften der ARV können unter ähnlichen Standortverhältnissen (Geologie, Boden, Klima, Wasserhaushalt u.a.) als mögliche Entwicklungsziele für anthropogene Nadelholzbestände bewertet werden. Dieser aktualistischen Einschätzung der Naturnähe gemäß dem Hemerobie-Konzept wird hiermit der Vorzug gegenüber einer historischen (ursprünglichen Vegetation) und potentiellen (PNV) gegeben. Eine Dokumentation der aktuellen realen Vegetation dürfte auch im Hinblick auf naturnahe Referenzbestände mit weniger Unsicher-

heiten behaftet sein, als eine Rekonstruktion historischer Zustände oder eine hypothetische Konstruktion potentieller Zustände.

Ein landesweites Netz von Naturwaldreservaten hat heute im Hinblick auf Vorstellungen über Zustände einer naturnahen Waldvegetation (Baumartenzusammensetzung, Konkurrenzverhältnisse, Naturverjüngung usw.) eine wichtige Referenzfunktion übernommen (vgl. *Wolf & Bohn* 1991).

c) Vorkommen schutzwürdiger Arten und Biotope

Das Vorkommen schutzwürdiger Arten, Biotope und Vegetations- bzw. Bestandesstrukturen wird im Rahmen von Waldbiotopkartierungen erfaßt. Hinweise auf schutzwürdige Waldbiotope können auch aus den Angaben der Forstlichen Standortskartierung abgeleitet werden (*Bücking & Mühlhäußer* 1996). Auf den nährstoffarmen Rohhumus- und Moderauflagen der Nadelholzforste können säuretolerante bzw. anspruchslose Rote-Liste-Arten auftreten wie z.B. Wintergrünpflanzen und Orchideen (*Hauff* 1965, *Große-Brauckmann* et al. 1983, *Zerbe* 1999b), die Überlegungen hinsichtlich des Arten- und Biotopschutzes notwendig machen (vgl. Tab. 1).

d) Naturverjüngung

Mit der Zielsetzung im naturnahen Waldbau, das natürliche Entwicklungspotential der Standorte zu nutzen und eine natürliche Dynamik mehr als bisher zuzulassen (»Prozeßschutz«; vgl. *Sturm* 1993, *Scherzinger* 1996, *Plachter* 1996, *Jedicke* 1998 u.a.), kommt der natürlichen Baumartenverjüngung eine besondere Bedeutung bei der Bestandesentwicklung zu. Eine aktive Bestandesumwandlung wird dann notwendig werden, wenn die natürliche Verjüngung in Nadelholzforsten nicht den angestrebten Zielzustand erwarten läßt (z.B. flächenhafte Fichtenverjüngung in Fichtenforsten oder weitgehendes Fehlen von natürlicher Verjüngung). Dann muß unerwünschte Verjüngung zurückgedrängt und i.d.R. auch eine großflächige Anpflanzung durchgeführt werden.

Es zeigt sich allerdings, daß in Abhängigkeit von den Humusformen, des Kronenschlußgrades, dem Vorhandensein von Diasporenquellen und anderen Faktoren auch eine Bestandesumwandlung

ohne tiefgreifende waldbauliche Eingriffe zur Bestandesneubegründung möglich ist (Tab. 1: passive Bestandesumwandlung). Erhebungen der natürlichen Laubholzverjüngung in Nadelholzforsten machen häufig diese Entwicklungsmöglichkeit deutlich. Nicht selten treten in der natürlichen Verjüngung in Nadelholzforsten eine große Baumartenvielfalt und hohe Individuenzahlen an Laubgehölzen auf (z.B. *Zerbe & Brande* 1996, *Zerbe* 1999b). Planungsgrundlage für eine passive Bestandesumwandlung sind systematische Erhebungen der Baumartenverjüngung in der ARV (z.B. *Wenske* 1994, *Spelsberg* 1997).

Zur Bewertung von Verjüngung und Etablierung aus forstwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Sicht unerwünschter Gehölzarten (vgl. z.B. *Spaeth* et al. 1994 und *Starfinger* 1997 zur nordamerikanischen Spätblühenden Traubenkirsche – *Prunus serotina*) ist weniger die Frage nach einer Beteiligung an einer potentiellen natürlichen Vegetation von Bedeutung als vielmehr die Klärung folgender Fragen:

■ Unter welchen abiotischen und biotischen Standortverhältnissen und mit welcher Häufigkeit verjüngen sich die betreffenden Gehölze in der aktuellen realen Vegetation und mit welchen Auswirkungen auf naturnahe Ökosysteme ist zu rechnen?

→ ökologische Grundlagen

■ Ist die Beteiligung der betreffenden Gehölze unter naturschutzfachlichen und forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten akzeptabel?

→ normative Entscheidung

Beispielsweise können diese Fragen für die nordwestamerikanische Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) bisher noch nicht zufriedenstellend beantwortet werden, da nur unzureichende Kenntnisse über die Ökologie dieser neophytischen Gehölzart in Mitteleuropa vorliegen (z. B. *Knoerzer* et al. 1995). Im Rahmen einer ökologischen Vorsorgeuntersuchung sind die natürliche Verjüngung und anthropogen induzierte Ausbreitung sorgfältig zu beobachten und die ökosystemaren Auswirkungen einer Douglasienbestockung qualitativ und quantitativ zu erfassen und zu bewerten.

5. Zusammenfassende Schlußfolgerungen

Die Diskussion von Problemen und Grenzen des PNV-Konzeptes und dessen Anwendung in Landschaftspflege und Naturschutz (Kap. 3) macht deutlich, daß Karten und Aussagekraft der PNV als Planungsgrundlage häufig überbewertet werden. Für die Beurteilung von Nadelholzforsten im Hinblick auf das PNV-Konzept lassen sich daraus zusammenfassend folgende Schlußfolgerungen ziehen:

■ Für die Beurteilung des aktuellen biologischen Standortpotentials auf Flächen mit Nadelholzaufforstungen stellt die PNV keine geeignete Grundlage dar, wenn anthropogene Standortfaktoren nur unzureichend oder gar nicht berücksichtigt werden.

■ Für die Beurteilung des Entwicklungspotentials von Nadelholzaufforstungen bzw. der entsprechenden Standorte eignet sich eine konsequent im Tüxenschen Sinne konstruierte PNV mit einem Ausschluß von Sukzession häufig nicht.

■ Die ARV, die ohnehin als Grundlage einer PNV-Kartierung detailliert erfaßt werden muß, hat in der Forstpraxis als nicht-hypothetische, meist besser reproduzierbare Planungsgrundlage für die Beurteilung des aktuellen Standorts-, Entwicklungs- und Regenerationspotentials im Hinblick auf den Waldumbau eine weitaus höhere Eignung als die PNV. Anstatt anhand von Resten naturnaher Vegetation und diagnostischer Arten in der ARV die PNV zu konstruieren und diese für die Planung zu instrumentalisieren, empfiehlt sich die direkte Verwendung der in der ARV erfaßten Vegetationseinheiten mit deren vegetationskundlichen und standortsökologischen Informationsgehalt als Planungsgrundlage.

Finden dennoch bereits erarbeitete Karten der PNV als Planungsgrundlage für Forstwirtschaft und Naturschutz Verwendung, so ist zu berücksichtigen, daß es sich auf vielen Standorten nicht um die potentielle natürliche Vegetation im Sinne von Tüxen (1956) handelt, sondern um Ausprägungen einer vom Menschen nicht mehr beeinflussten Vegetation als Ergebnis einer (i. d. R. zeitlich unbestimmten) Entwicklung. Damit können zwar zukünftig mögliche Entwicklungszustände aufgezeigt werden, stehen aber in ihrer Aussagekraft hinter

detaillierten Erhebungen der aktuellen realen Vegetation deutlich zurück.

Danksagung

Herrn Prof. Dr. Ingo Kowarik (Hannover) danke ich für kritische Anmerkungen zum Manuskript.

Verwendete Abkürzungen

PNV = potentielle natürliche Vegetation

ARV = aktuelle reale Vegetation

Literatur

- Blume, H.-P., Sukopp, H.*, 1976: Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. In: Sukopp, H. & Trautmann, W. (Hrsg.): Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 10, 75-89.
- BML*, (1990): Bundeswaldinventur 1986-1990. – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten (Hrsg.), Bonn, 118 S.
- Bohn, U.*, 1981: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5518 Fulda. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 15, 1-330.
- Bücking, W., Mühlhäußer, G.*, 1996: Waldgesellschaften für die Biotopkartierung auf standörtlicher Grundlage. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. u. Forstpflanzenzüchtg. 38, 47-63.
- Chytrý, M.*, 1998: Potential replacement vegetation: an approach to vegetation mapping of cultural landscapes. – Appl. Veg. Sci. 1, 2: 177-188.
- Doing, H.*, 1979: Gesellschaftskomplexe und Landschaftskartierung. Methodische und praktische Überlegungen. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 46, 31-61.
- Ellenberg, H.*, 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- Gerlach, A.*, 1970: Wald- und Forstgesellschaften im Solling. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 5, 79-98.
- Große-Brauckmann, G., Böger, K., Czanne, R.*, 1983: Einige neue Befunde zur Pflanzendecke des »Bergsträßer Kiefernwaldes«. – Forsten u. Natursch. Hessen, Jahresber. 1981/82.
- Härdtle, W.*, 1989: Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein u. Hamburg 40, 1-72.
- Härdtle, W.*, 1995: On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. – Folia Geobot. Phytotax. 30, 263-276.
- Hauff, R.*, 1965: Die Bodenvegetation älterer Fichtenbestände auf aufgeforsteten Schafweiden der Mittleren Alb. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. u. Forstpflanzenzüchtg. 15, 39-43.
- Hofmann, G.*, 1969: Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes. – Feddes Repert. 80, 4-6, 401-412.
- Jahn, G.*, 1985: Zum Nadelbaumanteil an der potentiellen natürlichen Vegetation der Lüneburger Heide. – Tuexenia 5, 377-389.
- Jahn, G., Mühlhäußer, G., Hübner, W., Bücking, W.*, 1990: Zur Frage der Veränderung der natürlichen Waldgesellschaften am Beispiel der montanen und hochmontanen Höhenstufe des westlichen Nordschwarzwaldes. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtg. 35, 15-25.
- Janssen, A.*, 1989: Potentielle natürliche Vegetation und Freiraumplanung in Städten. – Verh. Ges. Ökol. 18, 163-166.
- Janssen, A., Seibert, P.*, 1991: Potentielle natürliche Vegetation in Bayern. – Hoppea 50, 151-188.
- Jedicke, E.*, 1998: Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. – Natursch. u. Landschaftspl. 30, 8/9, 229-236.
- Kaiser, Th.*, 1996: Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 71, 10, 435-439.
- Kalkhoven, J. T. R., Werf, S. van der*, 1988: Mapping the potential natural vegetation. – In: Küchler, A. W., Zonnefeld, I.S. (eds.): Vegetation Mapping. Handbook Veg. Sci. 10, 375-386.
- Knapp, H. D.*, 1990: Die Seelensdorfer Heide bei Brandenburg – eine landschaftsgeschichtlich-geobotanische Studie. Teil 1 und 2. – Gleditschia 18, 1, 37-63 und 18, 2, 285-307.
- Knoerzer, D., Kühnel, U., Theodoropoulos, K., Reif, A.*, 1995: Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze

- in Südwestdeutschland mit besonderer Berücksichtigung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*). – In: Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W., Schmidt-Fischer, S., (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed-Verlag Landsberg, 67-81.
- Kowarik, I., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – *Tuexenia* 7, 53-67.
- Kowarik, I., 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). – *Landschaftsentwickl. u. Umweltforsch.* 56, 1-280.
- Küchler, A. W., 1988: Mapping dynamic vegetation. – In: Küchler, A. W., Zonnefeld, I. S. (eds.): *Vegetation Mapping*. Handbook Veg. Sci. 10, 321-329.
- Leuschner, Ch., 1997: Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – *Flora* 192, 379-391.
- Leuschner, Ch., Rode, M. W., Heinken, T., 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – *Flora* 188, 239-249.
- Lindacher, R., 1996: Verifikation der potentiellen natürlichen Vegetation mittels Vegetationssimulation am Beispiel der TK 6434 »Hersbruck«. – *Hoppea* 57, 5-143.
- Luthardt, M., Beyer, G., 1998: Einfluß des Schalenwildes auf die Waldvegetation. – *AFZ/Der Wald* 17, 890-894.
- Meisel-Jahn, S., 1955: Die Kiefernforstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. – *Angew. Pflanzensoz., Stolzenau/Weser* 11, 1-126.
- Miyawaki, A., Fujiwara, K. (1975): Ein Versuch zur Kartierung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation und Anwendungsmöglichkeiten dieser Karte für den Umwelt- und Naturschutz am Beispiel der Stadt Fujisawa. – *Phytocoenologia* 2, 3/4, 430-437.
- Miyawaki, A., Fujiwara, K., Okuda, S., 1987: The status of nature and recreation of green environments in Japan. – In: Miyawaki, A., Bogenrieder, A., Okuda, S., White, J. (eds.): *Vegetation ecology and creation of new environments*, 357-376. Tokai University Press, Tokyo.
- Neuhäusl, R., 1975: Kartierung der potentiell natürlichen Vegetation in der Kulturlandschaft. – *Preslia* 47, 117-128.
- Neuhäusl, R., 1984: Umweltgemäße natürliche Vegetation, ihre Kartierung und Nutzung für den Umweltschutz. – *Preslia* 56, 205-212.
- Passarge, H., 1962: Zur Gliederung und Systematik der Kiefernforstgesellschaften im Hagenower Land. – *Arch. Forstw.* 11, 3, 275-308.
- Philippi, G., 1983: Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte 1:25 000 6323 Tauberbischofsheim-West. – *Landessammlungen Naturkde.* (Hrsg.), Karlsruhe, 199 S.
- Plachter, H., 1996: Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. – *Verh. Ges. Ökol.* 26, 287-303.
- Roweck, H., 1995: Landschaftsentwicklung über Leitbilder? Kritische Gedanken zur Suche nach Leitbildern für die Kulturlandschaft von morgen. – *LÖBF-Mitt.* 4, 25-34.
- Scamoni, A., 1960: *Waldgesellschaften und Waldstandorte*. – 3. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 326 S.
- Scherzinger, W., 1996: Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. – In: *Praktischer Naturschutz* (Hrsg. E. Jedicke). Ulmer, Stuttgart. 447 S.
- Schlüter, H., 1965: Vegetationskundliche Untersuchungen an Fichtenforsten im Mittleren Thüringer Wald. – *Die Kulturpflanze* 13, 55-99.
- Schmidt, P. A., 1998: Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? – *Forstw. Cbl.* 117, 193-205.
- Seibert, P., 1954: Die Wald- und Forstgesellschaften im Graf Görtzischen Forstbezirk Schlitz. – *Angew. Pflanzensoz.* 9, 1-63. Stolzenau/Weser.
- Seibert, P., Conrad-Brauner, M., 1995: Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inntales. – *Tuexenia* 15, 25-43.
- Sissingh, G., 1975: Niederländische Nadelforsten und ihr Humus als Substrat für ihre Vegetation. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde.: »Vegetation und Substrat«* (Hrsg. R. Tüxen), 317-329.
- Spaeth, I., Balder, H., Kilz, E., 1994: Das Problem der Spätblühenden Traubenkirsche in den Berliner Forsten. – *AFZ* 5, 234-236.
- Spelsberg, G., 1997: Verjüngung des Staatswaldes: Laubholz auf dem Vormarsch? – *LÖBF Jahresber.* 1997, 144-148.
- Starfinger, U., 1997: Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. – In: Brock, J. H., Wade, M., Pyšek, P., Green, D. (eds.): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*, 161-171.
- Stumpel, A. H. P., Kalkhoven, J. T. R., 1978: A vegetation map of the Netherlands, based on the relationship between ecotopes and types of potential natural vegetation. – *Vegetatio* 37, 163-173.
- Sturm, K., 1993: Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3, 2, 181-192.
- Suter, W., Bürgi, M., Ewald, K. C., Baur, B., Duelli, P., Edwards, P. J., Lachavanne, J.-B., Nievergelt, B., Schmid, B., Wildi, O., 1998: Die Biodiversitätsstrategie als Naturschutzkonzept auf nationaler Ebene. – *GAIA* 7, 3: 174-183.
- Trautmann, W., 1966: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000, Blatt 85 Minden. – *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 1, 1-137.
- Trautmann, W., 1973: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5502 Köln. – *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 6, 1-172.
- Trautmann, W., 1976: Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngerer Zeit. – *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 10, 91-108.
- Tüxen, R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angew. Pflanzensoz.* 13, 5-42. Stolzenau/Weser.
- Tüxen, R., 1963: Typen von Vegetationskarten und ihre Erarbeitung. – In: Tüxen, R. (Hrsg.): *Vegetationskartierung*, 139-154. Cramer, Weinheim.
- Wenske, S., 1994: Standortgerechte Forstwirtschaft in Brandenburg. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol.* 28, 3, 116-118.
- Wolf, G., Bohn, U., 1991: Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung.

- Schr.-R. f. Vegetationskunde 21, 9-19.
- Zerbe, St., 1993: Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. – Ber. Forschungszentr. Waldökosyst., Reihe A, 100, 1-173.
- Zerbe, St., 1997: Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? – Forstw. Cbl. 116, 1-15.
- Zerbe, St., 1998: Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. – Appl. Veg. Sci. 1, 2: 165-172.
- Zerbe, St., 1999b: Konzeptionelle Überlegungen zur zukünftigen Entwicklung von Nadelholzforsten aus vegetationsökologischer Sicht – Arch. für Nat.- Lands. – 37: 285-304.
- Zerbe, St., 1999a: Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts mit Vorschlägen zu ihrer zukünftigen Entwicklung. – Mitt. Naturwiss. Mus. Stadt Aschaffenburg (im Druck)
- Zerbe, St., Brande, A., 1996: Waldentwicklung gestern, heute, morgen. Beispiele aus dem Tiefland und den Mittelgebirgen. – In: Zerbe, St. (Hrsg.): Vegetationsökologie mitteleuropäischer Wälder. Landschaftsentwickl. u. Umweltforsch. 104, 49-75.

Anschrift des Verfassers:

PD Dr. Stefan Zerbe
Institut für Ökologie und Biologie
Fachgebiet Pflanzenökologie
Technische Universität Berlin
Schmidt-Ott-Str. 1
D-12165 Berlin
e-Mail: stefan.zerbe@TU-Berlin.DE

Anforderungen an PNV-Karten aus Sicht der Landschaftsplanung

von Berthold Paterak

1. Bedeutung der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) als Planungsgrundlage für die Landschaftsplanung

1.1 Einsatzmöglichkeiten der PNV in der Landschaftsplanung

Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation kann – entsprechend qualifizierte PNV-Karten vorausgesetzt – insbesondere bei folgenden Aufgaben und Inhalten der Landschaftsplanung sinnvolle Verwendung finden:

- **Naturräumliche Gliederung** des zu bearbeitenden Plangebiets. Konkret geht es um die feinere Differenzierung und Abgrenzung von **naturräumlichen Einheiten bzw. Landschaftseinheiten** als grundlegende räumliche Bezugsbasis für die Landschaftsplanung der regionalen bis kommunalen Ebene.

- **Bewertung** des gegenwärtigen Zustands von Natur und Landschaft für das Schutzgut »Arten und Biotope«. Hier kann die PNV unter floristisch-vegetationskundlichen Gesichtspunkten (Artenzusammensetzung, Störungszeiger) wichtige Hinweise auf Beeinträchtigungen bzw. für die **Beurteilung der Naturnähe** von Biotopen und Biotopkomplexen geben.

- **Erarbeitung** des landschaftsplanerischen Zielkonzepts im Hinblick auf die **Sicherung** und insbesondere die **Entwicklung naturraumtypischer, naturbetonter Biotoptypen**. Dies erfordert, daß neben der PNV auch Sukzessionsstadien berücksichtigt werden und Angaben zur möglichen (naturnahen) Ersatzvegetation erfolgen.

- **Erarbeitung** der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für geschützte bzw. schutzwürdige Gebiete nach den Schutzkategorien des Naturschutzgesetzes.

- **Erarbeitung** der Vorschläge für Maßnahmen, die Nutzergruppen und andere Fachverwaltungen zur Unterstützung der Naturschutzziele im Plangebiet durchführen sollten. Adressaten sind insbesondere: Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Jagd, Wasserwirtschaft (ingenieurbiologische Maßnahmen).

Die Abb. 1 zeigt anhand des Gliederungsschemas für die niedersächsischen Landschaftsrahmenpläne die Einsatzmöglichkeiten der PNV.

1.2 Bisheriger Stellenwert der PNV in der Landschaftsplanung

In der Praxis spielte die PNV bisher nur eine untergeordnete Rolle als Grundlage der Landschaftsplanung. Dies hängt natürlich auch damit zusammen, daß PNV-Karten bzw. bodenkundliche Grundlagenkarten in hinreichender Qualität für die Mehrzahl der Planverfahren nicht zur Verfügung standen. So wurde die PNV bisher in den meisten Fällen nur im Rahmen eines allgemeinen Überblicks über das Plangebiet behandelt – weitergehende Aussagen ließen die vorliegenden PNV-Karten i.d.R. auch nicht zu.

(Zu verweisen ist hier auf die Kartenübersicht von Schröder zur potentiellen natürlichen Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland aus dem Jahre 1984. Diese zeigt für Niedersachsen, daß insbesondere großmaßstäbige PNV-Karten, also im Maßstab 1 : 50.000 und größer, nur für wenige, ausgewählte Teilbereiche vorlagen.)

Diese geringe Nutzbarkeit von PNV-Karten ist insbesondere für die Erarbeitung der niedersächsischen **Landschaftsrahmenpläne** kennzeichnend, die etwa Mitte der 80er Jahre begann. In einzelnen Fällen wurde der Versuch unternommen, der PNV einen höheren Stellenwert im Zielkonzept des Landschaftsrahmenplans zu geben. Als Beispiele sind hier die Landschaftsrahmenpläne für den Landkreis Hildesheim und die Stadt Emden zu nennen.

So wurde für den **Landkreis Hildesheim** eine PNV-Karte mit Übersichtscharakter (Maßstab 1 : 200.000) auf der Grundlage geologischer Übersichtskarten und bodenkundlicher Standortkarten entwickelt. Die PNV wurde dann zur Formulierung von Zielvorstellungen herangezogen. Durch die einzelnen Naturräume des Landkreises wurden Transekte gelegt, in denen die geologische und bo-

denkundliche Situation, frühere und aktuelle Nutzungsverhältnisse, die potentielle natürliche Vegetation und – darauf aufbauend – der angestrebte Zustand von Natur und Landschaft dargestellt sind.

Auch im Landschaftsrahmenplan für die **Stadt Emden** wurde die PNV als eine wichtige Grundlage für die Ableitung von Entwicklungszielen genutzt. Ausgehend von den vorherrschenden Standortfaktoren und vegetationskundlichen Kartierungen (ältere und aktuelle) wurden sog. »Wuchsgebiete« abgegrenzt, für die einerseits die PNV, andererseits naturnahe Ersatzgesellschaften (Grünlandgesellschaften) definiert wurden. Das Zielkonzept stellt dann für diese Wuchsgebiete Entwicklungsziele und standortgerechte Vegetationseinheiten dar. Ein Geländeschnitt, der alle naturraumtypischen Standorte von der tidebeeinflussten Küste bis zur trockenen Geestkante umfaßt, veranschaulicht die Abfolge der Wuchsgebiete. Insbesondere wurde im Landschaftsrahmenplan für die Stadt Emden Wert darauf gelegt, **verschiedene, alternative Zielvorstellungen** auf Grundlage der standörtlichen Entwicklungsmöglichkeiten zu formulieren.

1.3 Zukünftige Berücksichtigung der PNV als Grundlage für das Zielkonzept in der Landschaftsplanung

Innerhalb der Landschaftsplanung nimmt das Zielkonzept die zentrale Stellung ein. Seine Erarbeitung stellt gewissermaßen »die eigentliche planerische Leistung« dar. Es ist daher besonders wichtig, daß dafür umfassende und verlässliche Planungsgrundlagen zur Verfügung stehen.

Die Erarbeitung von Zielvorstellungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege für ein bestimmtes Plangebiet nimmt insbesondere Bezug auf folgende Grundlagen (vgl. Abb. 2).

Es wird deutlich, daß die PNV eine wichtige Planungsgrundlage ist, die zukünftig stärker als bisher im Zielkonzept der Landschaftsplanung berücksichtigt werden sollte.

Für die **Fortschreibung der Landschaftsrahmenpläne** ist vorgesehen, das Zielkonzept überwiegend kartographisch darzustellen. In der Zielkonzeptkarte werden v.a. Gebiete abgegrenzt, die entweder

- vorrangig zu **sichern**, ggf. in Teilbereichen zu **verbessern** sind oder
- in denen bestimmte Lebensräume vorrangig **entwickelt** bzw. **wiederhergestellt** werden sollen.

Entwicklungsziele für diese Gebiete werden über die Angabe angestrebter Biotopkomplexe bzw. Landschafts- und Nutzungstypen näher bestimmt. Erkenntnisse aus PNV-Karten sollen diese Zielkonzept-Karte maßgeblich mitbestimmen¹.

2. Anforderungen an PNV-Karten aus Sicht der Landschaftsplanung

Generell richten sich die Anforderungen nach der jeweiligen Planungs- und Maßstabebene der Landschaftsplanung. Grundsätzliche Anforderungen an PNV-Karten bzw. die für deren Erarbeitung verwendeten Grundlagen sind in der Abb. 3 aufgeführt:

Zur Erläuterung dieser Gesichtspunkte werden folgende Beispiele gegeben:

- Zur Aktualität: neuere Erkenntnisse über die Konkurrenzkraft der Rotbuche im norddeutschen Tiefland; Standortveränderungen wie Eindeichungen, nachhaltige Veränderungen des Bodenwasserhaushalts, Standorteutrophierung, aktuelle Ausdehnung von Siedlungsflächen, Auftrags- und Abtragsflächen etc.
- Zur inhaltlichen Qualität: Bodenwasserhaushalt, Nährstoff- und Basenversorgung der Standorte, topographische Verhältnisse (Relief, Exposition).
- Zur Detailliertheit: Berücksichtigung auch kleinflächiger Bodeneinheiten (z. B. in schmalen Tälern, Moore in Toteislöchern). Für den Maßstab 1 : 50.000 sollte die Darstellungsgrenze etwa im Bereich von 1 bis 3 ha liegen.
- Zur Ersatzvegetation:
 - Kalkmagerrasen als Ersatzvegetation für den Seggen-Buchenwald (auf basen- bis kalkreichen, trockenwarmen Standorten)
 - mesophiles Grünland als Ersatzvegetation für den Hainsimsen- (Drahtschmielen-) Buchenwald (auf basenarmen, frischen Standorten).

Gliederungsschema für den Landschaftsrahmenplan

- => Einsatzmöglichkeiten der PNV
- => **1 Überblick über das Plangebiet**
- 2 Fachliche Vorgaben**
- 3 Gegenwärtiger Zustand von Natur und Landschaft sowie voraussichtliche Änderungen**
- => 3.1 Arten und Biotope
- 3.2 Landschaftsbild
- 3.3 Boden/Wasser
- 3.4 Klima/Luft
- => **4 Zielkonzept**
- 5 Umsetzung des Zielkonzepts**
- => 5.1 Umsetzung des Zielkonzepts durch Schutz, Pflege und Entwicklung bestimmter Teile von Natur und Landschaft
 - 5.1.1 Naturschutzgebiete gemäß § 24 NNatG
 - 5.1.2 Landschaftsschutzgebiete gemäß § 26 NNatG
 - 5.1.3 Naturdenkmale gemäß § 27 NNatG
 - 5.1.4 Geschützte Landschaftsbestandteile gemäß § 28 NNatG
 - 5.1.5 Besonders geschützte Biotope gemäß § 28 a NNatG
 - 5.1.6 Besonders geschütztes Feuchtgrünland gemäß § 28 b NNatG
 - 5.1.7 Wallhecken gemäß § 33 NNatG
 - 5.1.8 Sonstige Schutz- und Planungskonzeptionen
- 5.2 Umsetzung des Zielkonzepts durch Artenhilfsmaßnahmen für ausgewählte Tier- und Pflanzenarten
- => 5.3 Umsetzung des Zielkonzepts durch Nutzergruppen und andere Fachverwaltungen
 - 5.3.1 Landwirtschaft (einschl. Flurneuordnung)
 - 5.3.2 Wasserwirtschaft
 - 5.3.3 Forstwirtschaft
 - 5.3.4 Erholung/Freizeit/Tourismus
 - 5.3.5 Bodenabbau
 - 5.3.6ff Abfall- und Abwasserwirtschaft, Energiewirtschaft, Verkehr, Bergbau, Verteidigung, Jagd, Fischerei und ggf. weitere im Plangebiet relevante Nutzungen
- 5.4 Umsetzung des Zielkonzepts durch Raumordnung und Bauleitplanung
 - 5.4.1 Raumordnung
 - 5.4.2 Bauleitplanung

Abb. 1: Einsatzmöglichkeiten der PNV in der Landschaftsrahmenplanung

- => Bewertungen des gegenwärtigen Zustands aller Schutzgüter (Arten und Biotope, Landschaftsbild, Boden/Wasser, Klima/Luft)
- => frühere Zustände von Natur und Landschaft als Ausdruck der besonderen Eigenart des jeweiligen Naturraums, unter Berücksichtigung der historisch gewachsenen Nutzungsformen und -verteilungen
- => das standörtliche Entwicklungspotential **bzw. die potentielle natürliche Vegetation**
- => fachliche Standards (z.B. zu Mindestarealen für bestimmte Arten, für ein repräsentatives System aller naturraumtypischen, naturbetonten Lebensräume, für ein Biotopverbundsystem)

Abb. 2: Grundlagen für die Erarbeitung des Zielkonzepts in der Landschaftsplanung

¹ Zur modellhaften Erstellung von PNV-Karten für die Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans Landkreis Schaumburg siehe Vortragstext von Herrn Dr. Zacharias, NLÖ.

- => Aktualität (Berücksichtigung aktueller vegetationskundlicher Erkenntnisse sowie irreversibler Standortveränderungen)
- => inhaltliche Qualität (Abbildung aller relevanten Standortfaktoren)
- => Detailliertheit (maßstäblich mögliche Genauigkeit)
- => Angaben zur (möglichen) naturbetonten Ersatzvegetation für die jeweiligen Standorttypen

Abb. 3: Anforderungen an PNV-Karten/als Grundlage verwendete Bodenkarten

Für die Landschaftsplanung sind dies unverzichtbare Angaben; insbesondere für die Naturräume, in denen verschiedene Ausprägungen der Ersatzvegetation (bei extensiver Nutzung) vorrangig zu entwickeln sind (z.B. Ziele des Grünlandsschutzes im niedersächsischen Tiefland).

Die genannten Anforderungen deuten auf Defizite bei den Grundlagen für PNV-Karten – v.a. bei der bodenkundlichen Übersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) – hin. Diese Defizite müßten im Rahmen der Fortführung der bodenkundlichen Kartenwerke abgebaut werden.²

3. Fazit, Ausblick

Zukünftig sollte das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation stärker als bisher in der niedersächsischen Landschaftsplanung berücksichtigt werden. Dies gilt vor allem im Hinblick auf die **Erarbeitung von Zielvorstellungen** des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

Diese Zielvorstellungen, insbesondere zur **Entwicklung** bestimmter Bereiche im jeweiligen Plangebiet, lösen immer

wieder, z.T. sehr kontroverse Diskussionen aus. Dabei wird des öfteren der Vorwurf der »Beliebigkeit« und »fehlenden fachlichen Fundierung« gegenüber den verantwortlichen Landschaftsplanern geäußert. Eine nachvollziehbare Ableitung von Entwicklungszielen aus den standörtlichen Gegebenheiten kann zu einer Versachlichung der Diskussion beitragen und damit zu größerer Akzeptanz der Planaussagen führen.

Inwieweit dieses Ziel kurz- bis mittelfristig erreicht wird, hängt sicherlich von verschiedenen Faktoren ab. Ein ganz zentraler Punkt ist die Verfügbarkeit bodenkundlicher Grundlagenkarten in einem der jeweiligen Planungsebene entsprechenden Maßstab und mit dem maßstäblich möglichen Detaillierungsgrad.

Auf der Grundlage der bisherigen Arbeitsergebnisse wird zukünftig eine landesweite Referenzliste zur Verfügung stehen, in der die Bodeneinheiten der BÜK 50 bestimmten Standorttypen und der PNV zugeordnet sind. Diese Referenzliste ist als eine Arbeitsgrundlage für die Landschaftsplanung (primär für die regionale Ebene) zu verstehen. Es ist in jedem Fall erforderlich, daß die dort

vorgenommenen Zuordnungen anhand der Gebietskenntnisse der Planbearbeiter überprüft und ggf. korrigiert werden.²

Die PNV zeigt **Entwicklungsmöglichkeiten** auf, sie kann die landschaftsplanerische Frage beantworten: »Was wäre auf diesem oder jenem Standort möglich, wenn direkte menschliche Einwirkungen zukünftig unterblieben?«

PNV-Karten sind aber keineswegs mit den Zielvorstellungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege für das jeweilige Plangebiet gleichzusetzen. Sie sind allenfalls eine Entscheidungshilfe. Wo und in welchem Umfang die PNV als Zielvorgabe im Plangebiet zum Tragen kommen soll, ist im Zielkonzept zu bestimmen. Dabei spielen unterschiedliche Gesichtspunkte eine Rolle. Nicht nur innerhalb des Arten- und Biotopschutzes sondern auch im Hinblick auf die übrigen Schutzgüter des Naturschutzrechts können Zielkonflikte entstehen, die planerisch gelöst werden müssen.

Als Fazit ist festzustellen, daß PNV-Karten auf verlässlicher bodenkundlicher Grundlage eine wichtige Planungsgrundlage sind und eine bessere Nachvollziehbarkeit von Zielaussagen bewirken können.

Anschrift des Verfassers

Baurat Berthold Paterak
Niedersächs. Landesamt für Ökologie
Abteilung 2, Naturschutz
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim

² Zu der BÜK-PNV-Referenzliste als Arbeitshilfe für die Landschaftsplanung siehe Vortragstext von Herrn Dr. Zacharias, NLÖ.

Anwendung des Konzeptes der potentiellen natürlichen Vegetation in der praktischen Landschaftsplanung und im Naturschutz

von Thomas Kaiser

1. Einleitung

Vor mehr als 40 Jahren entwickelte Tüxen (1956) das Gedankenmodell der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV). Diese hypothetische Vegetation hat mittlerweile in vielfacher Weise Anwendung in Naturschutz und Landschaftsplanung gefunden (Kaiser 1996). Auch die Forstwirtschaft bedient sich dieses Konzeptes im Rahmen der forstlichen Standortkartierung und der Waldbiotopkartierung (beispielsweise AK Standortkartierung 1980, NFP 1992, Naeder 1997, Weigel 1998). Nachfolgend werden wichtige Anwendungsbereiche des Konzeptes der PNV in der praktischen Landschaftsplanung vorgestellt und kritisch diskutiert. Der Aspekt der Landschaftsbildanalyse wird dabei ausführlicher behandelt als die übrigen Anwendungsbereiche, weil die Bedeutung des PNV-Konzeptes für Fragestellungen der Landschaftsbildanalyse bisher in der Literatur kaum diskutiert wurde. Aus der weniger ausführlichen Darstellung der übrigen Anwendungsbereiche darf nicht abgeleitet werden, daß das PNV-Konzept für diese Bereiche von geringerer Bedeutung ist.

Der Begriff »Landschaftsplanung« ist hier im weiteren Sinne zu verstehen, d.h. er beschränkt sich nicht auf die im Bundesnaturschutzgesetz bzw. den Ländergesetzen unter dem Abschnitt Landschaftsplanung aufgeführten Planwerke Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan und Grünordnungsplan, sondern berücksichtigt auch umweltvorsorgende oder eingriffsbegleitende Planungen wie Umweltverträglichkeitsstudien, FFH-Verträglichkeitsstudien und landschaftspflegerische Begleitpläne sowie Naturschutzfachplanungen wie Pflege- und Entwicklungspläne.

Herrn Dr. Dietmar Zacharias (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, NLÖ) danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

2. Landschaftsbildanalyse

Der Auftrag des Bundesnaturschutzgesetzes bzw. der Ländergesetze, die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft dauerhaft zu sichern, umfaßt nach Breuer (1993) nicht Schutz, Pflege und Entwicklung einer absoluten oder maximalen oder unbestimmten oder von einer bestimmten Bevölkerungs- oder Interessengruppe nachgefragten Vielfalt, Eigenart und Schönheit des Landschaftsbildes. Vielmehr beschränkt sich das Schutzobjekt Landschaftsbild auf die naturraum- und standorttypische Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Breuer (1993: 20) schildert die Folgen einer vom Naturraum isolierten Handhabung der Kriterien: »Die Verselbständigung dieser Kriterien macht den Landschaftsbildbegriff maßstabslos, nivelliert die Naturraumausstattung und löst die Naturraumidentität (und damit auch den kulturellen und emotionalen Naturraumbezug des Menschen, d.h. sein Heimatempfinden) auf.«

Zur Operationalisierung der Kriterien Vielfalt, Eigenart und Schönheit für die Aufgaben der Landschaftsplanung ist es daher erforderlich, die in einer Raumeinheit vorgefundenen Landschaftsbildelemente in Beziehung zu den naturräumlichen Gegebenheiten zu setzen. In den 50er und 60er Jahren wurde eine flächendeckende naturräumliche Gliederung Deutschlands erarbeitet (Meynen & Schmithüsen 1957-61). Im Rahmen der geographischen Landesaufnahme 1 : 200.000 wurde diese Gliederung in den Folgejahren weiter verfeinert (beispielsweise Meisel 1960, Meibeyer 1970). Doch selbst die in der Landesaufnahme dargestellten naturräumlichen Einheiten 6. Ordnung sind für viele Fragestellungen der Analyse und Bewertung des Landschaftsbildes zu grob, so daß es im Rahmen einer Projektbearbeitung häu-

fig einer nachvollziehbaren räumlichen Feingliederung in Raumeinheiten mit einheitlichen edaphischen und klimatischen Gegebenheiten bedarf. Auf die Bedeutung des PNV-Konzeptes für derartige Feingliederungen weisen beispielsweise Bastian (1994) und Schlüter (in Bastian & Schreiber 1994) hin. Christensen & Rühs (1998) liefern ein aktuelles Beispiel für die Verwendung der PNV als Mittel der Raumgliederung. Die PNV-Einheiten sind nicht nur Merkmal für den natürlichen phytogenen Inhalt bestimmter Räume, sondern gleichzeitig auch der theoretische Ausdruck für den natürlichen ökologischen Gesamteffekt (Langer 1970), also dem Ergebnis der Wechselbeziehungen von Lithosphäre, Pedosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre. Eine naturräumliche Feingliederung auf Grundlage von PNV-Einheiten ermöglicht es somit, nachvollziehbar Landschaftsbildräume abzugrenzen, die in Bezug auf ihre Ausstattung mit Landschaftsbildelementen hinsichtlich ihrer naturraum- und standorttypischen Vielfalt, Eigenart und Schönheit analysiert werden können. Diese Raumgliederung ermöglicht es, die Mikrostrukturen des Landschaftsbildes im Sinne von Breuer (1991) in Bezug auf ihre Funktion für das Landschaftsbild zu bewerten

Zur Veranschaulichung wird nachfolgend ein Ansatz zur Landschaftsbildanalyse auf Grundlage von Landschaftsbildräumen vorgestellt, die anhand der PNV und ergänzend dazu anhand der aktuellen Biotopausstattung und des Reliefs abgegrenzt wurden. Vielfalt, Eigenart und Schönheit des Landschaftsbildes ergeben sich aus den sinnlich wahrnehmbaren Erscheinungen und Strukturen der Lithosphäre, Pedosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre, Biosphäre und Anthroposphäre. Für die Anthroposphäre gilt jedoch die Einschränkung, daß nur die aus dem Naturraum hervorgegangenen und historisch gewachsenen Erscheinungen zur Vielfalt, Eigenart und Schönheit beitragen (Breuer 1993). Neben Reliefformen, Bauwerken oder auch einzelnen landschaftsbildprägenden Tierarten (vgl. Kaiser 1999) stellen vor allem Ökotope als kleinste landschaftsökologisch relevante Raumeinheiten aus einer Biozönose und den sie bedingenden einheitlichen Standortgegebenheiten (ANL 1994) wichtige Elemente des Landschaftsbildes dar. In der Praxis des Naturschutzes und der Landschaftsplanung hat sich anstelle des Öko-

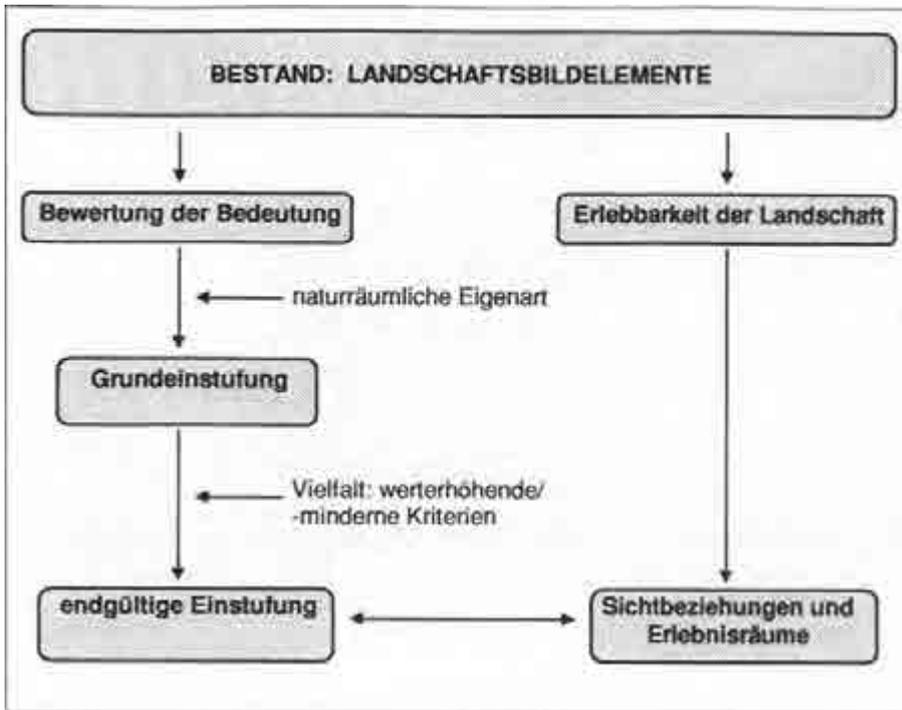


Abb. 1: Ablaufschema zum Bewertungsverfahren - Schutzgut "Landschaftsbild".

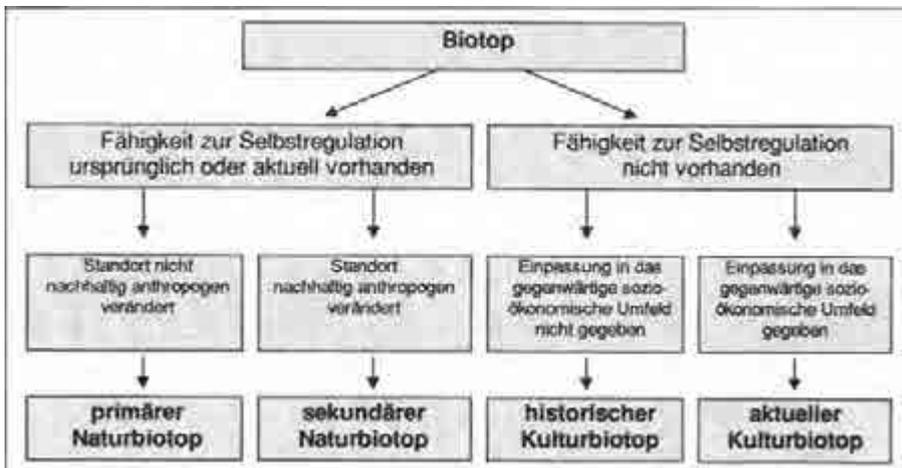


Abb. 2: Gliederung von Biotoptypen in Naturbiotope sowie historische und aktuelle Kulturbiotopie (verändert nach Kaiser 1994).

topbegriffes der eigentlich nicht ganz zutreffende Begriff des Biotops durchgesetzt. Streng genommen ist der Biotop nur der Lebensraum einer Biozönose von einheitlicher, gegenüber seiner Umgebung mehr oder weniger scharf abgrenzbarer Beschaffenheit. Der gängigen Praxis folgend wird nachfolgend der Begriff »Biotop« im Sinne eines Ökotopt verwendet.

Der Ablauf der Landschaftsbildanalyse erfolgt in mehreren Schritten anhand der Kriterien Eigenart, Vielfalt und Erlebbarkeit der Landschaft (Abb. 1). Das Kriterium der Schönheit wird nicht gesondert als Bewertungskriterium heran-

gezogen. Vielmehr wird dem Ansatz von Breuer (1993) gefolgt, wonach sich die Schönheit des Landschaftsbildes aus seiner Eigenart ergibt. Auf diese Weise ist der Schönheitsbegriff einer rationalen Inwertsetzung zugänglich und subjektiven Auslegungen entzogen.

Die Grundeinstufung orientiert sich an dem Kriterium der Eigenart, um der hervorragenden Bedeutung dieses Parameters für das Landschaftsbild gerecht zu werden (vgl. Breuer 1993). Hierzu werden die flächig ausgebildeten Landschaftsbildelemente in Naturbiotope sowie historische und aktuelle Kulturbiotopie eingeteilt (Abb. 2). Kaiser (1994) hat

in Anlehnung an Nitz (1982) den Begriff der »historischen Kulturökotope bzw. -biotop« eingeführt. Darunter sind solche Biotope zu verstehen, die nicht zur Selbstregulation fähig sind, sondern sich durch den direkten oder indirekten Einfluß einer früheren menschlichen Gesellschaft für deren damals herrschende Verhältnisse als sozial und ökonomisch angemessen entwickeln konnten und die sich unter dem Einfluß der jeweiligen gegenwärtigen Gesellschaft mit ihren veränderten Verhältnissen und Vorstellungen so nicht neu entwickeln können, weil sie ihr nicht mehr entsprechen. Aktuelle Kulturbiotopie sind dagegen Biotope, die ebenfalls nicht zur Selbstregulation fähig sind, aber sich (auch) unter der gegenwärtigen Gesellschaft als sozial und ökonomisch angemessen neu entwickeln können. Biotope, die ursprünglich oder aktuell zur Selbstregulation fähig waren bzw. sind, werden als Naturbiotope bezeichnet. Dazu sind auch vorübergehende Sukzessionsstadien zu rechnen, sofern deren Existenz nicht auf anthropogene Einflüsse angewiesen ist. Naturbiotope entsprechen den PNV-Einheiten einschließlich den der Schlußgesellschaft vorgeschalteten Sukzessionsstadien. Einige Beispiele sind in Tab. 1 zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung erfolgt bei Kaiser (1994).

In Tab. 2 erfolgt eine Operationalisierung des Bewertungskriteriums der naturräumlichen Eigenart. Für die endgültige Einstufung wird das Kriterium der Vielfalt als werterhöhender bzw. -mindernder Parameter berücksichtigt. Dieses geschieht mit Bezug auf die Landschaftsbildeinheiten anhand der Anzahl unterschiedlicher die Eigenart ausmachender Landschaftsbildelemente, der Anzahl und des Ausmaßes von die Eigenart beeinträchtigenden Störelementen, der Häufigkeit des Wechsels zwischen die Eigenart ausmachenden Landschaftsbildelementen und der räumlichen Verteilung der Landschaftsbildelemente.

Das Kriterium der Erlebbarkeit der Landschaft fließt nicht in eine Gesamtbewertung ein, sondern wird parallel dazu dargestellt. Die Sichtbeziehungen und Erlebnisräume zeigen an, welche Flächen für den menschlichen Betrachter aktuell oder potentiell eine besonders hohe Funktion in Bezug auf das Landschaftserleben haben, während Eigenart und Vielfalt sich rein aus dem aktuellen Bestand an Landschaftsbilde-

Tab. 1: Beispiele für Natur- und Kulturbiototypen in Zusammenhang mit der Landschaftsbildanalyse.

primäre Naturbiotope	sekundäre Naturbiotope	historische Kulturbiotope	aktuelle Kulturbiotope
<ul style="list-style-type: none"> • bodensaurer Buchenwald • sommerkalter Geestbach • Hochmoor mit Bulten-Schlenken-Mosaik 	<ul style="list-style-type: none"> • feuchter Eichen-Mischwald auf entwässertem Moorstandort • ruderaler Robinienwald 	<ul style="list-style-type: none"> • Sandheide • Borstgrasrasen • Kalkmagerrasen • Wallhecke/Knick • Eichen-Niederwald (Kratt) 	<ul style="list-style-type: none"> • Fichtenforst • wildkrautarmes Ackerland • artenarmes Intensivgrünland

Tab. 2: Operationalisierung der naturräumlichen Eigenart als Bewertungskriterium für die Grundeinstufung der Landschaftsbildelemente.

Art der Landschaftsbildelemente	Landschaftsbildelement repräsentiert die naturräumliche Eigenart...		
	... nicht	... teilweise	... vollständig
Naturbiotope	sekundärer Naturbiotop oder vorgeschaltetes Sukzessionsstadium	primärer Naturbiotop in schlechter/überformter Ausprägung oder vorgeschaltetes Sukzessionsstadium	primärer Naturbiotop oder vorgeschaltetes Sukzessionsstadium
historische Kulturbiotope und sonstige historische Strukturen	—	in schlechter/überformter Ausprägung	in typischer Ausprägung
aktuelle Kulturbiotope und sonstige aktuelle Strukturen	naturraumtypische Standortparameter oder historisch gewachsene Nutzungsstrukturen nicht ablesbar	naturraumtypische Standortparameter oder historisch gewachsene Nutzungsstrukturen teilweise ablesbar	naturraumtypische Standortparameter oder historisch gewachsene Nutzungsstrukturen deutlich ablesbar

menten ergibt. Anhand des Kriteriums der Erlebbarkeit der Landschaft läßt sich herausarbeiten, auf welchen Flächen Veränderungen des Landschaftsbildes besonders deutlich in Erscheinung treten werden. Dieser Raumbezug stellt eine wichtige Grundlage für eine Bewertung der vorhabensspezifischen Empfindlichkeit des Landschaftsbildes wie auch der Ableitung möglicher Kompensationsmaßnahmen dar.

3. Beurteilung des Erhaltungszustandes von Landschaftsräumen

Die Bestandsanalyse (vgl. Reck 1995, Kaiser 1998a) hat im Planungsablauf die Aufgabe, für den Naturschutz besonders bedeutsame Flächen und Strukturen zu ermitteln und den aktuellen Erhaltungszustand der Biotope und Biozöosen des Untersuchungsgebietes sowie dessen Entwicklungspotential zu bestimmen (vgl. Riecken 1996), um aufgrund dieser

Erkenntnisse eine fundierte naturschutzfachliche Zielfindung oder Beurteilung möglicher Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft durchführen zu können. Der aktuelle Erhaltungszustand der vorkommenden Biotope und Biozöosen orientiert sich am Entwicklungspotential des Untersuchungsgebietes. Das Entwicklungspotential beschreibt als vergleichender Maßstab die maximal erreichbare Wertigkeit für den Naturschutz. Es findet seine Grenzen in der Irreversibilität veränderter Eigenschaften und ausgelöster Prozesse sowie in der technischen Machbarkeit. Der Erhaltungszustand läßt sich ablesen, indem das Vorhandensein oder Fehlen von Arten und Strukturen geprüft wird, die dem natürlichen, einem historischen oder aktuellen erstrebenswerten Zustand entsprechen oder gerade nicht entsprechen (Störzeiger).

In diesem Zusammenhang kann die PNV als ein geeigneter und vielfach erprobter Maßstab für die Beurteilung der

Naturnähe von Landschaftsausschnitten herangezogen werden (vgl. beispielsweise Koch & Grabherr 1998). Zu beachten ist dabei jedoch, daß es sich um ein sogenanntes aktualistisches Konzept handelt, d.h. nachhaltige anthropogene Standortveränderungen werden bei der Herleitung des Natürlichkeitsgrades mit einbezogen. Im Gegensatz dazu vergleichen die durch eine historische Perspektive gekennzeichneten Ansätze den aktuellen mit dem ursprünglichen Zustand ohne anthropogene Standortveränderungen (Kowarik 1988). Bei Verwendung der PNV als Maßstab für die Naturnähe muß der Bearbeiterin bzw. dem Bearbeiter klar sein, daß eine durch nachhaltige Standortveränderungen geprägte reale Vegetation, die der PNV weitestgehend entspricht, als Ausbildung mit dem höchsten Natürlichkeitsgrad einzustufen ist. Dazu gehören beispielsweise auch ruderaler Wälder im Sinne von Kowarik (1995). Bei einem historischen Ansatz würde die gleiche Vegetationsausbildung dagegen als weniger naturnah angesehen, weil hier die ursprüngliche Vegetation (d.h. die vor dem Eintritt der Standortveränderungen bestandene potentielle natürliche Vegetation) als Maßstab dient.

4. Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz

Vielfach bedarf es im Rahmen der Landschaftsplanung der Inwertsetzung von Flächen, um deren Wichtigkeit für die Belange des Naturschutzes herauszuarbeiten. Dieses kann beispielsweise für die Abgrenzung von Schutzgebieten oder im Rahmen der Suche nach konfliktarmen Varianten bei Vorhaben, die mit Eingriffen in Natur und Landschaft verbunden sind, erforderlich sein.

Ein mögliches Kriterium für Bewertungen stellt die Naturnähe dar (vgl. beispielsweise Plachter 1991, Usher & Erz 1994), die sich beispielsweise an der PNV messen läßt, indem die reale Vegetation mit der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation verglichen wird. Vielfach werden in diesem Zusammenhang leichtfertigerweise bereits Auswertungsschritte als »Bewertung« bezeichnet, wie Scherner (1995), Riecken (1996) und Wiegleb (1997) berechtigterweise kritisieren. In Abb. 3 wird daher der Unterschied zwischen Aus- und Bewertung

auf gesellschaftlichem Konsens beruhende normative Setzungen	fachliche Herangehensweise an die Bearbeitung (Spielregeln)	Ergebnisse des Pflege- und Entwicklungsplanes	Beispiel
	Bestandsaufnahme	Bestandsbeschreibung	Kartierung der realen Vegetation auf der Fläche X. Auf der Fläche X wächst ein Waldmeister-Buchenwald (<i>Galio odorati-Fagetum</i>).
	Auswertungsvorgang	Auswertungsergebnis	Vergleich der realen Vegetation mit der aktuellen potentiellen natürlichen Vegetation. Unter den gegebenen Standortbedingungen entspricht der Zustand der Fläche X der potentiellen natürlichen Vegetation. Die Fläche X ist daher sehr naturnah ausgeprägt.
normativer Schritt	Bewertungsvorgang	Bewertungsergebnis	Dem Kriterium der Naturnähe wird ein hoher Naturschutzwert beigemessen. Aufstellung einer Zustands-Wertigkeits-Relation, wonach eine Fläche umso wertvoller ist, je naturnäher sie eingestuft wird. Der Waldmeister-Buchenwald ist für den Naturschutz sehr wertvoll.

Abb. 3: Von der Bestandsbeschreibung zur Bewertung (aus Kaiser 1998).

veranschaulicht (nach Kaiser 1998a). Die Bestimmung der Naturnähe ist zunächst noch eine rein mit Methoden der Naturwissenschaften leistbare Auswertung der Bestandesdaten (vgl. Heidt & Plachter 1996), in die bewertende Elemente nicht einfließen. Erst unter der normativ abgeleiteten Voraussetzung, daß einem hohen Grad an Naturnähe auch ein hoher Wert für den Naturschutz beizumessen ist, kommt es über die Festlegung einer bestimmten Zustands-Wertigkeits-Relation (vgl. Plachter 1992 und 1994) zu einer echten Inwertsetzung. Nur für letzteres sollte der Begriff der »Bewertung« Verwendung finden (vgl. auch Jessel 1996).

Bei Verwendung des PNV-Konzeptes im Rahmen naturschutzfachlicher Bewertungen sind vier Problembereiche zu beachten (vgl. Kaiser 1996).

1. Über »Naturnähe« lassen sich nicht sämtliche gesetzlich definierte Naturschutzziele erfüllen, beispielsweise das des Schutzes der wildlebenden Tiere und Pflanzen in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt (§ 2 des Bundesnaturschutzgesetzes). Insofern kann die Naturnähe auch nur eines von mehreren Bewertungskriterien sein (vgl. beispielsweise Usher & Erz 1994, Brinkmann 1998).

2. Die PNV benennt definitionsgemäß die höchstentwickelte Vegetation. Der Schlußgesellschaft vor- oder nachgeschaltete Sukzessionsstadien sind jedoch vielfach charakteristische Bestandteile der Pflanzendecke, die ebenfalls in die landschaftsplanerischen Überlegungen einbezogen werden müssen. In diesem Zusammenhang sei beispielsweise an die Mosaik-Zyklus-Theorie (Remmert 1987) und die Idee des Prozeßschutzes (Sturm 1993, Plachter 1996, Jedicke 1998) erinnert. Bei einer einseitigen Orientierung einer Bewertung nur an der Schlußgesellschaft werden wesentliche Bestandteile der ökosystemaren Entwicklung ausgeblendet, wie die Abb. 4 am Beispiel der in Hannover gelegenen Seelhorst veranschaulicht. Teilweise sind der Schlußgesellschaft vor- oder nachgeschaltete Sukzessionsphasen oder Nutzungsstadien für den Naturschutz mindestens ebenso bedeutsame Elemente. Zacharias (1996) stellte beispielsweise fest, daß in Eichen-Hainbuchen-Mittelwäldern des nördlichen Harzvorlandes eine deutlich höhere Anzahl von Pflanzenarten der Roten Liste auftraten als in den der Schlußgesellschaft nahekommenden Rotbuchenwäldern. Für einen am Prozeßschutz orientierten Naturschutz erscheint es sinnvoll, Sukzessionsphasen und Nutzungsstadien in die Meßlatte für Bewertungen mit einzube-

ziehen. Dieses gilt um so mehr, als der von der Vegetationskunde für Mitteleuropa postulierte Zustand einer weitestgehend von Wald bedeckten Naturlandschaft (beispielsweise Ellenberg 1996) möglicherweise nur eine Folge der fast vollständigen Ausrottung der quartären Megafauna durch den Menschen ist (Geiser 1992, Bunzel-Drüke et al. 1995, Gerken & Meyer 1996 und 1997, Pott-Dörfer & Zacharias 1998). Seibert & Conrad-Brauner (1995) schlagen daher vor, die PNV als syndynamischen Gesellschaftskomplex aufzufassen, in dem alle Pflanzengesellschaften zusammengefaßt sein können, die syndynamisch zueinander in Beziehung stehen. In dieser Form kann sich von der starren Fixierung bestimmter Zustände bei der Bewertung der Naturnähe mittels der PNV gelöst werden hin zu einem mehr dynamischen Ansatz. Bereits Tüxen (1956) listet entsprechende syndynamisch in Beziehung stehende Pflanzengesellschaften auf.

3. In Kap. 3 wurde erläutert, daß die PNV ein sogenanntes aktualistisches Konzept ist, d.h. nachhaltige anthropogene Standortveränderungen fließen im Gegensatz zu historischen Konzepten bei der Herleitung des Natürlichkeitsgrades mit ein (Kowarik 1988). Ein durch nachhaltige Standortveränderungen geprägter realer Zustand, der sich selbstge-

steuert ohne menschliche Einflußnahmen entwickelt (beispielsweise ruderaler Wald im Sinne von Kowarik 1995), wird in aktualistischer Perspektive als Ausbildung mit dem höchsten Natürlichkeitsgrad eingestuft. Bei einem historischen Ansatz würde der gleiche Zustand dagegen als weniger naturnah angesehen, weil hier der ursprüngliche Zustand (d.h. derjenige vor dem Eintritt der Standortveränderungen) als Maßstab dient. Bei einer anschließenden Inwertsetzung nach der Zustands-Wertigkeits-Relation »Je naturnäher, desto wertvoller« kann demzufolge ein und derselbe Zustand sehr unterschiedlich eingestuft werden. In Einzelfällen kann die Verwendung des PNV-Konzeptes zu nicht plausiblen Bewertungsergebnissen führen, wenn kein Abgleich mit anderen Parametern erfolgt. Wird nur die PNV als Meßlatte für die Bewertung herangezogen, so erbringt die vergleichende Einstufung eines ruderalen Waldes auf nachhaltig anthropogen verändertem Standort und eines Fichtenforstes auf historisch altem Waldstandort das Ergebnis, daß der ruderaler Wald naturnäher und damit auch wertvoller ist als der Fichtenforst. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Naturnähe der Standorte würde sich dagegen eher eine umgekehrte Einstufung ergeben, wie sie auch dem derzeitigen Diskussionsstand entspricht (beispielsweise Wulf 1994).

4. Nach Auffassung mancher Autoren umfaßt die PNV auch florenfremde

Pflanzenarten, sofern sie zum Besiedlungspotential eines Gebietes gehören und ihre Konkurrenzkraft so groß ist, daß sie sich in der gedachten PNV als Agriophyten behaupten können. Als Beispiele für regional florenfremde Elemente, die durch Arealerweiterung von in Mitteleuropa heimischen Arten der PNV mancher Gebiete hinzuzurechnen sind, nennt Jahn (1992) Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Fichte (*Picea abies*). Fremdländische Sippen, die als neuheimische Sippen (Agriophyten im Sinne von Schroeder 1974) inzwischen zum festen Florenbestand gehören und für die die oben genannten Bedingungen für die Zugehörigkeit zur PNV zumindest in Teilgebieten Deutschlands zutreffen dürften, sind Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*), Kleines Springkraut (*Impatiens parviflora*), Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und Roteiche (*Quercus rubra*) (vgl. Härdtle 1989). Mit gewissen Anteilen dürften auch Japanstaudenknöterich (*Polygonum cuspidatum*), Riesenbärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) und Indisches Springkraut (*Impatiens grandiflora*) (Hartmann et al. 1994), die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) (Jahn 1992) und die Kultur-Heidelbeere (*Vaccinium subgen. Cyanococcus*) (Schepker et al. 1997) dazugehören. Hier ist im Rahmen der landschaftsplanerischen Tätigkeit zu klären, ob und ggf. welche dieser Arten tatsächlich als naturschutzfachlich erwünschte Florenbestandteile gelten. Sukopp & Kowarik (1986: 110)

folgen in diesem Zusammenhang: »Zu bekämpfen sind Neophyten, die in als erhaltenswert erkannte Lebensgemeinschaften eindringen und z.B. in Schutzgebieten die Schutzwürdigkeit vermindern...« In derartigen Fällen dürfte sich somit eine naturschutzfachliche Bewertung nicht einfach an der PNV orientieren, sondern müßte präzisieren »PNV unter Ausschluß florenfremder Sippen«. Der neue Definitionsvorschlag zur PNV von Kaiser & Zacharias (in diesem Band) löst dieses naturschutzfachliche Problem, in dem das der PNV zugrundezulegende Besiedlungspotential auf den autochthonen Artenbestand der naturräumlichen Region beschränkt wird.

5. Naturschutzfachliche Zielfindung

Im Rahmen der naturschutzfachlichen Zielfindung werden unter anderem zur Akzeptanzsteigerung vermehrt diskursive Ansätze diskutiert (Wiegleb 1997). Diese erfordern ein hohes Maß an fachlicher Transparenz und müssen für die am Zielfindungsprozeß Beteiligten verständlich sein, obwohl die Beteiligten teilweise keine fachspezifische Vorbildung haben. Die Szenario-Technik hat sich in diesem Zusammenhang als Möglichkeit erwiesen, komplizierte Sachverhalte in anschaulicher Weise aufzubereiten. Denkbare Zielvarianten werden möglichst detailliert beschrieben und in Bezug auf ihre Vor- und Nachteile verglichen (Heidt et al. 1994, Blumrich et al. 1998, Kaiser 1998b, Fromm & Wiegleb

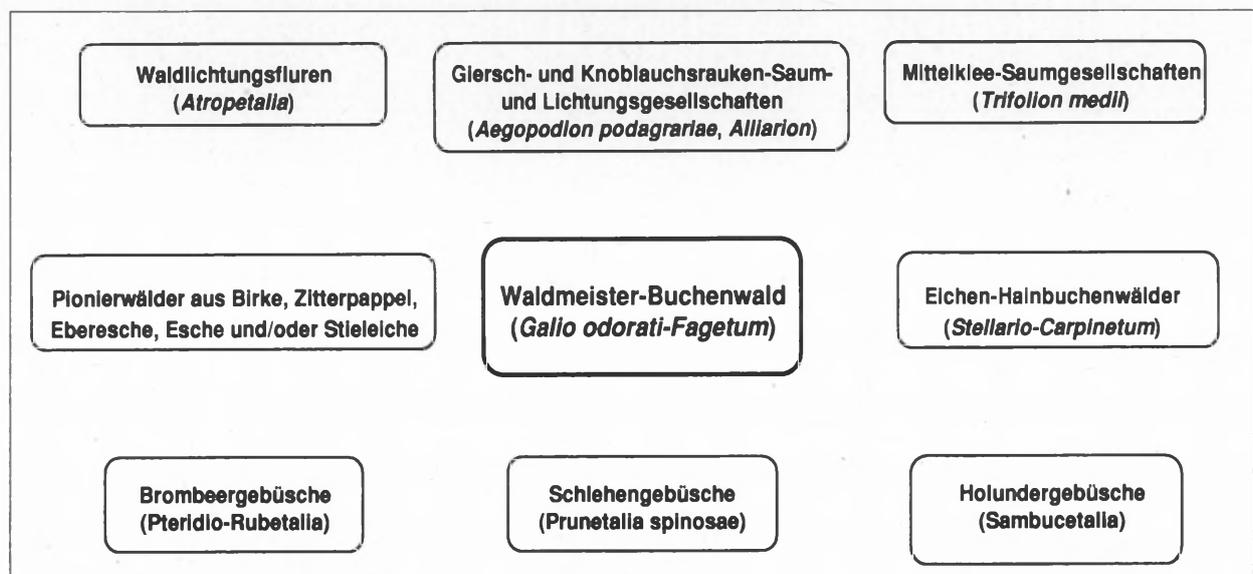


Abb. 4: Syndynamischer Gesellschaftskomplex des potentiell natürlichen Waldmeister-Buchenwaldes (Beispiel Seelhorst, Hannover).

1999). In diesem Zusammenhang ist das PNV-Konzept in seiner Anschaulichkeit dem anderer Naturnähe-Ansätze weit überlegen, weil es mit den PNV-Einheiten Landschaftszustände benennt, von denen sich alle Beteiligten bildhafte Vorstellungen machen können. Über die PNV kann das an Naturnähe orientierte Zielszenario beispielsweise mit »großflächig Waldmeister-Buchenwälder« beschrieben werden, während das Hemerobiekonzept (vgl. *Blume & Sukopp* 1976) die weniger anschauliche Aussage »oligohemerobe Landschaftseinheiten« liefern würde.

Bei der Verwendung der PNV zur Beschreibung von naturschutzfachlichen Zielen sind entsprechend den Aussagen in Kap. 4 folgende Dinge zu beachten:

- Die PNV ist nur dann als naturschutzfachliches Ziel geeignet, wenn nicht erwünschte (regional) florenfremde Elemente ausgeschlossen werden.
- Vielfach ist nicht nur die höchst entwickelte Vegetation aus Naturschutzsicht erstrebenswert, sondern ebenso sind es die vor- und nachgeschalteten Sukzessionsphasen sowie bestimmte Nutzungsstadien.

6. Gehölzpflanzungen in der freien Landschaft

Die PNV stellt eine Grundlage für die Artenwahl bei Begrünung und Lebendbau dar (*Dierssen* 1990). Zur Verhinderung von Florenverfälschungen und zur Bewahrung der Eigenart von Natur und Landschaft ist bei Pflanzungen oder Ansaaten in der freien Landschaft neben der Berücksichtigung der PNV aber auch darauf zu achten, daß nur im jeweiligen Naturraum altansässige Sippen (Idiochrophyten im Sinne von *Schroeder* 1974) verwendet werden. Dazu bedarf es in der Regel floristischer Studien mit lokalem Bezug. Naturnahe ältere Wälder, Feldgehölze und Hecken können mit ihrem Artenbestand als informative Referenzflächen für die Auswahl naturraumtypischer Gehölzarten für Neupflanzungen herangezogen werden (*Kaiser* 1996). Weiterhin sollten nicht nur die Arten der von der PNV beschriebenen höchst entwickelten Vegetation (Schlußgesellschaften) für Pflanzungen vorgesehen werden, sondern gerade auch diejenigen der der höchst entwickelten Vegetation vor- und nachgeschalteten Sukzessionsphasen. Bei einer ein-

seitigen Orientierung von Pflanzungen nur an der Schlußgesellschaft werden wesentliche Bestandteile der ökosystemaren Entwicklung ausgeblendet. Die Neuanlage eines Waldes »entsprechend der PNV« in der Geest des nordwestdeutschen Tieflandes durch Pflanzung von Rotbuche im Reinbestand führt zwar möglicherweise schneller zum Zielzustand, unterbindet aber jegliche Dynamik der Entwicklung, die etwa eintreten würde, wenn die Fläche einer natürlichen Bewaldung überlassen bliebe oder vorrangig mit Pioniergehölzen wie Sandbirke und Stieleiche begründet würde und sich erst über mehrere Sukzessionsstadien dem von der Buche dominierten Wald näherte.

Literatur

- AK Standortkartierung in der AG Forstenrichtung*, 1980: Forstliche Standortsaufnahme, 4. Aufl. – Münster-Hiltrup. 188 S.
- ANL – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege*, 1994: Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz. – Informationen 4, 139 S.
- Bastian, O.*, 1994: Eine gestufte Biotopbewertung in der örtlichen Landschaftsplanung. – Bund deutscher Landschaftsarchitekten, Bonn. 49 S.
- Bastian, O., Schreiber, K.-F.*, 1994: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. – Jena – Stuttgart. 502 S.
- Blume, H.-P., Sukopp, H.*, 1976: Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 10, 75-89.
- Blumrich, H., Bröring, U., Felinks, B., Fromm, H., Mrzljak, J., Schulz, F., Vorwald, J., Wiegleb, G.*, 1998: Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft – Leitbildentwicklung. – Studien u. Tagungsber. 17, 44 S.
- Breuer, W.*, 1991: Flurbereinigung – aus der Sicht einer Fachbehörde für Naturschutz. – In: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. – Bonn – Bad Godesberg. S. 197-204.
- Breuer, W.*, 1993: Grundsätze für die Operationalisierung des Landschaftsbildes in der Eingriffsregelung und im Naturschutzhandeln insgesamt. – NNA-Berichte 6, 1, 19-24.
- Brinkmann, R.*, 1998: Berücksichtigung

faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 18, 4, 57-128.

- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Vierhaus, H.*, 1995: Wald, Mensch und Megafauna. – LÖBF-Mitt. 20, 4, 43-51.
- Christiansen, U., Rühls, M.*, 1998: Potentielle natürliche Vegetation (pnV) als Mittel der Raumgliederung in Kulturlandschaften. – Verh. Ges. f. Ökologie 28, 77-82.
- Dierssen, K.*, 1990: Einführung in die Pflanzensoziologie. – Berlin. 241 S.
- Ellenberg, H.*, 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart. 1096 S.
- Fromm, H., Wiegleb, G.*, 1999: Leitbildorientierte Bewertungsverfahren für den Boden am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft. – In: Wiegleb, G., Schulz, F., Bröring, U. (Hrsg): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. – Heidelberg. S. 109-119.
- Garve, E., Letschert, D.*, 1991: Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen 24, 152 S.
- Geiser, R.*, 1992: Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. – Laufener Seminarbeitr. 2/92, 22-34.
- Gerken, B., Meyer, C. (Hrsg.)*, 1996: Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? – Natur- u. Kulturlandschaft 1, 205 S.
- Gerken, B., Meyer, C. (Hrsg.)*, 1997: Vom Waldesinnensaum zur Hecke – Geschichte, Situation und Perspektiven eines Natur-Lebensraum-Gefüges. – Natur- u. Kulturlandschaft 2, 262 S.
- Härdtle, W.*, 1989: Potentielle natürliche Vegetation – Ein Beitrag zur Kartiermethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. – Mitt. Arbeitsgem. Geobotanik in Schleswig-Holst. u. Hamburg 40, 72 S.
- Hartmann, E., Schuldes, H., Kübler, R., Konold, W.*, 1994: Neophyten – Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. – Landsberg. 301 S.
- Heidt, E., Plachter, H.*, 1996: Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. – Beitr. d. Akademie f. Natur- u. Umweltschutz Baden-Württemberg 23, 193-252.

- Heidt, E., Schulz, R., Leberecht, M., 1994: Konzeption für die Formulierung und Umsetzung von Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards für eine umweltgerechte Landnutzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Land Brandenburg). – Laufener Seminarbeitr. 4/94, 141-152.
- Jahn, G., 1992: Zum Stande der Diskussion um die potentielle natürliche Vegetation. – Schriftenr. Landesanst. f. Forstwirtschaft Nordrhein-Westfalen, S. 13-28.
- Jedicke, E. (Hrsg.), 1998: Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 30, 8/9, 229-236.
- Jessel, B., 1996: Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 28, 7, 211-216.
- Kaiser, T., 1994: Der Landschaftswandel im Landkreis Celle. Zur Bedeutung der historischen Landschaftsanalyse für Landschaftsplanung und Naturschutz. – Beitr. z. räuml. Planung 38, 417 S.
- Kaiser, T., 1996: Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 71, 10, 435-439.
- Kaiser, T., 1998a: Bewertungen im Rahmen eines Pflege- und Entwicklungsplanes – dargestellt am Beispiel des Naturschutzgroßprojektes »Lüneburger Heide«. – Angewandte Landschaftsökologie 18, 55-68.
- Kaiser, T., 1998b: Konzeptioneller Aufbau eines Pflege- und Entwicklungsplanes – dargestellt am Beispiel des Naturschutzgroßprojektes »Lüneburger Heide«. – Angewandte Landschaftsökologie 18, 7-27.
- Kaiser, T., 1999: Tiere als Landschaftsbilderelemente der Elbtalaue. In: Härdtle, W. (Hrsg.): Die Elbtalaue – Geschichte, Schutz und Entwicklung einer Flusslandschaft. – Lüneburg. S. 81-88.
- Koch, G., Grabherr, G., 1998: Wie natürlich ist der Wald in Österreich? Klassifikation nach Hemerobiestufen. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 10, 43-59.
- Kowarik, I., 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung 56, 280 S.
- Kowarik, I., 1995: Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 7, 47-67.
- Krause, A., Schröder, L., 1979: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC3118 Hamburg-West. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 14, 136 S.
- Langer, H., 1970: Die ökologische Gliederung der Landschaft und ihre Bedeutung für die Fragestellungen der Landschaftspflege. – Landschaft u. Stadt, Beih. 3, 83 S.
- Meibeyer, W., 1970: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 74, Salzwedel. – Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Bundesanst. f. Landesk. u. Raumforsch., Bad Godesberg.
- Meisel, S., 1960: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 73, Celle. – Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Bundesanst. f. Landesk. u. Raumforsch., Bad Godesberg.
- Meynen, E., Schmithüsen, J., 1957-61: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Bad Godesberg. 1218 S.
- Naeder, K., 1997: Zuordnung von Baum- und Straucharten der potentiell natürlichen Vegetation zu den Standortstypengruppen des pleistozänen Flachlandes. – Wolfenbüttel. 176 S.
- NFP – Niedersächsisches Forstplanungsamt, 1992: Ganzflächige Biotopkartierung. – Wolfenbüttel. 29 S.
- Nitz, H.J., 1982: Historische Strukturen im Industriezeitalter. Beobachtungen, Fragen und Überlegungen zu einem aktuellen Thema. – Ber. z. deutsch. Landesk. 56, 193-217.
- Plachter, H., 1991: Naturschutz. – Stuttgart. 463 S.
- Plachter, H., 1992: Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. – Veröffentl. zu Naturschutz u. Landschaftspf. in Baden-Württemberg 67, 9-48.
- Plachter, H., 1994: Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz 3, 2, 87-106.
- Plachter, H., 1996: Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. – Verh. Ges. f. Ökologie 26, 287-303.
- Pott-Dörfer, B., Zacharias, D., 1998: Zur Bedeutung wildlebender herbivorer Großsäugetiere für mitteleuropäische Waldlandschaften. – Informati- onsd. Naturschutz Niedersachs. 18, 6, 175-177.
- Reck, H., 1995: Arten- und populationsorientierte Grundlagen für die Planung – Beispiele aus der Flurbereinigung Hettlingen auf der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg). – Schriftenr. f. Landschaftspf. u. Naturschutz 43, 247-280.
- Remmert, H., 1987: Sukzession im Klimax-System. – Verh. Ges. f. Ökologie 16, 27-34.
- Riecken, U., 1996: Naturschutzfachliche Bewertungen im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Schutzgebiete. – Beitr. d. Akademie f. Natur- u. Umweltschutz Baden-Württemberg 23, 169-191.
- Schepker, H., Kowarik, I., Garve, E., 1997: Verwilderungen nordamerikanischer Kultur-Heidelbeeren (*Vaccinium subgen. Cyanococcus*) in Niedersachsen und deren Einschätzung aus Naturschutzsicht. – Natur u. Landschaft 72, 7/8, 346-351.
- Scherner, E.R., 1995: Realität oder Realisatire der »Bewertung« von Organismen und Flächen. – Schriftenr. f. Landschaftspf. u. Naturschutz 43, 377-410.
- Schroeder, F.G., 1974: Zu den Statusangaben bei der floristischen Kartierung Mitteleuropas. – Göttinger Florist. Rundbr. 8, 71-84.
- Seibert, P., Conrad-Brauner, M., 1995: Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNVKarte des unteren Inntales. – Tuexenia 15, 25-43.
- Sturm, K., 1993: Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz 2, 3, 181-192.
- Sukopp, H., Kowarik, I., 1986: Berücksichtigung von Neophyten in Roten Listen gefährdeter Arten. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 18, 105-113.
- Tüxen, R., 1956: Die heutige potentielle Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziologie 13, 5-42.
- Usher, M., Erz, W. (Hrsg.), 1994: Erfassen und Bewerten im Naturschutz. – Heidelberg – Wiesbaden. 340 S.
- Weigel, C., 1998: Waldbiotopkartierung im niedersächsischen Landeswald. – Allgem. Forst Zeitschr. 53, 2, 1252-1256.
- Wiegand, G., 1997: Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. –

Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz 6, 1, 43-62.
Wulf, M., 1994: Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel »historisch alter Wälder«. – NNA-Berichte 7, 3, 3-14.

Zacharias, D., 1996: Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCO-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen 35, 150 S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgemeinschaft
Landschaft & Wasser
Am Amtshof 18
29355 Beedenbostel

Blaue Listen: ein neues Naturschutzinstrument und Hinweise für die Erarbeitung und Anwendung

von Andreas Gigon und Regula Langenauer

1. Einleitung

Ein wichtiges und seit langem bewährtes Instrument im Naturschutz sind die Roten Listen der gefährdeten oder ausgestorbenen Arten (Lucas & Walter 1976, IUCN 1994). Allerdings vermitteln sie meist ein düsteres Bild, da sie wohl überall immer länger werden (Landolt 1991, IUCN 1996, Bundesamt für Naturschutz 1996, 1998, Gigon et al. 1998, Walter & Gillett 1998). Zusammen mit den häufigen anderen negativen Meldungen aus dem Naturschutz, den vielen Einschränkungen und Verboten wirkt dies für viele Menschen auf die Dauer entmutigend. Auch fragen sich viele, was denn der zumindest in Westeuropa beträchtliche Naturschutzzeitsatz (etwa 1,5–2 Milliarden Dollar pro Jahr) gebracht hat, wenn die Roten Listen immer länger werden und die Probleme kaum abnehmen.

Selbstverständlich gibt es auch Berichte über Erfolge im Naturschutz, z.B. über die erfolgreiche Wiedereinbürgerung des Bibers in Teilen Deutschlands und der Schweiz und des Steinbocks in den Alpen, die Bestandeszunahme mehrerer Greifvogel-Arten in Europa (nachdem die Jagd und die Anwendung bestimmter Biozide aufgehört hatte) und die Bestandesstabilisierung mehrere Arten von Orchideen in der Schweiz. Solche Erfolgsmeldungen sind aber in der wissenschaftlichen Literatur und in internen Berichten von Naturschutzfachstellen weit verstreut oder gar nicht publiziert. Deshalb haben sie in der Diskussion um den Naturschutz kaum eine Wirkung.

Um eine Anerkennung und einen Public-Relations-Wert der Naturschutzerfolge zu erreichen und dadurch die Motivation der Öffentlichkeit und der Entscheidungsträger für den Schutz der Natur zu erhöhen, wurde zwischen 1993 und 1998 ein Forschungsprojekt durchgeführt mit den folgenden Zielen:

1. Erarbeitung einer standardisierten wissenschaftlichen Methode, um die Stabilisierung oder Vergrößerung des

Bestandes von Rote-Liste-Arten zu erfassen: die Blaue Liste.

2. Beschreibung der Natur- und Umweltschutztechniken, die zur Stabilisierung oder Vergrößerung des Bestandes der Arten geführt haben oder führen könnten.
3. Erprobung des neuen Instrumentes in der nördlichen Schweiz.

Im folgenden und von Langenauer und Gigon (1999) sind Zusammenfassungen dieses Forschungsprojektes sowie auf den Erfahrungen der vergangenen drei Jahre basierende Hinweise für die praktische Anwendung der Blauen Listen zusammengestellt (siehe auch Gigon et al. 1996, 1998 und im Druck, sowie Köpfer et al. 1999).

2. Kurze Beschreibung der Blauen Listen

Blaue Listen sind Verzeichnisse jener Rote-Liste-Arten, welche im bearbeiteten Gebiet gesamthaft eine dauerhafte Bestandesstabilisierung oder -zunahme erfahren haben. Sie sind also eine Teilmenge der Roten Listen. Begründungen und Einzelheiten zu dieser Definition sind in Gigon et al. (1998) zusammengestellt. Blaue Listen dienen dazu, die (positive) Wirkung von Erhaltungs- und Förderungsmaßnahmen auf Arten zu erfassen, werden also vor allem für Gebiete und Artengruppen erarbeitet, für die sich der Naturschutz einsetzt. Abb.1 zeigt die Kategorien der Blauen Listen und Ergänzungskategorien. Nur bei den Blauen-Liste-Kategorien ist es sinnvoll, zu unterscheiden, ob die Bestandesstabilisierung oder -zunahme durch den Einsatz von Natur- und Umweltschutztechniken (siehe unten) zustande gekommen ist oder auf anderen Faktoren beruht. Zu diesen gehören Klimaerwärmung, Eutrophierung oder Arealverschiebungen der betreffenden Art.

Um die Blauen Listen im Hinblick auf die praktische Anwendung zu erweitern,

ist es sinnvoll, sie mit Angaben zu den Natur- und Umweltschutztechniken zu ergänzen. Dies sind Maßnahmen, welche eine unmittelbare Wirkung auf die betrachteten Arten haben, z.B. regelmäßige Mahd von Trespens-Halbtrockenrasen, Einstellung des Grundwasserstandes für Feuchtgebiete, Einrichten von Ackerlandstreifen, Anlage von Weihern für Amphibien und Libellen, Verbote von Jagd und Pestiziden usw. Der Begriff »Techniken« wurde gewählt, um sie von den planerischen, juristischen und finanziellen Maßnahmen zu trennen, welche im allgemeinen keine unmittelbaren Wirkungen auf Arten haben (Details siehe Gigon et al. 1998). Die Tab.1 zeigt die Kategorien der Beurteilung der Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken.

Ausschnitte aus den Blauen Listen, wie sie von Gigon et al. (1998) publiziert worden sind, gibt die Tab. 2. Diese Listen enthalten u.a. Angaben über die Anwendungshäufigkeit, die Erfolgchancen und den Aufwand der anzuwendenden Natur- und Umweltschutztechniken (NUT). In Anlehnung an die Red Data Books (Lucas & Synge 1978) können solche erweiterten Listen als Blaues Daten Buch bezeichnet werden. Die Angaben zu den NUT sind allerdings nicht ausführlich genug, als dass sie direkt angewandt werden könnten. Auch braucht es zur Förderung der gleichen Art an verschiedenen Standorten ganz verschiedene NUT. Weiter kann die gleiche NUT bestimmte bedrohte Arten fördern und gleichzeitig andere, ebenfalls bedrohte Arten beeinträchtigen. All dies bedeutet, dass es zu Fehlinterpretationen und -leistungen führen kann, wenn die Blauen Listen ausgehend von den NUT aufgeschlüsselt und verwendet werden. Generell zeigt sich, dass die konkrete Anwendung von Blauen Listen bzw. Daten Büchern nur durch Fachleute oder zumindest nur unter fachlicher Anleitung zu erfolgen hat.

3. Einwände gegen die Blauen Listen

Bereits innerhalb der Tab. 3a und 3b sind Bemerkungen zu den meisten Einwänden zusammengestellt, so dass hier nicht im Detail auf diese eingegangen werden muss. Viele Einwände sind ähnlich wie jene gegen die Roten Listen. Bestimmte Einwände werden auch anhand der Hinweise für die Erstellung der Blauen Listen (Tab. 4) diskutiert.

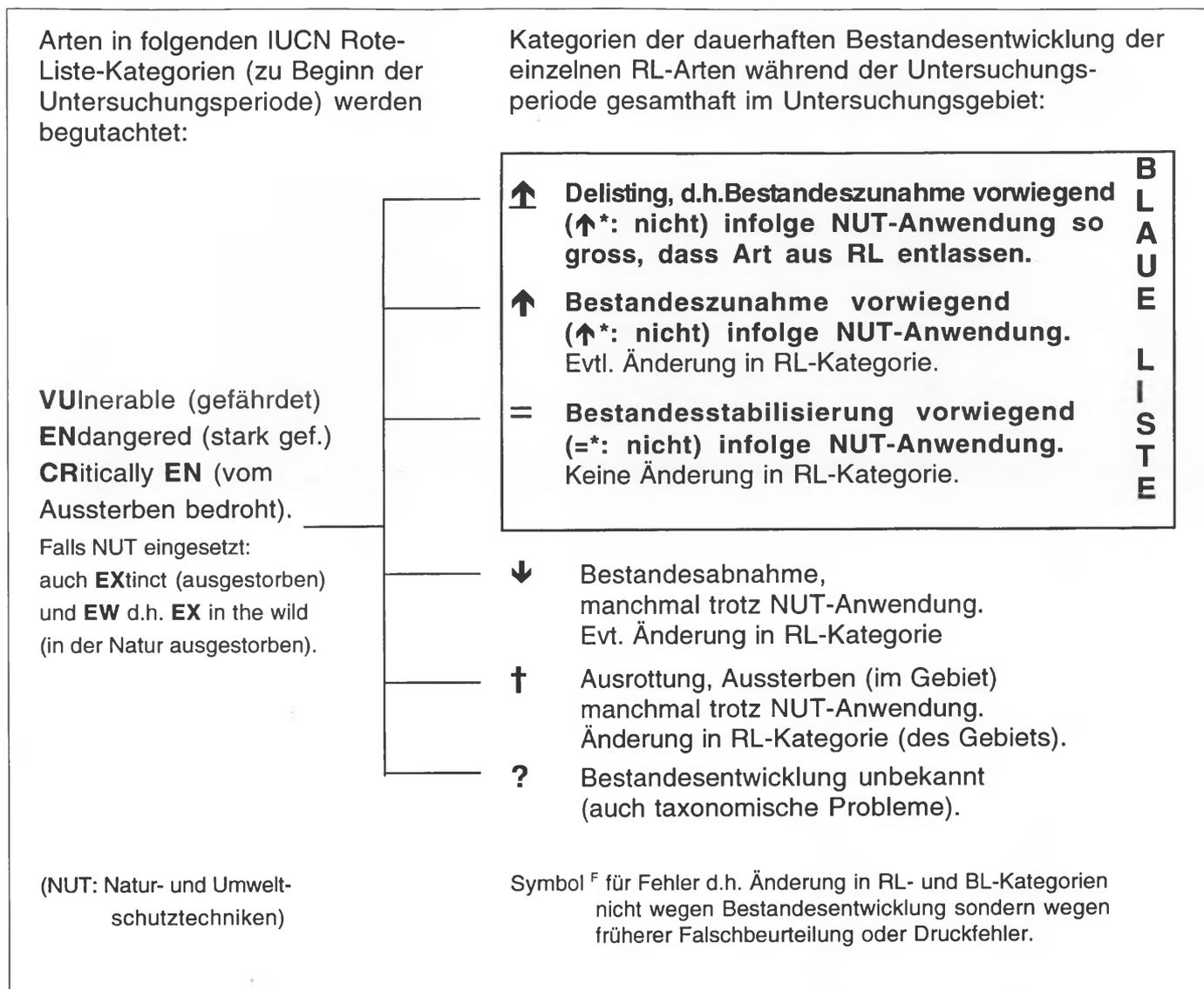


Abb. 1: Kategorien der Blauen Listen und ergänzende Kategorien (erweitert aus Gigon et al. 1998).

Tab. 1: Kategorien der Wirkung von spezifischen Natur- und Umweltschutztechniken (NUT)^a auf einzelne Arten (siehe auch Gigon et al. 1998 und Gigon & Langenauer 1998).

Symbol	Beschreibung der Kategorie
T+	Natur- und Umweltschutztechnik bewirkte mindestens lokale Förderung
T=	NUT bewirkte mindestens lokale Erhaltung
T!	NUT bekannt, aber (noch) nicht angewandt
(T)	NUT angewandt, aber Wirkung (noch) nicht beurteilt oder Wirkung unklar
TO	NUT angewandt, jedoch keine Wirkung (Nullwirkung)
T-	NUT angewandt, jedoch negative Wirkung
T?	Keine NUT für die Art bekannt

^a Beispiele für NUT: Einstellung des Grundwasserstandes für Feuchtgebiete, regelmässige Mahd von Trespen-Halbtrockenrasen, Verbot von DDT, Wiedereinführung der Art, etc.

Tab. 2: Ausschnitte aus der Blauen Liste der gefährdeten Säugetiere sowie der Blauen Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen, jeweils mit Ergänzungen und Hinweisen zur Förderung der betreffenden Arten im Untersuchungsgebiet. Unterstrichen bedeutet Blaue-Liste-Arten; weitere Abkürzungen und Symbole siehe Abb. 1 und Tab. 1. Aus Gigon et al. (1998).

Artnamen	RL N CH	BL	NUT	Anwendungshäufigkeit von Natur- u. Umweltschutztechn.		Förderung der Art			Lebensraumtyp im Untersuchungs- gebiet
				zur Erhaltung	zur Förderung	Erfolgschancen aus biol. Sicht	Aufwand	Natur- und Umweltschutz- techniken	
0. RODENTIA (NAGETIERE) Fam. Castoridae (Biber) <u>Castor fiber</u> (Biber)	1	↑	T=	Einzelfälle	Einzelfälle	gering	klein – groß	Revitalisieren von Auengebieten, Fördern von Ufergehölzen, Tolerieren von Bauten in Dämmen	Fließende und stehende Gewässer, Auen- und Bruchwälder
Fam. Gliridae (Bilche) <u>Muscardinus avellanarius</u> (Haselmaus)	3	?	T!	noch nie	noch nie	unbekannt	groß	Vielfältig strukturierte Wald- und Heckenlandschaften fördern	Wälder, Waldränder, Waldlichtungen, Hecken
Fam. Muridae (Langschwänze) <u>Micromys minutus</u> (Zwergmaus)	3	?	T!	noch nie	noch nie	befriedigend	klein – mittel	Riedgebiete nur zwischen Mitte Sept. und Ende Okt. mähen, keine vollständige Entbuschung, Verhinderung von Nährstoffeinträgen	Sümpfe, Moore

Lauf- Nr.	Artnamen Hess, Landolt & Hirzel 1976-80	RL in Gebieten			BL	NUT	Anwendungshäufigkeit von Natur- u. Umweltschutztechn.		Förderung der Art			Lebensraumtyp im Untersuchungs- gebiet
		1.2	1.3	2.2			zur Erhaltung	zur Förderung	Erfolgschancen aus biol. Sicht	Aufwand	Natur- und Umweltschutz- techniken	
607	<u>Galanthus nivalis</u> (Schneeglöcklein)	V	-	A	?	T!	noch nie	noch nie	unbekannt	unbekannt	Lichte Laubmischwälder auf wasserzügigen, lehmigen Böden und extensivbewirtschaftete Fettwiesen fördern; im Untersuchungsgebiet hier und da aus Gartenabfall verschleppt	Kolline Laubwälder Montane Laub- und Mischwälder Glatthaferwiesen
608	<u>Leucojum vernum</u> (Märzenbecher)	A	V	V	↑	T+	Einzelfälle	Einzelfälle	unbekannt	mittel	Lichte, feuchte Wälder und spätgemähte Dauerwiesen fördern	Kolline Laubwälder Montane Laub- und Mischwälder, gemähte, eutrophe Feuchtwiesen Hochstammobstgärten
614	<u>Iris sibirica</u> (Sibirische Schwertlilie)	E	E	V	=	T+	häufig	Einzelfälle	befriedigend (W: gut)	mittel	Feuchtgebiete regenerieren; Streue jährlich nach Mitte September schneiden	Pfeifengras- Streuwiesen

Ein Missbrauch der Blauen Listen besteht darin, sie zur Verharmlosung der kritischen Situation der Biodiversität zu verwenden. Diesem Missbrauch kann am besten und einfachsten entgegen gewirkt werden, indem man, wie in Tab. 5 und auch sonst mehrfach erwähnt, Blaue Listen immer nur zusammen mit der Liste der Arten mit abnehmender oder unbekannter Bestandesentwicklung, mit den Roten Listen und mit den Verzeich-

nissen aller im Gebiet vorkommenden Arten der betrachteten Gruppe verwendet. So kann man sich ein umfassendes Bild der Gefährdung der Arten der betreffenden Gruppen machen. Allgemein geht es darum, abzuwägen zwischen der Gefahr des Missbrauchs der Blauen Listen auf der einen Seite, und der Gefahr des Überdrusses über einen Naturschutz, der nur von Problemen und Aussterben berichtet und dauernd den Mahnfinger

erhebt, auf der anderen Seite. Im übrigen unterschlägt ein solcher Naturschutz, über seine Erfolge zu berichten, ist also nicht ganz objektiv.

Der oft gehörte Einwand, die Blauen Listen sollten eher von den Natur- und Umweltschutztechniken ausgehen als von den Arten, wurde schon im Kap. 2 besprochen.

Die Liste der Tab. 3 ist lang; viele Einwände gegen die Blauen Listen werden

aber nur in ganz speziellen Situationen vorgebracht, vermitteln also gesamthaft gesehen ein zu negatives Bild – ähnlich wie auch die vielen in den Tab. 6 und 7 zusammengestellten Anwendungen nur unter bestimmten Bedingungen möglich sind und ein zu positives Bild geben.

4. Hinweise für die Erarbeitung Blauer Listen

Die meisten der in Tab. 4 zusammengestellten Hinweise für die Erarbeitung Blauer Listen sind evident, so dass nicht mehr speziell auf sie eingegangen werden muss. Zum Teil ergeben sie sich als Entgegnungen auf die im vorhergehenden Kapitel behandelten Einwände. Die Forderung, Blaue (und Rote) Listen möglichst für biogeographisch einheitliche Regionen zu erarbeiten, hängt mit folgendem zusammen. Enthält ein meist politisch definiertes Gebiet kleine Teilgebiete aus benachbarten biogeographischen Regionen, so sind die Bestände vieler Arten hier klein und die Arten müssen auf die Rote Liste gesetzt werden, obwohl sie im gesamten betreffenden biogeographischen Gebiet nicht gefährdet sind. So ist z.B. die Rostrote Alpenrose (*Rhododendron ferrugineum*) im Kanton Zürich auf der Roten Liste, im benachbarten Kanton Glarus aber so häufig, dass sie als Weideunkraut gilt. Auf jeden Fall müssen die Gebiete, auf die sich die Roten und die Blauen Listen beziehen, klar festgelegt werden; so können Fehlinterpretationen vermieden werden in Fällen, wo die Bezugsgebiete der Roten und Blauen Listen nicht übereinstimmen. So kann man für Arten, die auf der globalen Roten Liste des IUCN (1996) stehen, auch eine Blaue Liste erarbeiten, welche nur für einen Kanton oder ein Bundesland gilt. Dies kann am Beispiel des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus*) gezeigt werden. Nach Duelli (1994) steht diese Art auf der europäischen Roten Liste, ist in der Schweiz aber ungefährdet, also nicht auf der gesamtschweizerischen Roten Liste. Im Wallis hat das Alpenschneehuhn wohl einen konstanten Bestand, weswegen es hier in die regionale Blaue-Liste-Kategorie »Bestandesstabilisierung« eingeteilt werden kann.

Die Warnung (in Tab. 4), nicht zu kleinen Gebieten (z.B. jenes einer Stadt oder eines kleinen Schweizer Kantons) für die Erarbeitung von Blauen (und Roten) Li-

Tab. 3: Einwände, die gegen die Blauen Listen (BL) vorgebracht werden.

Naturwissenschaftliche Einwände	Bemerkungen
<ul style="list-style-type: none"> - Es gibt zu wenig Daten für die Erarbeitung Blauer Listen - Gehen auf Arten statt auf Biotope ein - Förderung einer Art kann Beeinträchtigung anderer Arten bewirken - Beziehen sich meist auf politisch definierte statt auf biogeographisch einheitliche Gebiete 	<p>BL werden vor allem für Gebiete und Artengruppen erarbeitet, für welche sich der Naturschutz aktiv einsetzt; deshalb meist genügend Daten vorhanden</p> <p>Als bekannt vorausgesetzt, dass Arten im Freiland nur durch Biotopschutz erhalten werden können</p> <p>Praktische Anwendung der BL (und RL) also nur durch Fachleute</p> <p>BL (und RL) sollten vermehrt für biogeographisch einheitliche Gebiete erarbeitet werden</p>
Nicht-naturwissenschaftliche Einwände	Bemerkungen
<ul style="list-style-type: none"> - Konkurrenz zu den Roten Listen, Verwirrung und Verunsicherung - Angst vor positiver Naturschutz-Information - Gefahr von Verharmlosung und Missbrauch - Rechtlicher oder moralischer Schutz geht verloren, wenn Arten in Blaue Listen aufgenommen werden - Unklarheit, was geschieht, wenn »delistete« Arten wieder gefährdet werden - Befürchtung, lange »behütete« und besondere (RL) Arten werden durch Aufnahme in BL »gewöhnlich« - Fördern »Listendenken«, d.h. zu quantitatives Denken - Blaue Listen sollten eher von den Natur- und Umweltschutztechniken ausgehen als von den Arten - Angabe von Natur- und Umweltschutztechniken (NUT) in BL führt zu Machbarkeitswahn - Politische und finanzielle Aspekte des Naturschutzes nicht berücksichtigt 	<p>RL und BL ergänzen einander: RL zeigt Negatives, BL Positives</p> <p>Es braucht beides, pos. u. neg. Information</p> <p>Immer auch Arten mit abnehmender oder unbekannter Bestandesentwicklung, Rote Liste und Verzeichnisse aller Arten der Gruppe angeben (s. Text)</p> <p>Nein; Ziel ist Erhaltung der gesamten Biodiversität</p> <p>Sehr seltener Fall; allenfalls wieder in die Rote Liste aufnehmen!</p> <p>Befürchtung unbegründet: Ziel ist Erhaltung der gesamten Biodiversität</p> <p>Problem auch bei den Roten Listen</p> <p>Ausgehen von Natur- und Umweltschutztechniken nur in bestimmten Fällen sinnvoll; siehe Kap. 2</p> <p>Betonen, dass Anwendung von NUT nur durch Fachleute bzw. Laien unter fachlicher Anleitung erfolgen soll</p> <p>Problem auch bei den Roten Listen</p>

sten zu wählen, hängt damit zusammen, dass viele Tierarten sehr große Minimumareale brauchen. Werden diese unterschritten, so kommen die betreffenden Arten »automatisch« auf die Rote Liste und können nie auf die Blaue Liste gesetzt werden, weil sie keine langfristig lebensfähigen Populationen im Gebiet bilden können. Weiter besteht die Gefahr, dass in (zu) kleinen Gebieten alle Bestandesabnahmen bereits als Gefährdungen aufgefaßt werden, obwohl sie vielleicht nur temporäre Bestandeschwankungen sind, die in größeren

Gebieten wieder ausgeglichen werden.

Mit dem Hinweis (in Tab. 4), zusätzlich zu den Blaue-Liste-Einteilungen auch jene in die Ergänzungskategorien vorzunehmen, also Bestandesentwicklung abnehmend oder unbekannt, wird versucht, ein möglichst umfassendes Bild der naturschützerischen Situation der bearbeiteten Artengruppe zu geben.

Die Aufforderung, möglichst keine neuen Kategorien und Symbole für Blaue Listen zu entwickeln, beruht auf den Erfahrungen mit den Roten Listen. Bei diesen gibt es nach Köppel (brieflich)

Tab. 4: Hinweise für die Erarbeitung von Blauen Listen.

- Blaue Listen möglichst zusammen mit den Roten Listen und von den gleichen Spezialisten erarbeiten
- Zeitraum und Gebiet möglichst gleich wie für Rote Listen; Gebiet soll nach Möglichkeit biogeographisch einheitlich sein
- Festlegen, auf welchen Raum sich die Blaue-Liste-Klassierung (und jene der Roten Liste) bezieht: global, Europa, Land, Kanton, Bundesland oder anderes Gebiet (Vorsicht mit Listen von kleinen Gebieten)
- Im Zweifel Einteilung in Kategorie des geringeren Naturschutzerfolges
- Auch Einteilung in Ergänzungskategorien »Bestandesabnahme«, »Ausgestorben« bzw. »Bestandesentwicklung unbekannt« vornehmen
- Möglichst keine neuen Kategorien und Symbole entwickeln
- Differenzieren, ob erfolgreiche Entwicklung infolge oder nicht infolge von Naturschutz
- Wenn möglich auch Angaben zu den für die Erhaltung oder Förderung nötigen Natur- und Umweltschutztechniken machen
- Wenn in Publikationen zusammen mit Roten Listen, dann die Blauen Listen im Titel erwähnen und in separater Tabelle aufführen, damit die positive Information nicht in der negativen »untergeht«

Tab. 5: Allgemeine Hinweise für die Anwendung Blauer Listen.

- Blaue Listen nur zusammen mit den Listen der Arten mit abnehmender oder unbekannter Bestandesentwicklung, mit den Roten Listen (auf denen sie ja beruhen) und den Verzeichnissen aller im Gebiet vorkommenden Arten verwenden
- Missbrauch verhindern durch ausgewogene Darstellung der positiven und *der negativen Information (siehe oben)*
- Gebiet und Zeitraum, auf die sich Blaue Listen und Rote Listen beziehen, immer darlegen. Besonders darauf eingehen, wenn sich Gebiet der Blauen Liste von jenem der Roten Liste unterscheidet
- Zur Kenntnis nehmen, dass keine klaren Beziehungen zwischen Verzeichnissen von geschützten Arten, Roten Listen, Blauen Listen, CITES-Listen und SPEC-Listen bestehen. (Species of European conservation concern)
- Öffentlichkeitsarbeit im voraus überlegen und vorbereiten; anpassen an breites Publikum, Politiker, Wissenschaftler oder Landwirte, usw.
- Blaue Listen und Rote Listen sind Instrumente für Fachleute und Laien unter fachlicher Anleitung

im deutschsprachigen Raum und in den IUCN-Listen über 1800 verschiedene Kategorien- und Definitionen-Symbole!

5. Anwendungs- und Entwicklungsmöglichkeiten

5.1. Anwendungsmöglichkeiten

In der Tab. 5 werden zunächst einige allgemeine Hinweise zur Anwendung von Blauen Listen gegeben. Diese Hinweise ergeben sich unter anderem aus den im vorhergehenden Kapitel erwähnten Einwänden, insbesondere der Missbrauchsgefahr. Weiter wird in Tab. 5 erwähnt, dass zwischen den Listen der rechtlich geschützten Arten (den CITES-Listen), den Roten sowie den Blauen Listen keine klaren Beziehungen beste-

hen. So sind unseres Wissens in keinem Land alle dort vorkommenden Rote-Liste-Arten gesetzlich geschützt. Trotzdem genießen die Arten der Roten und somit auch der Blauen Listen aber einen »moralischen« Schutz, denn diese Arten sind ja vom Aussterben bedroht oder gefährdet. In Umweltverträglichkeitsprüfungen wird dieser Tatsache meist Rechnung getragen.

Die Tab. 6 zeigt die vom Naturwissenschaftlichen bis ins Psychologische reichenden Anwendungsmöglichkeiten der Blauen Listen durch Naturschutzfachleute. Da das Instrument neu ist, haben einige dieser Anwendungsmöglichkeiten eher den Charakter von Entwicklungsmöglichkeiten (Tab. 8). Ein besonders wichtiger Punkt ist, die Öffentlichkeitsarbeit mit Blauen Listen an das Zielpublikum anzupassen: Politiker/innen

müssen anders informiert werden als Landwirte...

Anwendungsmöglichkeiten der Listen durch das breite Publikum umfassen vor allem die Information, nicht zuletzt im Hinblick auf politische Entscheidungen, sowie Anregungen für Naturschutzeinsätze (Tab. 7).

5.2 Entwicklungsmöglichkeiten

In Tab. 8 sind Entwicklungsmöglichkeiten der Blauen Listen zusammengestellt. Die Untersuchung der Beziehungen zwischen der Klassierung von Arten in der Blauen Liste und jener in der Roten Liste, sowie der Beziehungen zur Ökologie der betreffenden Arten dürfte interessante Aufschlüsse über die verschiedenen Listen und die Prioritätensetzung im Naturschutz geben. Zum Beispiel dürfte sich zeigen, ob Arten vor allem wegen starker Gefährdung, leichter Förderbarkeit, Attraktivität (Flaggschiff-Arten) oder gar wegen Modeströmungen (Fledermäuse und Batman?) gefördert werden. Die in Tab. 8 vorgeschlagene Erarbeitung Blauer Listen anlässlich von Wiederholungen von Inventarisierungen wurde mit Hilfe des kürzlich erschienenen Brutatlas der Vögel der Schweiz und Liechtensteins von uns erprobt. Es ergab sich eine Blaue Liste für die Brutvögel, die jener der nördlichen Schweiz (vgl. *Gigon et al. 1998* und *Langenauer und Gigon 1999*) gut entspricht.

Inwiefern es einen Sinn macht, Blaue Listen von gefährdeten Pflanzengesellschaften und Biotopen (vgl. *Riecken et al. 1994*) zu erarbeiten, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

6. Zusammenfassung

Als psychologisches Gegengewicht gegen die auf viele Menschen entmutigend wirkende Information der Roten Listen und anderer negativer Befunde aus dem Naturschutz wurde ein neues Instrument entwickelt, die Blauen Listen (BL): Verzeichnisse jener Rote-Liste-Arten, welche im bearbeiteten Gebiet gesamthaft eine dauerhafte Bestandesstabilisierung oder -zunahme erfahren haben. Blaue Listen sind also eine Teilmenge der Roten Listen. Die Blauen Listen werden kurz beschrieben. Sie werden vor allem für Gebiete und Arten-

gruppen erarbeitet, für die sich der Naturschutz einsetzt. Einwände gegen die BL werden tabellarisch zusammengestellt und diskutiert. Zur Vermeidung von Missbrauch sollen die BL nur zusammen mit den Roten Listen und den Listen aller Arten der betrachteten Gruppe verwendet werden. Es werden Hinweise für die Erstellung von BL gegeben. In mehreren Tabellen sind naturwissenschaftliche und viele weitere Anwendungsmöglichkeiten der BL durch Naturschutzfachleute und das breite Publikum sowie Entwicklungsmöglichkeiten zusammengestellt.

Summary

Blue Lists: a new conservation tool and information for its setting-up and use

The Blue Lists have been developed as a psychological counterweight to the Red Lists and other negative findings from nature conservation which have a depressing effect on many people. Blue Lists are registers of those Red List species that show an overall lasting stabilization or increase in abundance in the region considered. Blue Lists are thus a subset of the Red Lists. A short description of the Blue Lists is given. They are mainly assessed for regions and species groups under active conservation programs. Arguments against the lists are compiled in a table and discussed. In order to avoid misuse, the Blue Lists should only be used in conjunction with the Red Lists and with the lists of all species in the group considered. Information is given for the setting up of Blue Lists. Several tables show the possibilities of using the Blue Lists scientifically and in many other areas by conservationists and by the general public. Development potentialities for the Blue Lists are discussed.

Verdankungen

Wir danken dem Schweizerischen Wissenschaftsrat, Programm Technologiefolgen-Abschätzung, für die finanzielle Unterstützung bei der Erarbeitung der Blauen Listen sowie der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz und Frau Dr. R. Strohschneider für die Durchführung der Workshops über die Blauen Listen und den Druck der Referate in den NNA Berichten.

Tab. 6: Anwendungsmöglichkeiten von Blauen Listen durch Naturschutzfachleute (immer zusammen mit Roten Listen)

Naturwissenschaftliche Aspekte

- Einfache, ± quantitative und einleuchtende Darstellung von Erfolgen im Naturschutz
- Einfache Erfolgskontrolle (sowie Monitoring und Vergleiche) von Unterschutzstellungen, Pflegemassnahmen, Renaturierung, Artenförderungsprogrammen usw.
- Entscheidungshilfe bei Beurteilung von UVB (Umweltverträglichkeitsbericht) usw.
- Vergleiche zwischen verschiedenen Gebieten, Ökosystemen, systematischen oder ökologischen Artengruppen usw.
- Aktualisierung des Naturschutzkonzeptes für einen Kanton, ein Bundesland usw.
- Grundlage für Prioritätensetzung und Optimierung der Arbeit (welche Arten, wo, wie fördern? Welche Biotop- oder Gebiete renaturieren?)
- Aufzeigen von Handlungsdefiziten und -möglichkeiten (siehe Natur- und Umweltschutztechniken)
- Bei Revision von Roten Listen auch Darstellung positiver Entwicklungen in Form von Blauen Listen
- Jahresbericht eines Amtes, eines Naturschutzvereines usw.
- Aufzeigen von Kenntnislücken bzw. Forschungsbedarf
- Information für andere Naturschutzstellen im In- und Ausland sowie internationale Gremien über Erfolge und dafür nötige Massnahmen (Natur- und Umweltschutztechniken)

Nicht-naturwissenschaftliche Aspekte

- Öffentlichkeitsarbeit (Vortrag, Tag der offenen Tür, Medienmitteilung, Exkursion usw.)
- Anregung, über Naturschutzfolge zu berichten
- Verbesserung des Image des Naturschutzes nach aussen und nach innen (Selbstwertgefühl)
- Argumentationshilfe für den Naturschutz

Tab. 7: Anwendungsmöglichkeiten der Blauen Listen durch das breite Publikum (siehe auch Tab. 6).

- Allgemeine Information über den Naturschutz, insbesondere dessen Erfolge
- Information über Bestandesstabilisierung oder -förderung bekannter Tier- und Pflanzenarten (Flaggschiff-Arten) und Artengruppen (Vögel, Amphibien, Tagfalter, Orchidaceen)
- Information über naturschützerischen Zustand von geographischem Gebiet, systematischen Artengruppen usw.
- Information über und Motivation für erfolgversprechende praktische Naturschutzeinsätze
- Information über und Motivation für erfolgversprechende Zwischenvermehrung bedrohter Pflanzenarten im eigenen Garten (unter Anleitung von Fachleuten)
- Entscheidungshilfe bei Abstimmungen über Themen des Natur- und Umweltschutzes

Tab. 8: Möglichkeiten der Weiterentwicklung der Blauen Listen (siehe auch Tab. 6).

- Erarbeitung der Beziehungen zwischen der Klassierung von Arten in den Blauen Listen und in den Roten Listen sowie Beziehungen zum Schutzstatus, zur Attraktivität und zur Ökologie der betreffenden Arten (mit Hilfe von Datenbank)
- Prüfung, inwiefern Blaue-Listen-Arten Schirmarten für die Bestandesstabilisierung oder -förderung von anderen Artengruppen sind, insbesondere auch für solche, für die es keine Roten Listen gibt
- Erarbeitung von Blauen Listen anlässlich der Wiederholung von Inventarisierungen (Häufigkeit, Verbreitung) von Arten
- Prüfung von Sinn und Möglichkeit der Erarbeitung von Blauen Listen für gefährdete Pflanzengesellschaften, Biotop- usw.
- Untersuchung der psychologischen Wirkung der Blauen und der Roten Listen

Literatur

- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.)*, 1996: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schr. R. Vegetationskde. 28, 744 S.
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.)*, 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schr. R. Landschaftspfl. Natursch. 55, 434 S.
- Duelli, P. (Hrsg.)*, 1994: Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz. – BUWAL-Reihe Rote Listen. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern. 97 S.
- Gigon, A., Langenauer, R.*, 1998: Blue data books – an encouraging new instrument for restoration and conservation. – Applied Vegetation Science 1, 131-138.
- Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C., Nievergelt, B.*, 1996: »Blaue Listen« der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen. Mit Hinweisen zur Förderung gefährdeter Arten. – TAPublikation 18. Schweiz. Wissenschaftsrat, Bern. 96 S. + Anhänge.
- Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C., Nievergelt, B.*, 1998: Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen – Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübél, Zürich 129, 1–137 + 180 S. Anhänge.
- Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C., Nievergelt, B.*, (im Druck): Blue Lists of threatened species with stabilized or increasing abundance – a new instrument for conservation in Switzerland. – Conservation Biology (USA).
- Hess, H., Landolt, E., Hirzel, R.*, 1976-1980: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. 3 Bde. – Birkhäuser, Basel. 1: 858; 2: 956; 3: 876 S.
- IUCN*, 1994: IUCN Red List Categories. – IUCN, Gland, Schweiz. 21 S.
- IUCN*, 1996: IUCN Red Lists of threatened animals. – IUCN, Gland, Schweiz und Cambridge, England.
- Landolt, E.*, 1991: Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. – BUWAL-Reihe Rote Listen. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern. 185 S.
- Langenauer, R., Gigon, A.*, 1999: Blaue Listen: Anwendung in der nördlichen Schweiz. NNA-Ber. 12 (2), 121-132.
- Lucas, G. L., Synge, H.*, 1978: The IUCN Plant Red Data Book. – IUCN, Morges, Switzerland.
- Lucas, G. L., Walters, S. M.*, 1976: List of rare, threatened and endemic plants for the countries of Europe. – IUCN, Morges, Switzerland.
- Riecken, U., Ries, U., Ssymank, A.*, 1994: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. – Schr. R. Landschaftspfl. Natursch. 41, 184 S.
- Walter, K. S., Gillett, H. J. (Hrsg.)*, 1998: 1997 IUCN Red List of threatened plants. – IUCN, Gland, Schweiz und Cambridge, England.

Elektronische Medien

Köppel, C., Rennwald, E., Hirneisen, N. (Hrsg.), 1999: Rote Listen auf CD-ROM – Deutschland, Österreich, Schweiz, Liechtenstein, Südtirol. Mit eigenen Beiträgen von A. Gigon et al. (Blaue Listen) und B. Gerken (Mega-fauna) und weiteren Autoren. – Verlag für interaktive Medien, Gagenau, Deutschland.

Adresse des Autors und der Autorin

Prof. Dr. Andreas Gigon
Regula Langenauer, dipl. Natw. ETH
Pflanzenökologie und
Naturschutzbiologie
Geobotanisches Institut ETH
Gladbachstraße 114
CH-8044 Zürich, Schweiz
Tel +41 1 632 44 94
Fax +41 1 261 05 95
Gigon@geobot.umnw.ethz.ch

Anhang

Hinweise zur Arbeit mit Blauen Listen

(Ergebnisse eines Workshop an der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz 24.11.98)

1. *Gebiet und Zeitraum sollen gleich wie für Rote Listen sein.*
2. *Blaue Listen möglichst zusammen mit Roten Listen erarbeiten, aber eigenständig darstellen, damit positive Information nicht in der negativen der RL »untergeht«.*
3. *Differenzieren, ob erfolgreiche Entwicklung infolge Naturschutz oder nicht infolge davon.*
4. *Im Zweifel, in »schlechtere« Kategorie einteilen. Auch Information »?« ist wichtig.*
5. *Möglichst keine neuen Kategorien und Symbole entwickeln (ausser für Fehleinteilung, Druckfehler usw.).*
6. *Angaben zu den Erhaltungs- und Förderungsmassnahmen (NUT) sind wichtig: Blaues Daten-Buch, Anwendungsorientiertheit.*
7. *Bezugsraum der Blauen (und Roten) Listen darlegen: global, Europa, Staat, Kanton, Gebiet. Vorsicht mit Listen von kleinen Gebieten sinnvoll?*
8. *Realisieren, dass keine klaren Beziehungen zwischen Listen von geschützten Arten, CITES-Arten, RL, BL und SPEC-Listen bestehen (Species of European conservation concern).*
9. *Missbrauch verhindern durch ausgewogene Darstellung: d.h. Blaue Listen nur zusammen mit Roten Listen verwenden und mit Listen aller im Gebiet vorkommenden Arten der Gruppe.*
10. *PR-Arbeit im voraus überlegen und vorbereiten; anpassen an Öffentlichkeit, Politiker oder Wissenschaftler usw.*
11. *Blaue Listen und Rote Listen sind Instrumente für Fachleute bzw. Laien unter fachkundiger Anleitung.*

Blaue Listen: Anwendung in der nördlichen Schweiz

von Regula Langenauer und Andreas Gigon

1. Einleitung

Blaue Listen sind Verzeichnisse jener Rote-Liste-Arten, welche im bearbeiteten Gebiet gesamthaft eine dauerhafte Bestandesstabilisierung oder -zunahme erfahren haben. Sie sind also eine Teilmenge der Roten Listen. Die Methodik für die Erarbeitung dieser Listen und ihre Beziehungen zu den Roten Listen wurden von Gigon et al. (1998) sowie von Gigon und Langenauer (1998 und 1999) ausführlich erläutert. Weiter wurden dort Schwächen, Stärken, Anwendungsmöglichkeiten, das Zielpublikum sowie Entwicklungsmöglichkeiten dieses Naturschutzinstrumentes beschrieben. Im vorliegenden Beitrag wird das Konzept in der nördlichen Schweiz angewandt, ein für weite Teile Mitteleuropas (mit Ausnahme der Gebirge) repräsentatives

Gebiet. Es werden ein Überblick über die Ergebnisse in den einzelnen Artengruppen und einige Fallbeispiele von Arten der Blauen Listen gegeben. Dabei handelt es sich meist um Originaldaten aus Gigon et al. (1998); einige Formulierungen werden direkt aus dieser Publikation entnommen.

2. Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und Untersuchungszeitraum

Das Untersuchungsgebiet in der nördlichen Schweiz (Abb.1) wurde ausgewählt, weil es eine relativ reiche Flora und Fauna aufweist und viele Spezialisten über die Häufigkeit und die Bestandesentwicklung von Arten Auskunft

geben konnten. Die Fläche beträgt 3'431 km². Die Hälfte des Gebietes liegt im schweizerischen Mittelland auf einer Meereshöhe von 350–600 m. Ein Drittel entfällt auf das Hügelland des Jura, der im Gebiet bis 912 m ansteigt, und der Rest auf die Voralpen mit dem höchsten Punkt auf 1'293 m. Die Jahresniederschläge liegen zwischen etwa 800 und 1'700 mm, die Jahresmitteltemperaturen zwischen 5.5 °C und 9.1 °C (Walter & Lieth 1960-1967).

Das Untersuchungsgebiet ist typisch für eine dicht besiedelte mitteleuropäische Kultur- und Siedlungslandschaft. Hier wohnen 1.7 Mio. Menschen, was einem Viertel der Bevölkerung der Schweiz und einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 513 Einwohnern pro km² entspricht (Schweizerischer Durchschnitt: 166, Stand 1990).

In den Kantonen des Untersuchungsgebietes sind die Ausgaben für Naturschutz höher als in der übrigen Schweiz. Das große Engagement im Naturschutz in diesen drei Kantonen drückt sich auch darin aus, daß für sie Naturschutz-Gesamtkonzepte erarbeitet worden sind

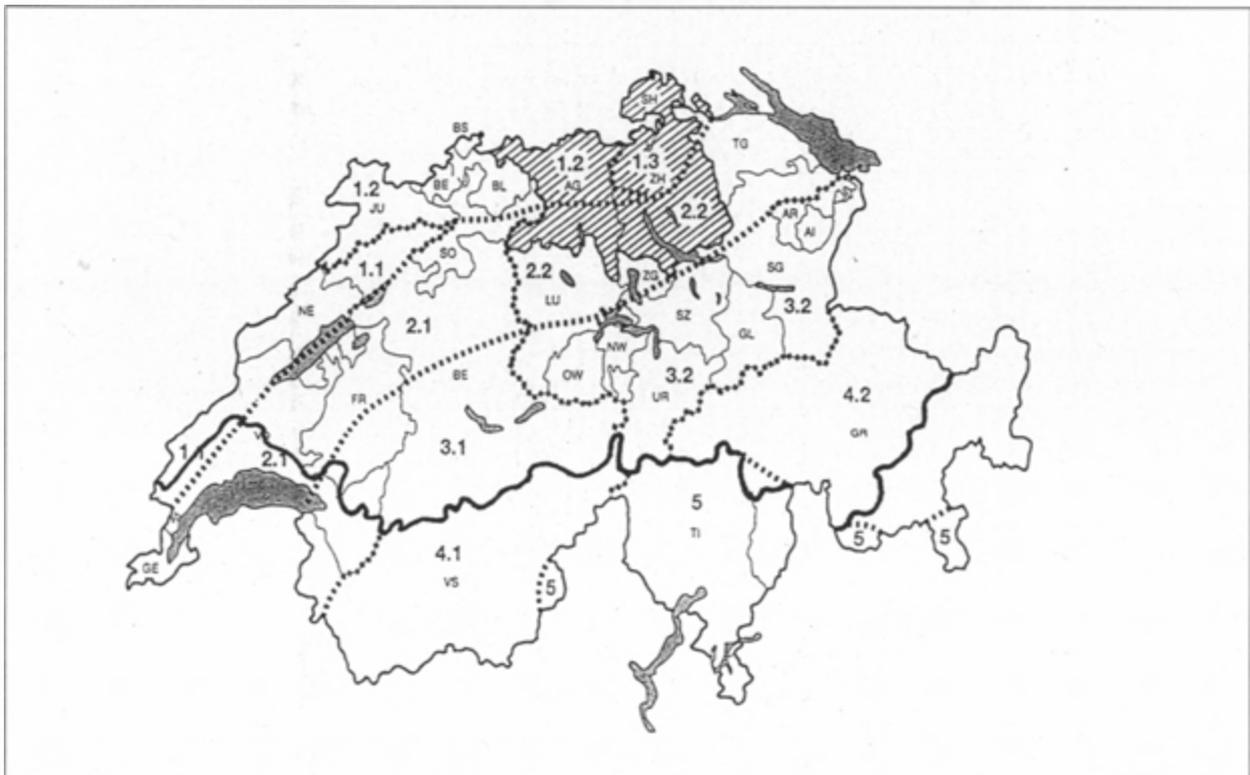


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet (schraffiert) der Blauen Listen (Kantone Aargau AG, Schaffhausen SH und Zürich ZH) und Aufteilung der Roten Listen in Nordschweiz (Einzugsgebiete von Rhein und Doubs) und Südschweiz (Einzugsgebiete von Rhone, Ticino, En, Adda und Etsch) bzw. zehn geographische Regionen nach Duelli (1994) und Landolt (1991). Aus Gigon et al. (1998).

(Kuhn et al. 1992, Baudepartement des Kantons Aargau 1993, Amt für Raumplanung des Kantons Zürich 1995, Baudepartement des Kantons Schaffhausen 1995).

Nachdem am 1.1.1967 in der Schweiz das Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz in Kraft trat, sind die Aktivitäten im Naturschutz merklich angewachsen. Die positive Wirkung trat aber erst mit einer gewissen Zeitverzögerung ein. Deshalb wurde für die vorliegende Analyse der Zeitraum von ca. 1980 bis 1995 gewählt.

2.2 Datengrundlage

Die Anzahl der im Untersuchungsgebiet vorkommenden und bearbeiteten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen wird in Tab. 1 und 2 gezeigt. Die Daten stützen sich auf die Roten Listen von Landolt (1991) und Duelli (1994), deren Kategorien so gut wie möglich in jene der IUCN (1994) umgewandelt wurden. Als Rote-Liste-Einteilung für das Untersuchungsgebiet wurde jene in der Nordschweiz übernommen. Für die Liste der Brutvögel und der Farn- und Blütenpflanzen, deren Rote Listen in Regionen aufgeteilt sind (Duelli 1994, Landolt 1991), wurde für das Untersuchungsgebiet die höchste Gefährdungskategorie (außer EX und EW) in den Regionen Nordjura, Nordost- und Nordschweiz verwendet.

Als Datengrundlage für die Blauen Listen dienten Befragungen von 35 Naturschutzfachleuten, von denen einige bereits Rote Listen erarbeitet hatten, und weiteren Kennern der lokalen Flora und Fauna. Diese Daten wurden ergänzt durch solche aus Inventaren, Berichten und Gutachten.

3. Übersicht über die Liste der Pflanzenarten

3.1 Blaue Liste

Die Blaue Liste der Farn- und Blütenpflanzen enthält insgesamt 237 Arten (Abb. 2). Das sind 33 % der 722 im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten in den Rote-Liste-Kategorien »stark gefährdet« und »gefährdet«. Bei insgesamt 186 Arten (26 %) zeigte sich eine Bestandesstabilisierung und bei 51 (7 %) eine Zunahme. Vier Fünftel dieser Stabilisie-

Tab. 1: Anzahl einheimischer Arten der untersuchten Tiergruppen in der Schweiz, der Nordschweiz (d.h. bei den Brutvögeln in allen Regionen der Schweiz ausser westl. Zentralalpen [4.1] und Südalpen [5]) und im Untersuchungsgebiet (Kantone AG, SH und ZH). Inbegriffen sind auch die ausgestorbenen Arten, sofern sie in den Roten Listen angegeben sind (ausser Bär und Wolf im Untersuchungsgebiet), ausserdem die Artenzahlen in den Roten Listen (RL) und den Blauen Listen (BL). Für einzelne Gruppen können zukünftige detailliertere Untersuchungen geringfügige Änderungen der Zahlen ergeben. Aus Gigon et al. (1998).

Artengruppe	Schweiz	N-Schweiz			Untersuchungsgebiet			
		total	RL 0	RL 1-3	total	RL 0	RL 1-3	BL
Säugetiere (-Flederm.)	56	51	4	15	37	2	11	1
Fledermäuse	26	23	0	11	16	0	9	4
Brutvögel	205	199	8	81	150	10	74	31
Reptilien	15	10	2	6	8	1	6	1
Amphibien	20	17	2	12	15	0	12	3
Fische + Rundmäuler	54	42	6	13	33	5	10	4
Tagfalter	192	164	3	85	115	22	36	14
Heuschrecken	110	78	2	40	47	0	27	9
Libellen	81	68	6	37	61	4	32	13
Total	759	652	33	300	482	44	217	80

Tab. 2: Anzahl einheimischer Arten der untersuchten Pflanzengruppen in der Schweiz, der Nordschweiz (alle Regionen der Schweiz ausser westliche Zentralalpen [4.1] und Südalpen [5]) und im Untersuchungsgebiet (Kantone AG, SH und ZH). Inbegriffen sind auch die ausgestorbenen Arten, sofern sie auf den Roten Listen angegeben sind; ausserdem die Artenzahlen in den Roten Listen (RL) und in den Blauen Listen (BL). Für einzelne Gruppen können zukünftige Untersuchungen geringfügige Änderungen der Zahlen ergeben. Aus Gigon et al. (1998).

Artengruppe	Schweiz			N-Schweiz total	Untersuchungsgebiet			
	total	RL Ex, (Ex)	RL E, V		total	RL Ex	RL E, V	BL
Farnpflanzen	84	4	15	76	48	3	14	5
Blütenpflanzen nacktsamig	12	0	0	11	7	0	0	0
Blütenpflanzen einkeimblättrig	590	24	159	2417	382	32	196	100
Blütenpflanzen zweikeimblättrig	2010	54	405		1187	142	512	132
Total	2696	82	579	2504	1624	177	722	237

rungen und Zunahmen sind auf den Einsatz von Natur- und Umweltschutztechniken zurückzuführen, die restlichen haben andere Ursachen wie Klimaerwärmung oder Eutrophierung.

Eine Stabilisierung wurde vor allem bei typischen Arten der feuchten und der trockenen Magerwiesen erreicht. Oft genügt dort die (Wieder-)Anwendung verhältnismäßig einfacher Pflegemaßnahmen.

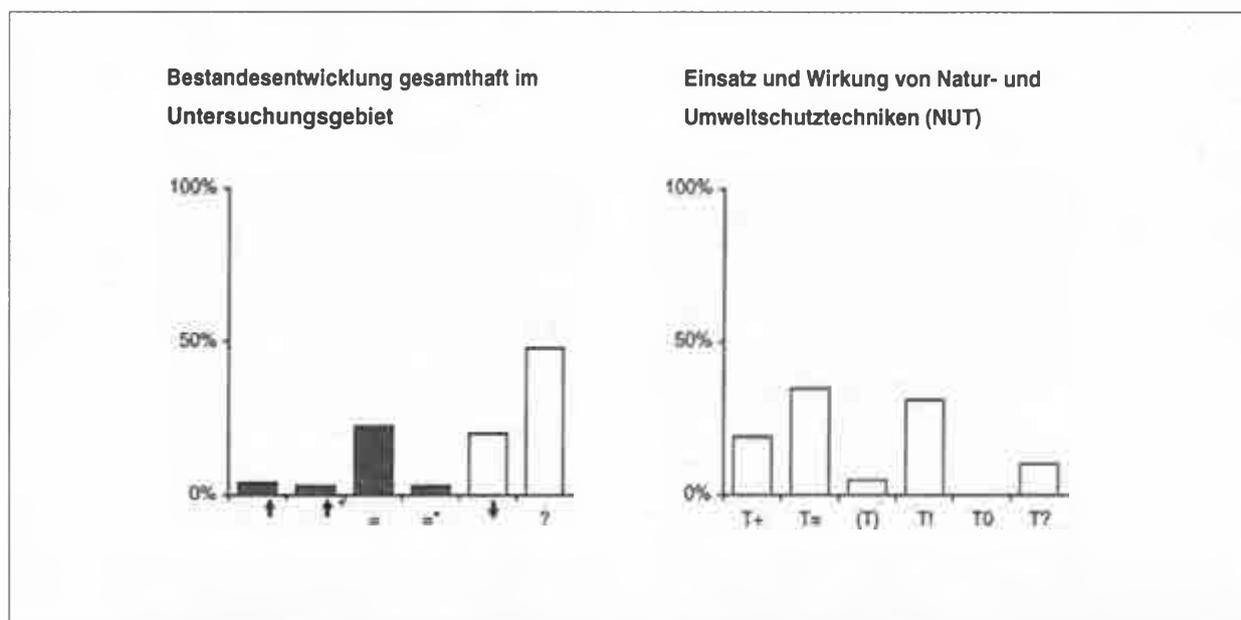


Abb. 2: Anteile der 722 Farn- und Blütenpflanzenarten der Roten Listen in den Kategorien der „Blauen Listen mit Ergänzungen“ und in jenen der Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken (NUT) im Untersuchungsgebiet. Schattiert: Blaue Listen; Symbole: Bestandesentwicklung im Untersuchungsgebiet: i: Zunahme ganz oder teilweise infolge NUT; i*: Zunahme nicht infolge NUT; =: Stabilisierung ganz oder teilweise infolge NUT; =*: Stabilisierung nicht infolge NUT; m: Abnahme ohne oder trotz NUT; ?: Bestandesentwicklung unbekannt; Einsatz von Natur- und Umweltschutztechniken (NUT): T+: mindestens lokale Förderung; T=: mindestens lokale Erhaltung; T0: kein Erfolg; (T): Erfolgsnachweis noch nicht erbracht; T!: vorhandene NUT zur Erhaltung oder Förderung nicht angewandt; T?: NUT zur Erhaltung oder Förderung unbekannt. Schattiert: Arten der Blauen Listen. Aus Gigon et al. (1998).

men wie regelmäßiger, später Schnitt, wenn nötig nach vorgängiger Entbuschung. So konnten in Riedwiesen z. B. der Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*) und in trockenen Magerwiesen die Rapunzel-Glockenblume (*Campanula rapunculus*) im Bestand stabilisiert werden. Die Einkeimblättrigen weisen einen mehr als doppelt so großen Anteil von Arten mit Bestandesstabilisierung infolge der Anwendung von Natur- und Umweltschutztechniken auf als die Zweikeimblättrigen (38 bzw. 16 %; Abb. 3). Beispiele dafür sind der Zweiblättrige Blaustern (*Scilla bifolia*), die Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*) und die Bocks-Riemenzunge (*Himantoglossum hircinum*).

Eine Zunahme des Bestandes ist erst bei wenigen Arten zu verzeichnen. Es sind Arten, die aus biologischer Sicht einfach gefördert werden können, wie der Schmalblättrige Rohrkolben (*Typha angustifolia*), die Sumpfwurz (*Epipactis palustris*) und der Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*). Ohne den Einsatz von Natur- und Umweltschutztechniken hat z. B. die Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) zugenommen, wahrscheinlich infolge der höheren Durchschnittstemperaturen der

letzten Jahre und infolge lokaler Gewässereutrophierung.

3.2 Ergänzung zu den Blauen Listen

140 Arten (19 %) zeigten gesamthaft eine Bestandesabnahme. Darunter sind auch Arten, die bereits lokal erhalten oder gefördert werden konnten, z. B. der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) und die Kartäuser-Nelke (*Dianthus carthusianorum*). Erhaltungs- und Förderungstechniken müssten in verstärktem Maße angewandt werden. Zu dieser Gruppe gehören auch Arten, die besondere oder aufwendige Pflegemaßnahmen erfordern. So ist beispielsweise der Bestand des Lungen-Enzians (*Gentiana pneumonanthe*) trotz großer Anstrengungen gesamthaft immer noch rückläufig.

Für 345 Arten (48 %) ist die Bestandesentwicklung im Untersuchungsgebiet unbekannt und wohl meist abnehmend. Zu dieser Gruppe gehören unter anderem unscheinbare oder schwierig von andern abzugrenzende Arten, beispielsweise einige Seggenarten, der Einjährige Knäuel (*Scleranthus annuus*) und mehrere Arten von Vergissmeinnicht (*Myo-*

sotis caespitosa, *M. stricta* und *M. ramosissima*).

3.3 Einsatz und Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken

Für etwa 85 % der untersuchten Arten sind Förderungs- oder Erhaltungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet mindestens lokal erfolgreich angewandt worden (ca. 55 %), oder die anzuwendenden Techniken sind bekannt (ca. 30 %), aber im Untersuchungsgebiet noch nicht erprobt worden. Würde diesen Maßnahmen vermehrt Beachtung geschenkt, könnten sehr viel mehr Arten auf die Blauen Listen gesetzt werden.

3.4 Beispiel einer Pflanzenart der Blauen Liste

Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*)

Iris sibirica hat einen schweizerischen Verbreitungsschwerpunkt im Untersuchungsgebiet. Entwässerungen im Zusammenhang mit großen Gewässerkorrekturen und Intensivierungen in

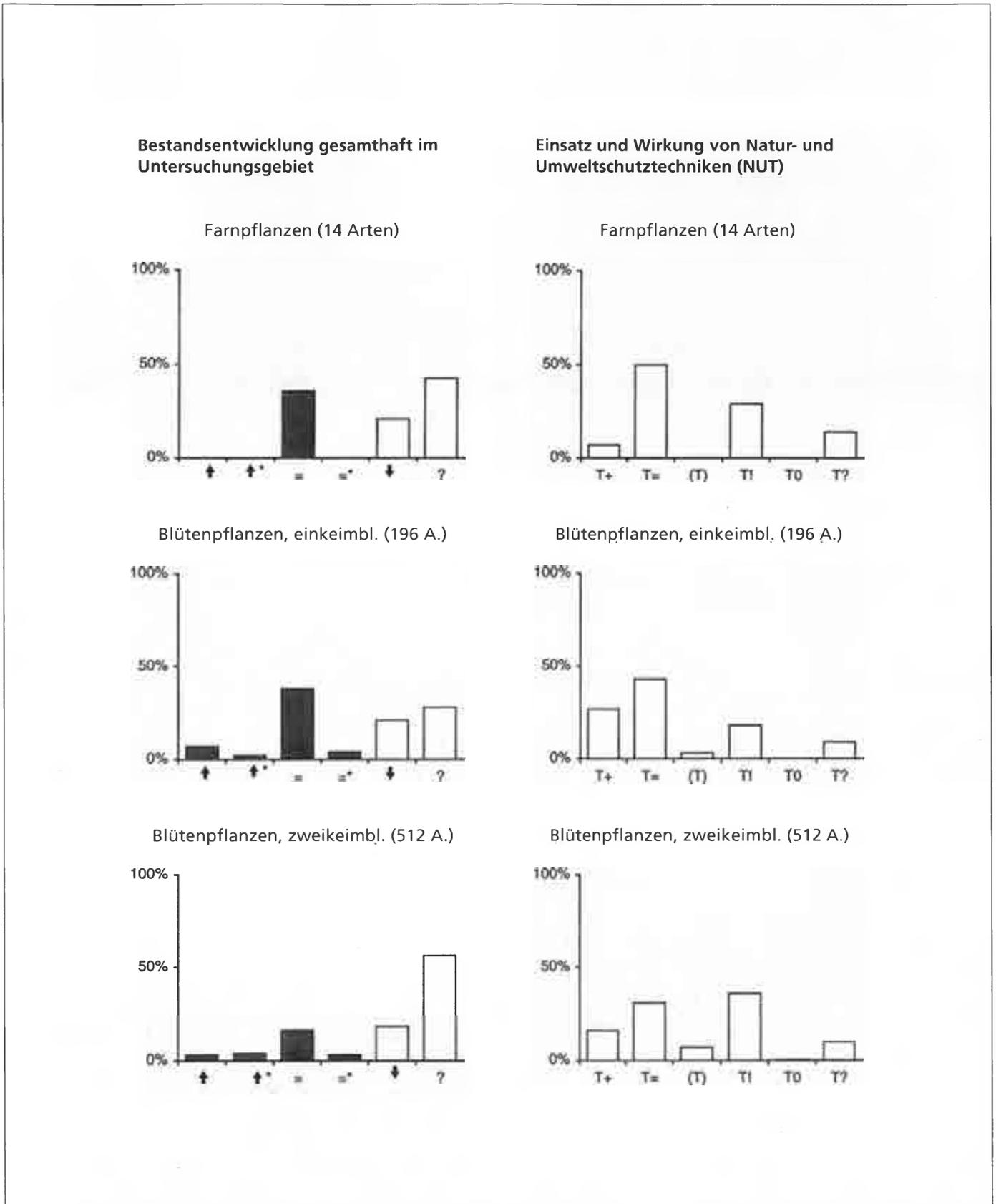


Abb. 3: Anteile der verschiedenen Artengruppen von Farn- und Blütenpflanzen der Roten Liste in den Kategorien der »Blauen Listen mit Ergänzungen« und in jenen der Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken im Untersuchungsgebiet. Schattiert: Blaue Listen; Symbole siehe Abb. 2. Aus Gigon et al. (1998).

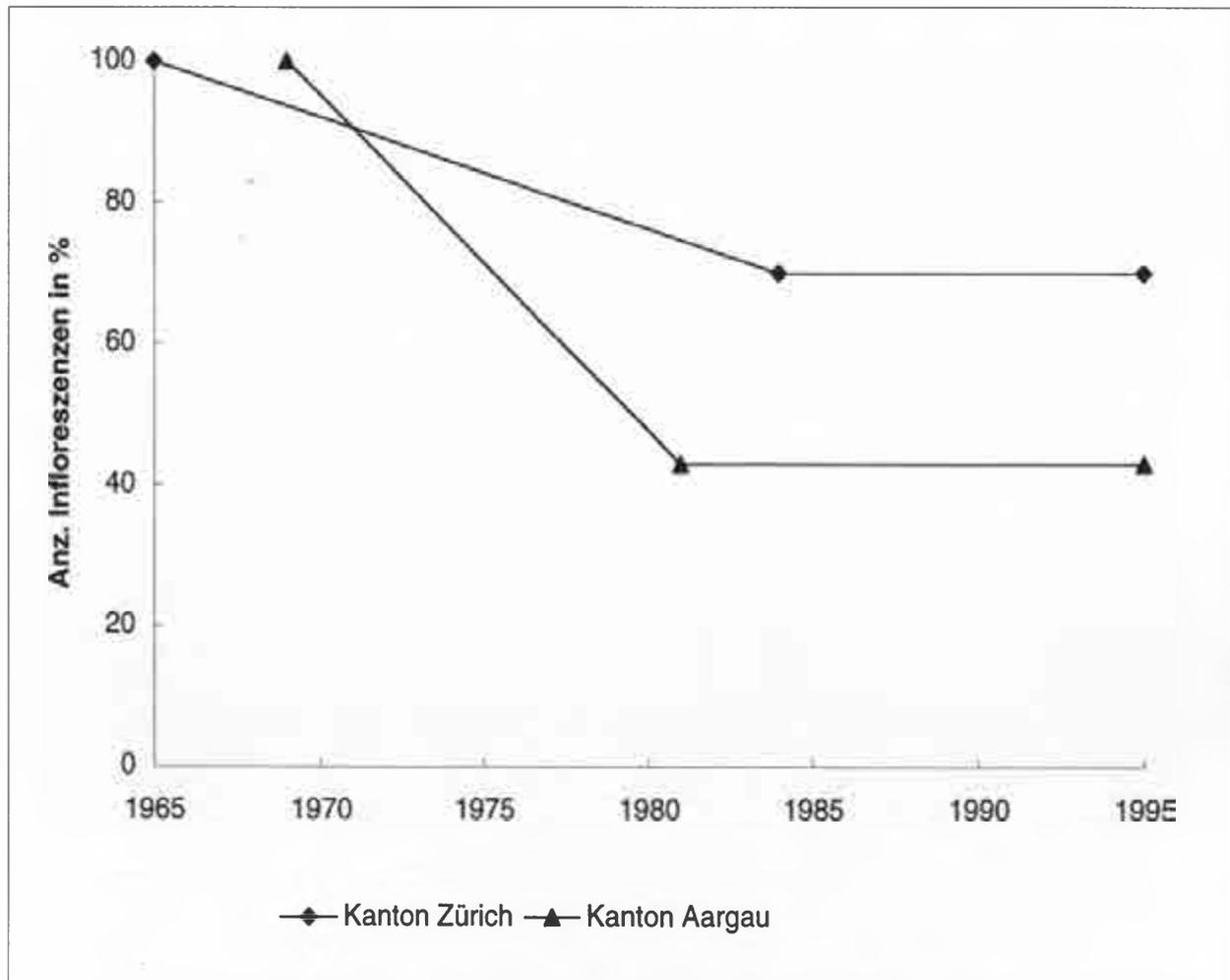


Abb. 4: Abnahme und Stabilisierung auf tieferem Niveau der Anzahl Infloreszenzen der Sibirischen Schwertlilie (*Iris sibirica*) zwischen 1965 (100 %) und 1995 im Kanton Zürich sowie zwischen 1969 (100 % = 350'000 Infloreszenzen) und 1995 im Kanton Aargau. Nach Kessler (1986).

der Landwirtschaft oder Aufgabe von unrentablen Flächen und nachfolgende Verbrachung führten bis in die 80-er Jahre zu einem starken Rückgang dieser charakteristischen Riedpflanze. Im Zürcher Oberland waren bis 1970 23 früher nachgewiesene Vorkommen erloschen, unter ihnen 3 Massenvorkommen mit Abertausenden von Blütenstengeln. Weitere Verluste im gesamten Untersuchungsgebiet folgten: Gemäß Kessler (1986) wurde im Kanton Zürich von 1965 bis 1984 ein Bestandesrückgang von fast 30 % festgestellt, im Kanton Aargau zwischen 1969 und 1981 ein solcher von 57 % (Abb. 4). Gemäß weiteren Expertenangaben waren auch die wenigen Vorkommen im Kanton Schaffhausen bis in die 80-er Jahre hinein stark geschrumpft.

Dank der Regeneration von Feuchtgebieten, Entbuschungen von verbra-

chenden Streueflächen sowie der Wiederaufnahme von regelmäßiger Streumahd und dem Abtransport der Streue konnte der Bestand in den letzten Jahren im gesamten Untersuchungsgebiet stabilisiert und an einigen Stellen gefördert werden. So wurden in einer Gemeinde im Aargauer Reußtal im Jahre 1994 die Anzahl Blütenstengel auf etwa 115'000 geschätzt, gegenüber 81'000 im Jahre 1981 (Kessler mündl.).

4. Übersicht über die Listen der Tierarten

4.1 Blaue Listen

Die Blauen Listen der bearbeiteten Gruppen von Tierarten enthalten im Untersuchungsgebiet insgesamt 80 Arten (Abb. 5, 6 und 7). Das sind 37 % der

217 Arten in den Rote-Liste-Kategorien »vom Aussterben bedroht«, »stark gefährdet« und »gefährdet« (1–3 nach Duelli 1994). Bei 60 Arten (28 %) zeigte sich eine Bestandesstabilisierung und bei 20 Arten (9 %) eine Bestandeszunahme gesamthaft im Untersuchungsgebiet. Über zwei Drittel dieser Stabilisierungen und Zunahmen sind auf den Einsatz von Natur- und Umweltschutztechniken zurückzuführen. Die restlichen beruhen auf Arealverschiebungen, z.T. wohl infolge der Klimaerwärmung, sowie auf anderen Ursachen.

Bestandeszunahmen gesamthaft im Untersuchungsgebiet infolge des Einsatzes von Natur- und Umweltschutztechniken zeigten z.B. Biber, Großes Mausohr, Sperber, Neuntöter, Seeforelle und Blauflügel-Prachtlibelle. Eine entsprechende Bestandesstabilisierung zeigten z.B. Alpensegler, Kreuzotter, Faden-

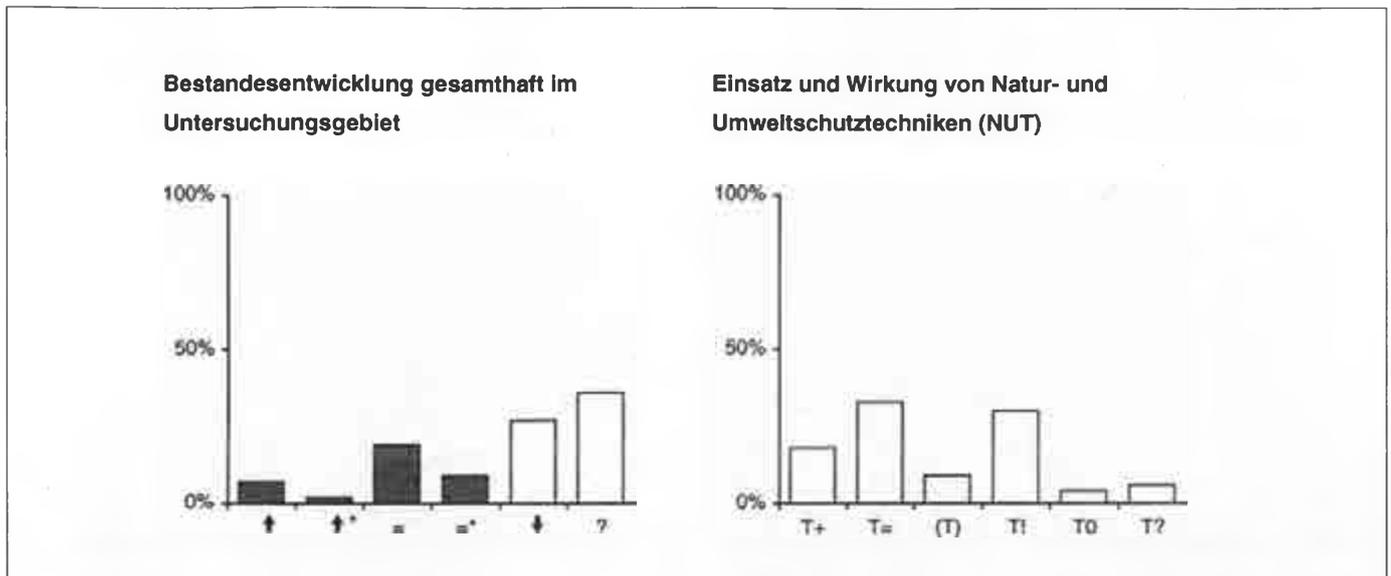


Abb. 5: Anteile der 217 untersuchten Rote-Liste-Tierarten in den Kategorien der »Blauen Listen mit Ergänzungen« und in jenen der Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken im Untersuchungsgebiet. Schattiert: Blaue Listen; Symbole siehe Abb. 2. Aus Gigon et al. (1998).

molch, Feldgrille und Sumpf-Heidelibelle. Eine Bestandeszunahme oder -stabilisierung, welche nicht auf Natur- und Umweltschutztechniken beruhen dürfte, zeigten z.B. Pirol, Feuersalamander und Blauflügelige Sandschrecke (Gigon et al. 1998).

Die Bestände von vielen Arten der Blauen Listen liegen auch nach der Stabilisierung oder Zunahme immer noch auf einem tiefen Niveau. Es sind also dauernde Anstrengungen nötig, um diese Arten im Untersuchungsgebiet zu erhalten.

4.2 Ergänzung zu den Blauen Listen

58 Arten (27 %) zeigten eine Bestandesabnahme (Abb. 5, 6 und 7). Die relativ größten Anteile sind bei den Reptilien (5 Arten, also 83 %) und den Amphibien (8 Arten, also 67 %) zu verzeichnen. Gründe dafür dürften die speziellen Ansprüche an oft mehrere Lebensräume und der relativ große Flächenbedarf vieler Arten dieser Organismengruppen sein. Beispiele von Arten mit Bestandesabnahme in den letzten 10–15 Jahren sind: Baumpieper, Zauneidechse, Geburtshelferkröte, Äsche und Kleiner Schillerfalter.

Für insgesamt 79 Arten (36 %) ist die Bestandesentwicklung unbekannt; oft dürfte jedoch eine Bestandesabnahme vorliegen. Der Anteil ist bei den Säugetieren (ohne Fledermäuse) am größten

(9 Arten, also 82 %). Es handelt sich hier meist um schwierig zu erfassende Spitzmäuse und kleine Nagetiere. Bei den Tagfaltern, Heuschrecken und Libellen beträgt der betreffende Anteil etwa 50 %; bei den Vögeln, Reptilien und Amphibien ist er erwartungsgemäß am kleinsten. Für diese Gruppen wurden im Untersuchungsgebiet z.T. schon mehrfach Bestandeserhebungen durchgeführt.

Beispiele für Arten mit unbekannter Bestandesentwicklung im Untersuchungsgebiet sind: alle vier gefährdeten Spitzmaus-Arten, Wasserfledermaus, Haselhuhn, Baumweißling, Kurzflügelige Schwertschrecke und Späte Adonislibelle.

4.3 Einsatz und Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken

Mindestens lokal erfolgreich erhalten oder gefördert werden konnten bisher im Untersuchungsgebiet über 60 % der Fledermäuse, Reptilien, Amphibien und Heuschrecken sowie knapp 50 % der übrigen untersuchten Artengruppen (Abb. 6 und 7). Gerade bei den Reptilien und noch stärker bei den Amphibien zeigt sich ein großer Unterschied zwischen den vielen lokal erhaltenen und geförderten Arten und der trotzdem noch abnehmenden Bestände im gesamten Untersuchungsgebiet. Auf die Gründe wurde unter 4.2 eingegangen.

Für die meisten andern Arten sind Erhaltungs- bzw. Förderungstechniken bekannt, aber im Untersuchungsgebiet noch nicht erprobt worden oder ihre Auswirkungen sind noch unklar. Nur für etwa 10 % der Arten müssten solche Techniken noch erarbeitet werden.

Damit zeigt sich bei den Tieren ein ähnliches Bild wie bei den Pflanzen: Es liegt nicht an den fehlenden Kenntnissen, daß nicht mehr Arten auf die Blaue Liste gesetzt werden konnten, sondern an der mangelnden Anwendung dieser Kenntnisse.

4.4 Beispiele für Tierarten der Blauen Liste

Großes Mausohr (*Myotis myotis*)

Bis etwa 1950 galt das Große Mausohr im Mittelland und damit auch im Untersuchungsgebiet als weit verbreitet. Danach sank der Bestand bis Ende der 70-er Jahre stark, so daß die Art in der Roten Liste in der Nordschweiz in Kategorie 2 »stark gefährdet« eingestuft wurde (Duellli 1994). Die Hauptgründe für den Rückgang dürften Zerstörungen von Wochenstubenquartieren und Pestizideinsatz zur Holzkonservierung der Dachstöcke gewesen sein. Die Nahrungsgrundlage (Insekten im Wald) hingegen hat sich in den letzten 50 Jahren wahrscheinlich nicht merklich verändert (Stutz 1995). Zählungen unter der Leitung der

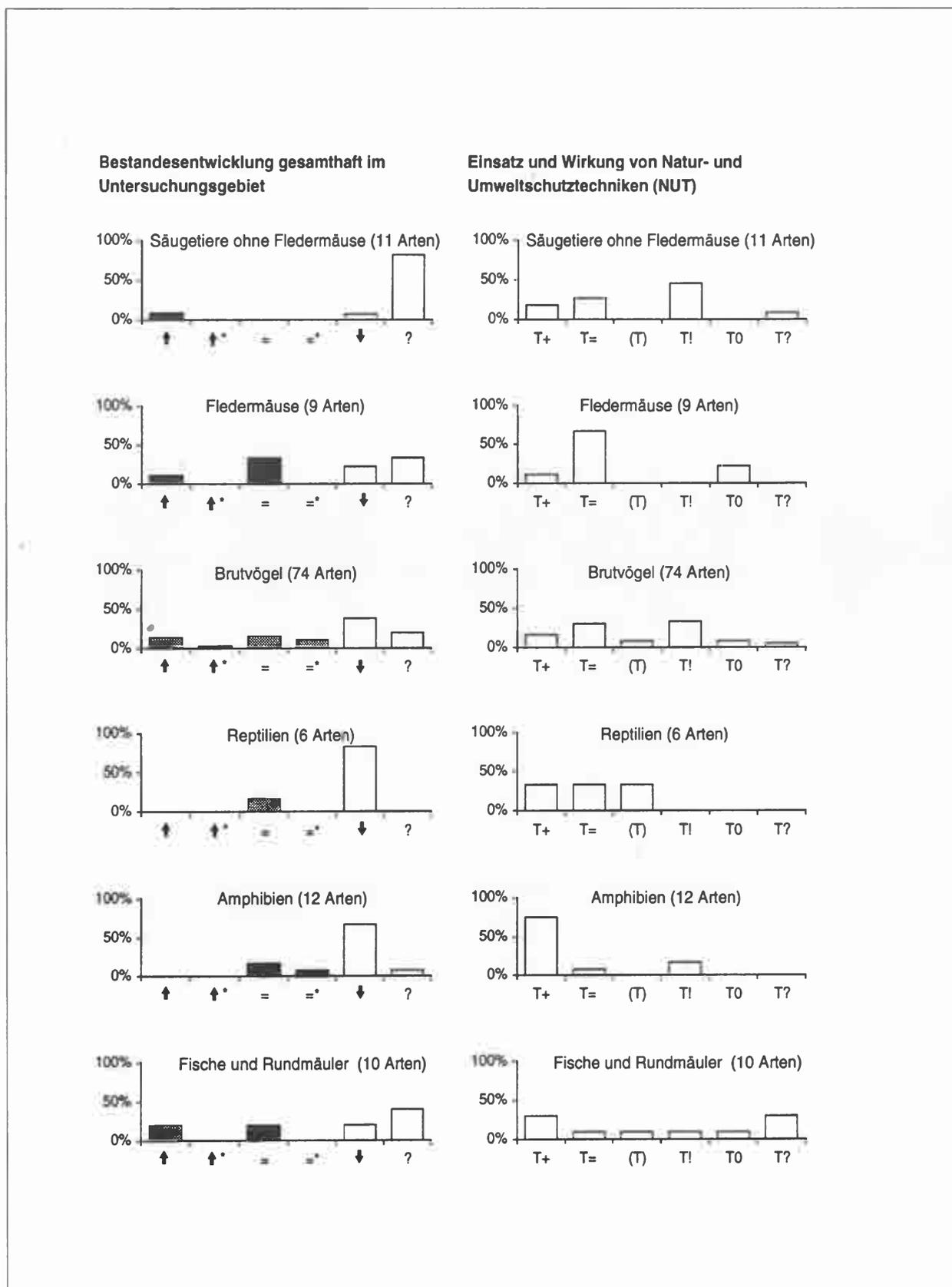


Abb. 6: Anteil der Rote-Liste-Arten der verschiedenen Wirbeltier-Klassen in den Kategorien der »Blauen Listen mit Ergänzungen« und in jenen der Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken im Untersuchungsgebiet. Schattiert: Blaue Listen; Symbole siehe Abb. 2. Aus Gigon et al. (1998).

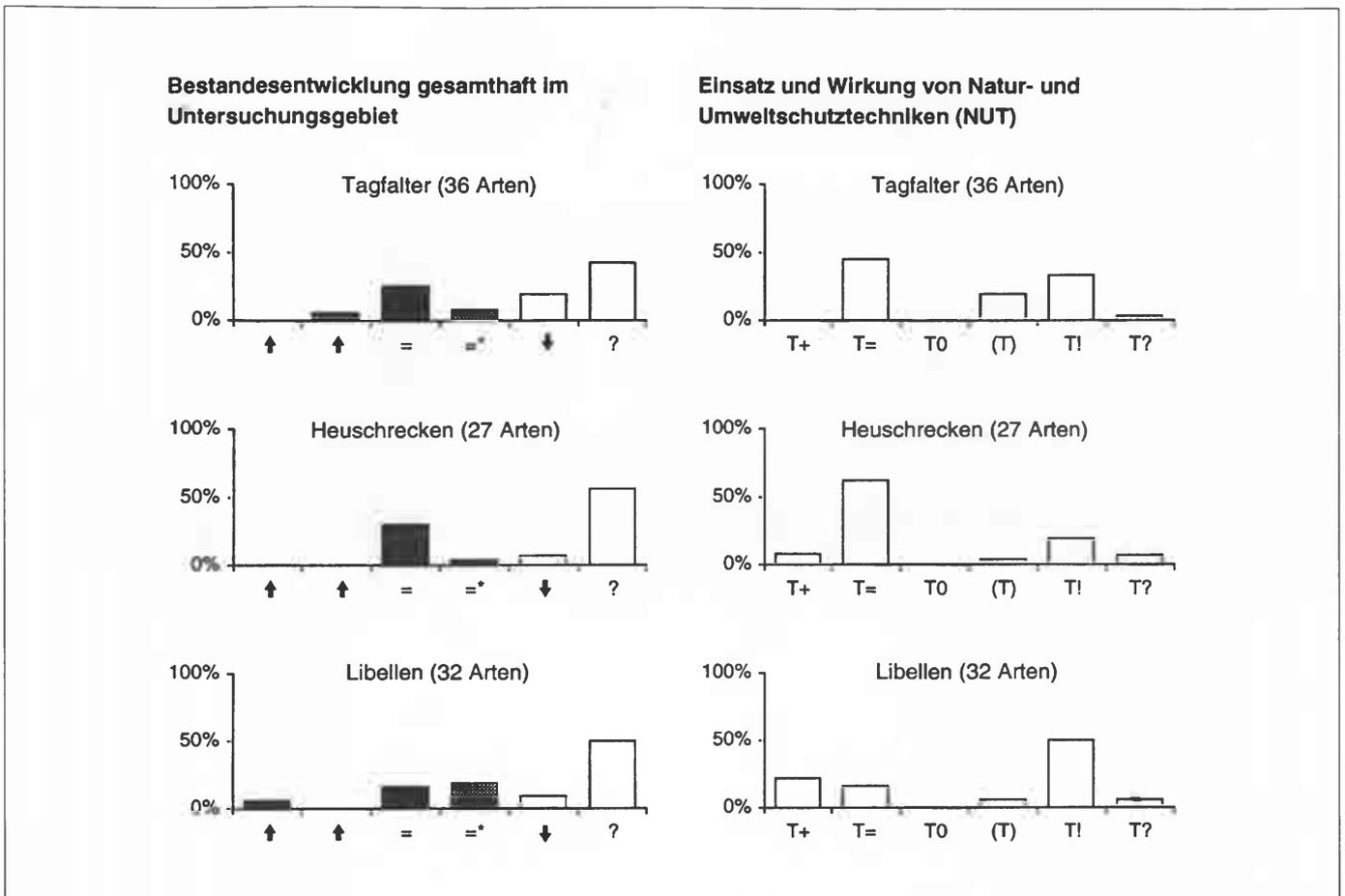


Abb. 7: Anteil der Rote-Liste-Arten in drei Wirbellosen-Klassen in den einzelnen Kategorien der »Blauen Listen mit Ergänzungen« und in jenen der Wirkung von Natur- und Umweltschutztechniken im Untersuchungsgebiet. Schattiert: Blaue Listen; Symbole siehe Abb. 2. Aus Gigon et al. (1998).

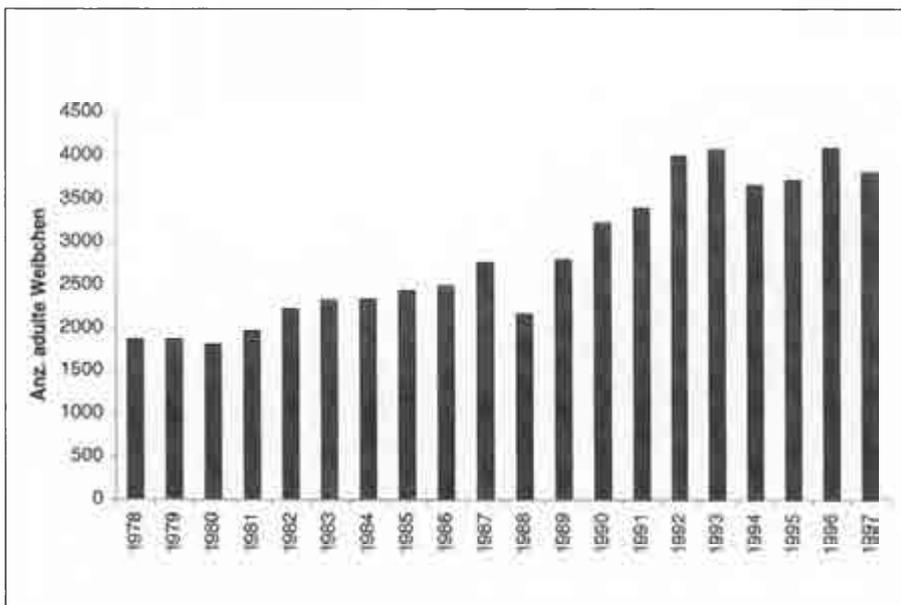


Abb. 8: Anzahl Weibchen in den überwachten Wochenstubenquartieren des Grossen Mausohrs (*Myotis myotis*) in den Kantonen Aargau, Schaffhausen und Zürich. Zählungen erst ab 1991 standardisiert. Angaben Koordinationsstelle Ost für Fledermausschutz.

KOF (Koordinationsstelle Ost für Fledermausschutz) zeigen im Untersuchungsgebiet einen Anstieg der Anzahl Tiere in den meisten überwachten Wochenstubenkolonien von 1978 bis 1997 (Abb. 8). Vorsichtig interpretiert werden müssen die Resultate bis 1990, da bis zu diesem Jahr die Zählmethode laufend verbessert wurde und diese erst seit 1991 standardisiert ist. Aber auch unter Einbezug dieser Tatsache hat die KOF eine Bestandeszunahme des Grossen Mausohrs im Untersuchungsgebiet errechnet.

Seit dem Bestehen des koordinierten Fledermausschutzes in den 80-er Jahren konnten mit wenigen Ausnahmen Zerstörungen bekannter Wochenstubenquartiere verhindert werden, und Renovierungen von Gebäuden mit Wochenstubenkolonien werden von Fledermausspezialisten begleitet. Damit konnte nicht nur der Bestandesrückgang gestoppt werden, sondern es wurden auch günstige Voraussetzungen für eine Erholung des Bestandes geschaffen.

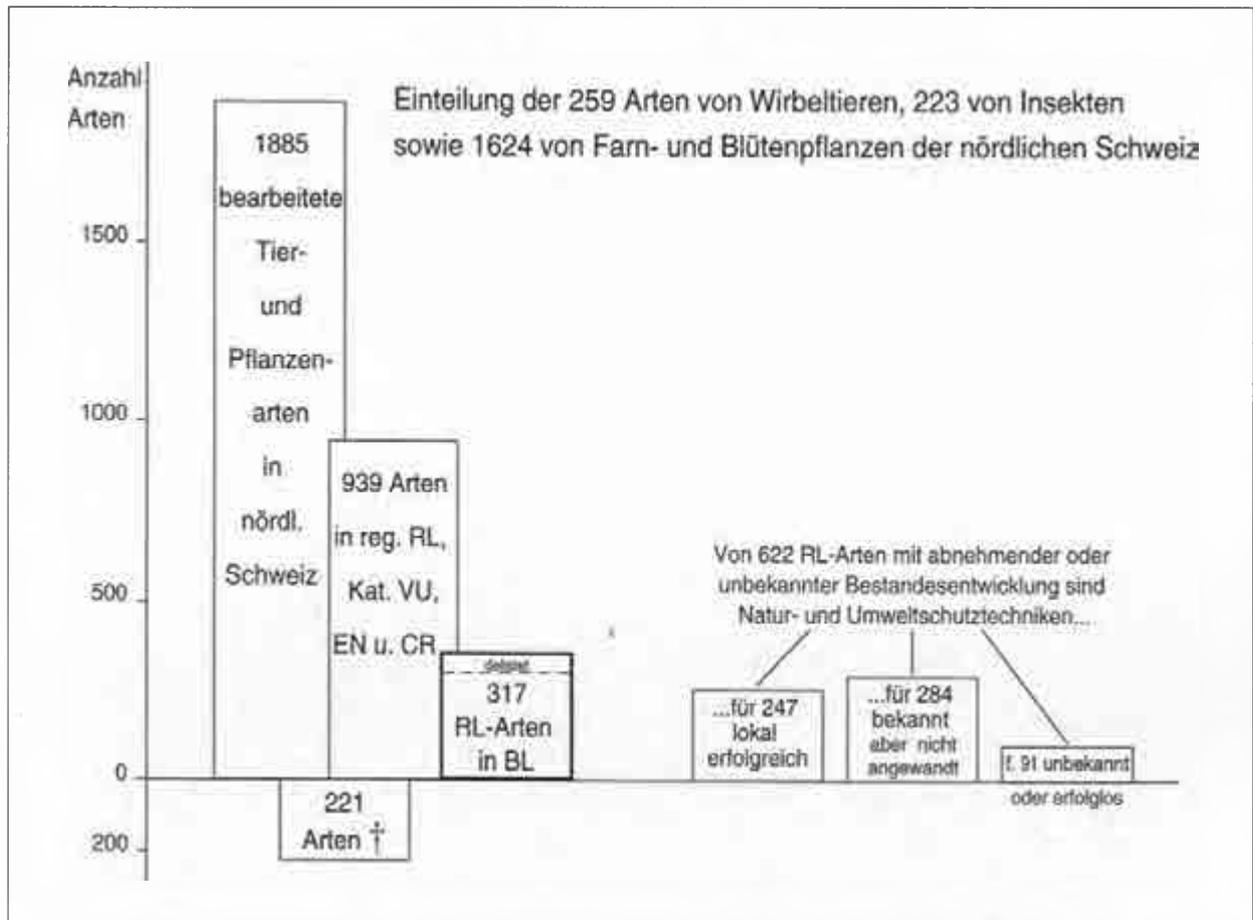


Abb. 9: Anteile der 259 Arten von Wirbeltieren, 115 von Tagfaltern, 47 von Heuschrecken und 61 von Libellen, sowie 1624 von Farn- und Blütenpflanzen der nördlichen Schweiz (Kantone AG, SH und ZH) in den Roten und den Blauen Listen dieses Gebietes. Ausserdem: Anzahl Arten mit abnehmender oder unbekannter Bestandesentwicklung, für welche Natur- und Umweltschutztechniken bereits lokal erfolgreich angewandt wurden oder zumindest bekannt sind. Daten aus Gigon et al. (1998).

Habicht (*Accipiter gentilis*) und Sperber (*A. nisus*)

Wie in ganz Europa sind auch im Untersuchungsgebiet in den 60-er und frühen 70-er Jahren die Bestände der Greifvögel stark eingebrochen. Der Hauptgrund dafür waren schwer abbaubare Pestizide, die sich in der Nahrung der Greifvögel anreicherten. So wurden beispielsweise im Kanton Zürich zwischen 1974 und 1977 beim Sperber keine einzige und beim Habicht nur vereinzelte Bruten festgestellt (Wegglar 1991). Obschon die fraglichen Giftstoffe in der Schweiz noch in den 60-er Jahren verboten wurden, nahm der Bestand von Habicht und Sperber erst in den frühen 80-er Jahren wieder markant zu. Auch ein vollständiges Jagdverbot auf Greifvögel hat sicher dazu beigetragen. Im Kanton Zürich wurde Ende der 80-er Jahre beim Habicht ein Bestand von ca. 30 Brutpaaren und beim Sperber ein

solcher von 150 - 180 Brutpaaren festgestellt (Wegglar 1991). Auch im ganzen Untersuchungsgebiet ist die Zahl der besetzten Atlasquadrate dieser beiden Greifvögel angestiegen, beim Habicht von 25 (1972-76) auf 48 (1993-96) bzw. beim Sperber von 39 auf 50 (Schmid et al. 1998).

5. Diskussion und Folgerungen

5.1 Einsatz von Maßnahmen meist auf Biotop- und Landschaftsebene

Es fällt eine große Ähnlichkeit zwischen den Ergebnissen bei den bearbeiteten Pflanzen einerseits und den Tiergruppen andererseits auf (Abb. 2 und 5). Dafür dürfte vor allem folgendes verantwortlich sein: Es wurden sowohl Pflanzen- wie Tiergruppen ausgewählt, über die relativ viele Informationen im Untersuchungsgebiet vorliegen. Weiter wer-

den Natur- und Umweltschutztechniken meistens auf der Ebene der Biotope oder ganzer Landschaftsräume eingesetzt und wirken so gleichzeitig auf viele dort vorkommende Tier- und Pflanzenarten. Beispiele dafür sind: Regenerationen von Flusslandschaften und Feuchtgebieten, Entbuschung und Neuanlage von Magerwiesen, Waldauslichtungen oder Renaturierungen in Agrarlandschaften (z.B. *Baudepartement des Kantons Aargau* 1997, Keel 1998, Gigon et al. 1996).

Bisher wurden im Untersuchungsgebiet nur in wenigen Fällen Maßnahmen primär auf einzelne Arten ausgerichtet, so beispielsweise für Biber, Laubfrosch, einzelne Fledermaus-, Libellen- und Tagfalterarten (Stocker 1991, Schiess & Schiess-Bühler 1995) sowie bei den Pflanzen für Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*), Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*) und Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*). Auch bei der Förderung einzelner Arten werden meist

weitere im betreffenden Lebensraum vorkommende, gefährdete Arten gefördert (Schwab 1998).

5.2 Ursachen für lange Rote Listen und lange Blaue Listen

Im Untersuchungsgebiet sind die prozentualen Anteile der einzelnen Artengruppen in den verschiedenen Kategorien der Roten Listen fast immer größer als in den Roten Listen der gesamten Nordschweiz oder der ganzen Schweiz (Duelli 1994, Landolt 1991). Gemäß Landolt (1991) sind es in den drei Regionen, die in der vorliegenden Arbeit als Grundlage für die Blaue Liste der Pflanzenarten benutzt wurden, zwischen 45 % und 56 % aller dort vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen. Zum Vergleich: In den Voralpen und Alpen der Schweiz sind es zwischen 24 % bzw. 41 %. Von den 2106 im Untersuchungsgebiet vorkommenden bearbeiteten (+ ausgestorbenen) Pflanzen- und Tierarten sind 1160 (55 %) auf der Roten Liste (inkl. Kat. EX; Abb. 9). Die Gründe für die große Gefährdung von Flora und Fauna im Untersuchungsgebiet sind ähnlich wie in vielen anderen stark besiedelten Gebieten Mitteleuropas: intensive Nutzung, massiver Verlust an naturnahen Biotopen sowie deren Verinselung, starke Umweltbelastungen usw. (Korneck & Sukopp 1988, Plachter 1991).

Andererseits ist im Untersuchungsgebiet etwa ein Viertel bis ein Drittel der Arten der Roten Listen in den Blauen Listen enthalten, weist also eine Bestandesstabilisierung oder gar -zunahme auf.

Wie kommt der bemerkenswerte Befund zustande, daß im Untersuchungsgebiet nicht nur viele Arten gefährdet sind, sondern, wie gezeigt wurde, auch wieder gefördert wurden? In unserem Gebiet hängt das Vorkommen vieler gefährdeter Tier- und Pflanzenarten der bearbeiteten systematischen Gruppen letztlich vom Menschen ab. Viele der heute wildlebenden Arten wurden vom Menschen eingeschleppt und erfuhren dadurch eine Erweiterung ihres Lebensraumes in der Kulturlandschaft oder sie konnten sich auf anthropogenen Standorten wie Wiesen, Weiden und Äckern ausbreiten. So fand sich in der Schweiz der größte Artenreichtum anfangs des 20. Jahrhunderts, dank einer sehr vielfältig bewirtschafteten Kulturlandschaft (Landolt 1991).

Ändert der Mensch seine Landnutzung, so beeinflusst er damit diese Elemente der Fauna und Flora – in den letzten Jahrzehnten mehrheitlich in negativer Richtung, so daß viele Arten starke Bestandeseinbrüche erlitten oder sogar (lokal) ausstarben. Wegen der großen anthropogenen Abhängigkeit kann der Mensch diese Arten aber innerhalb bestimmter Grenzen auch wieder fördern – und sie können dann auf die Blaue Liste gesetzt werden..

5.3 Politisch-planerischer Aspekt

Die Bestände vieler Arten der Blauen Listen sind allerdings niedrig, so daß die Arten nach wie vor gefährdet bleiben. Es sind also weitere Anstrengungen nötig, um eine positive Bestandesentwicklung zu ermöglichen oder weiterzuführen. Da für ca. 90 % der untersuchten Pflanzen- und Tierarten Erhaltungs- und Förderungsmaßnahmen mindestens lokal bereits angewandt wurden oder wenigstens bekannt sind, liegt es aber vor allem am politischen Willen, diese Maßnahmen großflächig durchzusetzen und Gelder dafür bereitzustellen. In diesem Zusammenhang sei vermerkt, daß im Untersuchungsgebiet der Verlust an naturnahen Flächen besonders groß war. Die entsprechenden Kantone sind somit eher bereit, mehr für Naturschutz auszugeben als der schweizerische Durchschnitt (Tester 1995, Speiser et al. 1996).

Die dargestellten Zusammenhänge sind wahrscheinlich auf andere, stark vom Menschen beeinflusste Gebiete im gleichen Kulturkreis übertragbar, nicht aber auf Gebiete, die weniger stark beeinflusst sind, oder die in einem ganz anderen Kulturkreis liegen.

6. Zusammenfassung

Das Konzept der Blauen Listen wurde auf ein stark vom Menschen beeinflusstes, floristisch und faunistisch gut untersuchtes, 3'431 km² grosses Gebiet in der nördlichen Schweiz angewandt. Die Naturschutzfolge seit ungefähr 1980 wurden beurteilt. Von den für das Untersuchungsgebiet genannten 482 Arten von Wirbeltieren, Tagfaltern, Heuschrecken und Libellen sowie den 1624 Arten von Farn- und Blütenpflanzen wurden

die Arten der Roten Listen untersucht (Kategorien 1-3 bzw. E und V im Untersuchungsgebiet, mehr oder weniger entsprechend den IUCN-Kat. CR, EN und VU). Dies sind insgesamt 217 Tierarten (= 100 %) und 722 Pflanzenarten (= 100 %).

Die Blauen Listen enthalten insgesamt 317 Arten, nämlich 20 Tierarten (9 %) und 54 Pflanzenarten (7 %) mit Bestandeszunahme, sowie 60 Tierarten (28 %) und 183 Pflanzenarten (26 %) mit Bestandesstabilisierung. Bei den Tieren ruhten zwei Drittel, bei den Pflanzen vier Fünftel dieser Bestandesentwicklungen auf der Anwendung von Natur- und Umweltschutztechniken, z.B. Regenerationen von Flusslandschaften und Feuchtgebieten, Entbuschen verbrachender Magerwiesen, Verbot von Pestizideinsatz. Die Blauen Listen der verschiedenen systematischen Gruppen von Tierarten unterscheiden sich in den Anteilen der Arten in den verschiedenen Kategorien stark voneinander. Weniger ausgeprägt gilt dies auch für die verschiedenen Gruppen von Pflanzenarten.

Bestandesabnahme zeigen 58 Tierarten (27 %) und 140 Pflanzenarten (20 %). Für 79 Tierarten (36 %) und 345 Pflanzenarten (48 %) konnten keine Angaben über die Bestandesentwicklung gemacht werden.

Für fast 90 % der untersuchten Pflanzen- und Tierarten sind Förderungs- oder Erhaltungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet mindestens lokal angewandt worden oder bekannt.

Als Fallbeispiele für Arten der Blauen Listen werden Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*) mit einer Bestandesstabilisierung, Großes Mausohr (*Myotis myotis*), Habicht (*Accipiter gentilis*) und Sperber (*A. nisus*) mit einer Bestandeszunahme im Untersuchungsgebiet besprochen.

Der Einsatz von Naturschutzmaßnahmen erfolgt größtenteils auf Biotop- oder sogar Landschaftsebene.

Das Vorkommen der meisten gefährdeten Arten im Untersuchungsgebiet hängt letztlich vom Menschen ab. Diese Arten sind deshalb in der intensiv bewirtschafteten Kultur- und Siedlungslandschaft in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen, können andererseits auch durch den Menschen wieder gefördert werden, wenn der politische Wille vorhanden ist.

Summary

Blue Lists: case study northern Switzerland

The Blue List concept was applied to an intensively studied area of 3'431 km² in northern Switzerland. The area has been considerably influenced by man. The nature conservation successes were determined for the period starting approximately 1980. From the area's known species of 482 mammals, butterflies, grasshoppers and dragonflies as well as 1624 species of vascular plants, the Red List species were investigated (categories 1-3 resp. E and V in the test area, more or less corresponding to the IUCN categories CR, EN and VU). These amounted to 217 animal species (= 100%) and 722 plant species (= 100%).

The Blue Lists contain a total of 317 species namely 20 animal species (9 %) and 54 plant species (7 %) showing an increase in abundance, and 60 animal species (28 %) and 183 plant species (26 %) showing a stabilization. In the case of the animals, two-thirds of these increases and stabilizations are due to the use of nature conservation techniques, for the plants it is four-fifths.

The Blue Lists of the various systematic groups of animals differ strongly in the proportion of species in the different Blue List categories. This is also valid, if on a lesser scale, for the various groups of plant species.

58 animal species (27 %) and 140 plant species (20 %) show a decrease in abundance. No information can be given for the development of 79 animal species (36 %) and 345 plant species (48 %).

In the test area, measures to further and maintain almost 90% of the investigated plant and animal species have been taken (at least on the local scale) or are known.

Iris sibirica showing stabilization and the Mouse-eared bat (*Myotis myotis*), hawk and sparrow-hawk (*Accipiter gentilis* and *A. nisus*) with an increase are cited as case studies for the Blue List species in the test area. The use of conservation techniques mostly took place on the habitat or even landscape levels.

The occurrence of most of the endangered species in the test area depends on human impact. Over the last decades, these species have decreased considerably in the intensively cultured and populated landscape. On the other hand, because these species depend on man,

they can also be re-promoted by him if there is a political will to do so.

Literatur

- Amt für Raumplanung des Kantons Zürich*, 1995: Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich. 56 S.
- Baudepartement des Kantons Aargau*, 1993: Natur 2001. Probleme – Perspektiven. – Mehrjahresprogramm Kanton Aargau 1993–2001. 88 S.
- Baudepartement des Kantons Aargau*, 1997: Sachprogramm Auenschutzpark Aargau.
- Baudepartement des Kantons Schaffhausen*, 1995: Naturschutzkonzept für den Kanton Schaffhausen.
- Duelli, P. (Red.)*, 1994: Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL-Reihe Rote Listen. EDMZ, Bern. 97 S.
- Gigon, A., Langenauer, R.*, 1999: Blaue Listen: ein neues Naturschutzinstrument und Hinweise für die Erarbeitung und Anwendung. – NNA-Ber. 12 (2), 113-120
- Gigon, A., Langenauer R.*, 1998: Blue Data Books – an encouraging new instrument for restoration and conservation. Applied Vegetation Science. – 1, 131-138.
- Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C., Nievergelt, B.*, 1998: Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen und geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen – Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 129, 1–137 + 180 S. Anh.
- Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C., Nievergelt, B.*, 1996: Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen und geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen. Mit Hinweisen zur Förderung gefährdeter Arten. Schweizerischer Wissenschaftsrat, Bern, TA-Publikation 18/1996. 96 S. + Anh.
- IUCN*, 1994: IUCN Red List categories. – IUCN, Gland, Switzerland. 21 S.
- Keel, A.*, 1998: Die naturschützerische Bedeutung lichter Wälder für Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich. – Schweiz. Z. Forstwesen 149, 887-899.
- Kessler, E.*, 1986: Zur Bestandesentwicklung der Streuwiesen und *Iris sibirica* L. – Vorkommen in der aargauischen

Reussebene. Untersuchungen zum Nutzungs- und Gestaltwandel einer Landschaft von nationaler Bedeutung. – Mitt. Aarg. Naturf. Ges. 31, 217–273.

- Korneck, D., Sukopp, H.*, 1988: Rote Listen der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Schr. R. Vegetationskunde 19, 1-210.
- Kuhn, U., Meier, C., Nievergelt, B., Pfaendler, U.*, 1992: Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich. Entwurf im Auftrag des Regierungsrates. – Amt für Raumplanung, Kanton Zürich. 243 S.
- Landolt, E.*, 1991: Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. – BUWAL-Reihe Rote Listen. EDMZ, Bern. 185 S.
- Plachter, H.*, 1991: Naturschutz. – Ulmer, Stuttgart. 463 S.
- Schiess, H., Schiess-Bühler, C.*, 1995: Förderungsmaßnahmen für Tagfalter im Schaffhauser Randen. – Schlussbericht des Tagfalterprojektes 1991–1995. 45 S. + Anh.
- Schmid, H., Luder, R., Naef-Denzler, B., Graf, R., Zbinden, N.*, 1998: Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993-1996. – Schweizerische Vogelwarte Sempach. 574 S.
- Schwab, G.*, 1998: Der Biber als Leitart für intakte Talräume. – Natur und Mensch 3, 22-25.
- Speiser, F., Baumann, J., Krüsi, B.O.*, 1996: Die institutionellen Schwächen des kantonalen Naturschutzes. – Inf. bl. Forsch. bereiches Landsch. ökol. 29, 1–3.
- Stocker, M.*, 1991: Wiederansiedlung des Bibers im Thurtal gelungen, Bewährungsprobe aber noch nicht bestanden. – Wildbiologie, Beilage zu Wildtiere 4.
- Stutz, H.-P.*, 1995: Erfolgsbeispiel Artenschutz: Das Große Mausohr. Positive Bestandesbilanz an der dritten Jahrestagung der Quartierbtreuerinnen und Quartierbtreuer von Mausohrwochenstuben. – Fledermaus-Anzeiger. Zürich, 1-4.
- Tester, U.*, 1995: Wieviel kostet die Natur? – Schweizer Naturschutz 6, 4–9.
- Walter, H., Lieth, H.*, 1960-1967: Klimadiagramm-Weltatlas. – Fischer, Jena.

Weggler, M., 1991: Brutvögel im Kanton Zürich. – Zürcher Vogelschutz. Merkur, Langenthal. 304 S.

Elektronische Medien

Köppel, C., Rennwald, E., Hirneisen, N. (Hrsg.), 1999: Rote Listen auf CD-ROM – Deutschland, Österreich, Schweiz, Liechtenstein, Südtirol. Mit eigenen Beiträgen von A. Gigon et al. (Blaue Listen) und B. Gerken (Mega-fauna) und weiteren Autoren. – Verlag für interaktive Medien, Gaggenau, Deutschland

Anschrift der Verfasserin und des Verfassers:

Regula Langenauer, Dipl. Natw. ETH
Prof. Dr. Andreas Gigon
Pflanzenökologie und
Naturschutzbiologie
Geobotanisches Institut ETH
Gladbachstraße 114
CH - 8044 Zürich, Schweiz
Langenauer@geobot.umnw.ethz.ch

Erarbeitung eines Konzeptes zur Aufstellung von Blauen Listen in Hamburg

Blauere Listen als neues Instrument des Naturschutzes – eine Idee und ihre praktische Umsetzung

von Ulrich Mierwald

1. Der Grundgedanke: Positivlisten im Naturschutz

Der Naturschutz befindet sich in einer anhaltenden Motivations- und Legitimationskrise. Die zunehmende Länge der Roten Listen vermittelt den Eindruck, bei den Bemühungen um den Schutz gefährdeter Arten seien kaum Erfolge zu verzeichnen. Doch trotz mannigfacher Schwierigkeiten, denen sich der Naturschutz bei der Durchsetzung seiner Ziele gegenüber sieht, läßt sich eine Vielzahl unterschiedlicher Maßnahmen benennen, die mindestens auf lokaler Ebene durchaus zur Erhaltung und Förderung von Populationen gefährdeter Arten beigetragen haben. Was bisher fehlt, sind zum einen konsequente Erfolgskontrollen und zum anderen eine Übersicht über nachweislich mit Erfolg durchgeführte Maßnahmen. Neben der Auflistung aller gefährdeten Arten in Form der mittlerweile allseits akzeptierten Roten Listen, die auch als »Negativlisten« des Naturschutzes aufgefaßt werden können, sollten als Gegengewicht entsprechende »Positivlisten« entwickelt werden, in denen in standardisierter und zugleich übersichtlicher Form konkrete Erfolge des Naturschutzes zusammengestellt werden, um so den dringend benötigten Motivationsschub im Naturschutz zu unterstützen.

Das Defizit hinsichtlich einer zusammenfassenden Darstellung von Erfolgen im Naturschutz ist im Grundsatz mittlerweile behoben worden: Am Beispiel von drei Kantonen in der Schweiz haben *Gigon* und sein umfangreicher Mitarbeiterstab die »Blauen Listen« entwickelt und der Öffentlichkeit vorgestellt. Nach *Gigon* et al. (1998) werden in einer Blauen Liste alle erfolgreich erhaltenen oder geförderten Arten und Lebensgemeinschaften der Roten Liste verzeichnet.

Das Konzept der Blauen Listen beinhaltet eine zusammenfassende Erfolgs-

bilanz der bisher durchgeführten Naturschutzmaßnahmen, zu denen im weitesten Sinne auch das »Nichtstun«, also die freie Sukzession gehört.

Für die Erstellung einer Blauen Liste werden alle Arten der Roten Liste daraufhin überprüft, ob sie – zumindest lokal – durch Naturschutzmaßnahmen erfolgreich erhalten oder gefördert werden konnten. Gleichzeitig wird die Bestandsentwicklung der gefährdeten Arten im gesamten Bezugsgebiet der jeweiligen Roten Liste untersucht und dargestellt. Nur diese Verknüpfung zwischen lokalen Erfolgen und der Entwicklung des gesamten Bestands einer Art vermittelt ein realistisches Bild der aktuellen Gefährdungssituation und der Erfolge des Naturschutzes.

Aus der Überprüfung der Naturschutzmaßnahmen ergibt sich für jede der gefährdeten Arten eine Zusammenstellung der im Gebiet bisher erfolgreich durchgeführten Maßnahmen. Aus dieser Dokumentation kann abgeleitet werden, ob der Einsatz einer bestimmten Maßnahme auch an anderen Stellen lohnend sein könnte. Darüber hinaus entsteht aber auch eine Zusammenstellung fehlgeschlagener Versuche, deren Fortsetzung oft nur eine Verschwendung der knappen Naturschutzmittel wäre. Dieser Katalog erfolgreicher und fehlgeschlagener Maßnahmen, ergänzt um eine Liste anderwärts erprobter Naturschutztechniken, ist ein zentraler Bestandteil der Blauen Listen und wird für alle im Naturschutz Tätigen eine wesentliche Argumentations- und Entscheidungshilfe für künftige Naturschutzprojekte sein. Eine gezielte und effiziente Verwendung der dem Naturschutz zur Verfügung stehenden Ressourcen wird auf diese Weise sehr erleichtert. Außerdem wird deutlich, bei welchen Arten noch Kenntnislücken in Bezug auf Entwicklungs- und Förderungsmöglichkeiten bzw. Defizite bei der

Umsetzung erfolgreich erprobter Maßnahmen bestehen.

Die bisher veröffentlichten Blauen Listen enthalten für jede aufgenommene Art mindestens folgende Angaben:

- Artname
- Rote-Liste-Status
- Bestandsentwicklung im Bezugsgebiet, Aufnahme in die Blaue Liste
- Einsatz und Erfolg von Naturschutzmaßnahmen
- bisherige Anwendungshäufigkeit der Maßnahmen
- Abschätzung von Erfolgchancen und Aufwand der Maßnahmen
- Kurzbeschreibung der für die Art wirksamen Naturschutzmaßnahmen
- Lebensraumtyp der Art

2. Die Notwendigkeit eines Leitfadens zur Aufstellung von Blauen Listen in Hamburg

Das Konzept der Blauen Listen wurde am Beispiel von drei gut untersuchten Kantonen in der Schweiz erarbeitet. Eine direkte Übertragung dieses Konzepts auf die Verhältnisse in dem Staatsgebiet der Freien und Hansestadt Hamburg ist aus folgenden Gründen jedoch nicht möglich:

- Bisher fehlt eine einfache, an den Problemen der Praxis orientierte Handlungsanleitung für die Aufstellung und Auswertung von Blauen Listen.
- Es muß eine standardisierte Methodik zur Erarbeitung und Auswertung von Blauen Listen festgelegt werden, die auf die Verhältnisse in der Stadt Hamburg angepaßt ist, gleichwohl aber mit der Vorgehensweise nach *Gigon* et al. kompatibel bleibt.
- Aufgrund einer lückenhaften Datenbasis (es liegen keine konsequent durchgeführten Erfolgskontrollen vor) und weiterer spezifischer Besonderheiten des Stadtstaates müssen neue Konzeptlösungen gefunden werden.
- Sinnvoll erscheint der Aufbau einer einheitlichen Datenbankstruktur zur Verknüpfung der einzelnen Blauen Listen, so daß auch potentielle negative Auswirkungen einer zielorientierten Maßnahme auf andere gefährdete Arten ermittelt werden können. Diese Möglichkeit der Auswertung ist bisher nicht beschrieben worden.
- Gerade in einem Stadtstaat mit sei-

nen vielfältigen Ansprüchen an die Restflächen und damit an die Natur muß die Erfolgsbilanz des Naturschutzes durch eine konsequente und gut durchdachte Öffentlichkeitsarbeit begleitet werden.

Gegen die Blauen Listen als neues Naturschutzinstrument werden gelegentlich Bedenken erhoben. Ob die Blauen Listen ein breiteres Publikum erreichen und es für den Naturschutz positiv motivieren können, hängt wesentlich von einer kompetenten und geschickten Öffentlichkeitsarbeit ab. Ohne die begleitende Öffentlichkeitsarbeit besteht die Gefahr von Unverständnis und Mißbrauch: Eine unzulässige Vereinfachung der Ergebnisse der Blauen Listen kann dazu führen, daß ein zu positives Bild der Situation des Naturschutzes gezeichnet wird, das zur Sorglosigkeit verleiten könnte. Oder die ohnehin weitverbreitete »Technikgläubigkeit« wird verstärkt und die Grenzen des »Machbaren« verwischt. Die begleitende Öffentlichkeitsarbeit darf für solche Fehlinterpretationen keinen Raum lassen.

Die Gefahr, daß Blaue Listen zu »Aktivismus« und »Machbarkeitswahn« auf Seiten der Naturschützer führen, ist dagegen eher als gering einzuschätzen. Die erheblichen Anstrengungen, die erforderlich sind, um die Populationen gefährdeter Arten nachhaltig und effektiv zu schützen, werden in den Blauen Listen differenziert dargestellt. Dies entzieht der Vorstellung den Boden, man könne mit kurzfristigen und unüberlegten Maßnahmen im Naturschutz Entscheidendes bewirken.

Aus den genannten Gründen hat die Stiftung Naturschutz Hamburg und Stiftung zum Schutz gefährdeter Pflanzen e.V. dem Kieler Institut für Landschaftsökologie den Auftrag erteilt, einen Leitfaden als Handlungsanweisung zur Erstellung von Blauen Listen für die Freie und Hansestadt Hamburg zu erarbeiten, der Vorbildcharakter auch für andere Bundesländer aufweisen soll.

Gerade in einem Stadtstaat wie Hamburg besteht insbesondere vor dem Hintergrund der sich verschärfenden Eingriffs- und Ausgleichsproblematik ein dringender Bedarf nach einer übersichtlichen Dokumentation bisher erfolgreicher Naturschutzmaßnahmen. Andererseits erscheint Hamburg für die beispielhafte Erarbeitung von Blauen Listen im Bundesgebiet besonders geeignet, da es das kleinste Bundesland mit eigenstän-

digen Roten Listen ist, eine Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume umfaßt und einen hohen Anteil an Naturschutzgebieten aufweist. Darüber hinaus ist in Hamburg die Datenlage aufgrund vieler Untersuchungen zu Pflegeplänen, Eingriffen und Ausgleichsmaßnahmen im Vergleich mit anderen Bundesländern (Flächenländern) recht gut. Es ist davon auszugehen, daß die für das Vorreitergebiet Hamburg erarbeiteten Lösungen bundesweit Resonanz finden werden.

3. Inhalt des Leitfadens

Der Leitfaden zur Aufstellung von Blauen Listen für Hamburg beinhaltet folgende Schwerpunkte:

Allgemeinverständliche Darstellung von Zielen und Inhalten der Blauen Listen

Eine klare, faßliche Darstellung und Erläuterung des Konzepts der Blauen Listen ist notwendig, damit potentielle BearbeiterInnen, aber auch NutzerInnen wie Behörden, Verbände oder Planungsbüros die Aufgaben dieses neuen Instruments des Naturschutzes nachvollziehen können.

Kriterien zur Aufstellung und Auswertung von Blauen Listen

Bei der Erarbeitung des Leitfadens wird besonderes Gewicht auf eine klare Fassung der Kriterien für die Einordnung von Arten in die Blauen Listen gelegt. Hierbei sind zwei Aspekte zu berücksichtigen: Der Erfolg lokaler Naturschutzmaßnahmen bei der Stabilisierung und Förderung der Art sowie die jeweilige Bestandsentwicklung im gesamten Bezugsgebiet. Arten, deren Bestand sich nicht aufgrund von Naturschutzmaßnahmen, sondern aus anderen Gründen positiv entwickelt hat, werden deutlich gekennzeichnet.

Die allgemeinen Kriterien für die Erfolgsabschätzung bei der Aufstellung einer Blauen Liste werden erläutert und ein Prüfschema für die Bestandsentwicklung von gefährdeten Arten und Lebensräumen festgelegt. Gruppenspezifische Kriterien werden für die Erfolgsabschätzung bei unvollständiger oder unsicherer Datengrundlage entwickelt (wichtige Problemfelder: »mangelhafte Erfolgskontrolle bei umgesetzten Maßnahmen«, »veralterte Rote Listen«).

Das Bilanzierungsverfahren und die Interpretation der Ergebnisse (insbesondere im Fall von lokalen Erfolgen bei gleichzeitig weiter abnehmender Bestandsgröße) werden ausführlich erläutert.

Es werden Kriterien zur Auswahl und Aufnahme weiterer Naturschutzmaßnahmen erarbeitet, die in Hamburg bisher noch nicht umgesetzt worden sind, jedoch hier für den Erhalt bzw. die Förderung gefährdeter Arten oder Lebensräume Erfolg versprechen. Besondere Berücksichtigung finden Schutzstrategien für gefährdete Arten auf anthropogen bedingten Sonderstandorten.

Vorgabe verbindlicher Darstellungsformen

Die Darstellung der Daten und Ergebnisse aller Blauen Listen sollte in einer einheitlichen Form erfolgen. Es wird folgende dreistufige Dokumentation der Blauen Listen vorgeschlagen: »Die Blaue Liste« – Information für die Öffentlichkeit (Broschüre im Stile der Roten Listen), »Katalog zur Blauen Liste« – Basiswerk für Naturschutz und Fachplanung mit umfassendem Maßnahmenkatalog und »Datensammlung zur Blauen Liste« – Anhang des Katalogs zur Blauen Liste mit allen zur Verfügung gestellten Geländedaten und Ergebnissen (aus Datenschutzgründen nicht ohne weiteres allgemein zugänglich)

Struktur einer Datenbank zu den Blauen Listen

Es werden Grundstrukturen einer Datenbank erarbeitet, mit deren Hilfe u.a. die Auswirkungen einzelner Naturschutzmaßnahmen auf unterschiedliche Artengruppen abgeschätzt werden können. Angestrebt wird eine vernetzte Auswertung der einzelnen Blauen Listen, mit der u.a. negative Auswirkungen einer für eine bestimmte Zielart erfolgreichen Maßnahme auf andere Artengruppen ermittelt werden können.

Hinweise zur Öffentlichkeitsarbeit

Entwicklung eines Medienkonzeptes mit Hinweisen zur Art und zum Zeitpunkt der Einbindung von Printmedien, Rundfunk und Fernsehen bei Erstellung und Interpretation der Blauen Listen sowie zu Möglichkeiten der Veröffentlichung im Internet.

4. Unterschiede zum bisherigen Konzept

Der Leitfaden orientiert sich weitgehend an den Vorgaben von *Gigon et al.* (1998). Grundsätzlich neu und in dem Konzept der Schweizer Autoren nicht enthalten ist die Idee, die Blauen Listen innerhalb ihres Bezugsgebiets als ein Gesamtkonzept zu verstehen. Da sich die Listen für alle Artengruppen auf dieselben Lebensräume oder Flächen beziehen, kann jede einzelne Maßnahme durch eine vergleichende Betrachtung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf unterschiedliche Artengruppen überprüft werden. Somit können Gewinne und Verluste der einzelnen Arten und Artengruppen für jede einzelne Naturschutzmaßnahme ermittelt und bilanziert werden. Die bekannten Zielkonflikte im Naturschutz, die zur Zeit sehr viel Energie binden, die an anderer Stelle dringender gebraucht würde, können dadurch auf rationalerer Basis angegangen werden. Auch in dieser Hinsicht eignet sich Hamburg besonders gut für ein Pilotprojekt, da die Zahl der Flächen, auf denen Naturschutzmaßnahmen durchgeführt wurden, überschaubar ist.

Darüber hinaus ergeben sich weitere, jedoch überwiegend marginale Unterschiede zu dem Konzept von *Gigon et al.* wie beispielsweise:

- Einführung von zwei Kategorien bei der Erfolgsabschätzung:
 - Kategorie A: Arten, deren Bestand im Gesamtgebiet stabilisiert bzw. gefördert wurde. Waren für die positive Bestandsentwicklung nicht wesentlich Naturschutzmaßnahmen, sondern andere Faktoren verantwortlich, wird die betreffende Art in die Kategorie A* aufgenommen. Bei *Gigon et al.* werden nur Arten mit positivem Bestandstrend in den Blauen Listen verzeichnet.
 - Kategorie B: Arten, die lokal stabilisiert oder gefördert wurden, bei denen jedoch im Gesamtgebiet keine Stabilisierung des Bestands erkennbar ist.
- Unterschiede in den Definitionen für »erfolgreich erhalten« und »erfolgreich gefördert«
- Im Rahmen der Erfolgsabschätzung wird eine Aufspaltung der Kategorie TO (bei *Gigon et al.* »kein Erfolg oder negative Wirkungen von Naturschutzmaßnahmen«) in TO (kein Erfolg) und T- (negative Wirkung) vorgenommen. Nur so sind eindeutig negative Auswirkungen

einer Maßnahme von unerheblichen Reaktionen auf die von der Maßnahme hervorgerufenen Veränderungen zu treffen.

- Differenzierte Darstellung unterschiedlicher Ergebnisse einer Maßnahme an verschiedenen Standorten für die gleiche Art.

- »Nachwarnliste«: Es wird eine Liste derjenigen Arten aufgestellt, die aufgrund der Erfolge von Naturschutzmaßnahmen nicht mehr auf der Roten Liste geführt werden. Soweit der positive Bestandstrend ein Resultat konkreter Maßnahmen ist, besteht zumindest theoretisch die Möglichkeit, daß sich die Bestandsentwicklung bei nachlassenden Bemühungen (Einstellung der Maßnahmen aufgrund der Streichung von der Liste der gefährdeten Arten) wieder umkehrt und die Art wieder in die nächste Rote Liste aufgenommen werden muß.

5. Praktische Vorgehensweise

Für die praktische Umsetzung der Handlungsanweisung zur Aufstellung von Blauen Listen in Hamburg sind folgende Schritte vorgesehen:

- Einrichtung einer Arbeitsgruppe sowie einer zentralen Dateneinheit, Schaffung einer Datenbankstruktur
- Erfassung aller verfügbaren Daten durch Auswertung von Unterlagen aus Behörden, Ämtern und Verbänden sowie Befragung von Fachleuten und Büros
- Anlage eines Maßnahmenkatalogs
- Erfolgskontrollen und gezielte Nachkartierung der vom Aussterben bedrohten und stark gefährdeten Arten
- Auswertung der Literatur
- Zusammenstellen der Daten und Bewertung der Erfolge sowie der Bestandsentwicklung
- Erstellen der Blauen Listen, Herausgabe als:
 - »Die Blaue Liste« – Information für die Öffentlichkeit (Broschüre im Stile der Roten Listen)
 - »Katalog zur Blauen Liste« – Basiswerk für Naturschutz und Fachplanung
 - »Datensammlung zur Blauen Liste« – Anhang des Katalogs zu den Blauen Listen mit allen zur Verfügung gestellten Geländedaten und Ergebnissen
- Begleitung der Veröffentlichung der Blauen Listen in den Medien

6. Zeitrahmen und Ausblick

Es ist vorgesehen, die ersten vollständigen Blauen Listen für Hamburg (Farn- und Blütenpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, Libellen) innerhalb eines Zeitraums von zwei Jahren fertigzustellen.

Es besteht begründete Hoffnung, daß die Blauen Listen mit ihrer Übersicht über die Erfolge im Artenschutz die Akzeptanz künftiger Naturschutzprojekte erheblich steigern und – bei entsprechender Öffentlichkeitsarbeit – einen Motivationsschub auslösen können, der dazu beiträgt, den Naturschutz wieder aus seiner aktuellen Krise herauszuführen. Viele Naturschützerinnen und Naturschützer könnten zudem durch ein verbessertes Image wieder mehr Selbstvertrauen und Handlungsfähigkeit gewinnen.

7. Literatur

Gigon, A.; R. Langenauer; C. Meier & B. Nievergelt (1998): Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich. Heft 129.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ulrich Mierwald
Kieler Institut für Landschaftsökologie
Rendsburger Landstr. 355
24111 Kiel

Einige Probleme, die bei der Erarbeitung Blauer Listen für Hamburg zu erwarten sind

von Frank Röbbelen

1. Einleitung

Blaue Listen sind bisher nur für 3 Kantone der Nordschweiz erarbeitet worden. Es ist geplant, für den Stadtstaat Hamburg ebenfalls Blaue Listen für einige Tier- und Pflanzengruppen zu erstellen (vgl. den Beitrag von U. Mierwald in diesem Heft). Diese sollen u.a. exemplarisch die Möglichkeiten des neuen Naturschutzinstruments verdeutlichen und als Modell für andere Bundesländer dienen. Daher soll beim Hamburger Projekt noch detaillierter auf die Einzelheiten eingegangen werden als beim Schweizer Vorbild: In einem Katalog zur Blauen Liste werden die einzelnen Naturschutzmaßnahmen und ihre Auswirkungen auf die betreffenden Arten(gruppen) sowie die Bestandsentwicklung der einzelnen Arten ausführlich dargestellt; auch die Einstufung in der Blauen Liste wird von Fall zu Fall begründet. Der vorliegende Aufsatz soll anhand von Beispielen aus Wirbellosengruppen, für die die Aufstellung einer Blauen Liste geplant ist, einige Schwierigkeiten erläutern, die sich – wie schon jetzt abzusehen ist – bei dieser Arbeit ergeben werden. Natürlich kann diese Arbeit die zu erwartenden Probleme nur anreißen, da erst die genaue Durchsicht der vorhandenen und gezielte Erhebungen neuer Daten ein vollständiges Bild der Situation ergeben werden. Die Datenbasis beruht auf langjährigen Kartierungen des Verfassers v.a. im Nordosten Hamburgs, auf den Mitteilungen einiger Kollegen, der Durchsicht leicht erreichbarer Gutachten, Pflegepläne und Kartierungsbögen in der Umweltbehörde und stichprobenartigen Erhebungen bei einigen Arten im Sommer 1998, die sich auf große Teile des Stadtgebiets erstreckten. Trotz dieses vorläufigen Charakters der zugrundeliegenden Untersuchungen dürfte es schon heute möglich sein, dem Interessierten einige konkrete Schwierigkeiten bei der Erarbeitung von Blauen Listen deutlich zu machen und somit einen Beitrag zu einer substanzielleren Debatte um Chan-

cen und Probleme des neuen Naturschutzinstruments zu leisten.

Der Schwerpunkt des Aufsatzes liegt auf der Diskussion der Bestandsentwicklung einiger Arten. Der andere, mindestens ebenso wichtige Aspekt: die Erfolge (bzw. Mißerfolge) der bisher durchgeführten Naturschutzmaßnahmen, ist einer vorläufigen, exemplarischen Beurteilung weniger leicht zugänglich, da die entsprechenden Daten zerstreut und schwerer zu erhalten sind. Die Konzentration dieses Artikels auf Schwierigkeiten bei der Erstellung Blauer Listen sollte nicht den falschen Eindruck erwecken, diese Arbeit sei wesentlich problematischer als im Fall der Roten Listen. Zum einen lassen sich bei einigen Artengruppen (z.B. Vögel, Amphibien oder Libellen) etliche Erfolge von Arten- und Biotopschutzmaßnahmen in Hamburg einfacher als bei den hier behandelten Arten nachweisen; zum andern sind die Schwierigkeiten, die bei der Erarbeitung Blauer Listen auftreten, dieselben, die sich heute generell bei faunistischer Arbeit ergeben, auch bei der Aufstellung Roter Listen. Alte Daten sind oft in Bezug auf Fundort, Fundumstände und Individuenzahl ungenau, und auch bei vielen neueren Daten fehlen Mengenangaben. Das wirkt sich noch auf einige erst vor kurzem erschienene Landesfaunen aus (z.B. *Detzel 1998, Kuhn & Burbach 1998*), die in den allermeisten Fällen (noch) ohne Angaben zur Größe der Populationen und ihre Entwicklung auskommen müssen. Hier wie bei den Blauen Listen muß hauptsächlich mit der Ab- oder Zunahme der Zahl der Fundorte argumentiert werden, um die Bestandsentwicklung einer Art zu erfassen.

2. Grundlage der Blauen Listen: die Roten Listen

Die Blauen Listen machen es sich zur Aufgabe, den Erfolg von Naturschutzmaßnahmen für Arten der Roten Listen zu beurteilen. Grundlage für die Aus-

wahl der zu behandelnden Arten ist also eine offiziell gültige Rote Liste der betreffenden Artengruppe. Da die Blaue Liste die Bestandsentwicklung der Arten in dem Zeitraum, in dem Schutzmaßnahmen für sie eingesetzt wurden, untersucht, ist in der Regel (evtl. zusätzlich) eine ältere Rote Liste notwendige Voraussetzung für die Erarbeitung einer Blauen Liste. Die Einstufungen in der Roten Liste werden in vielen Fällen nicht mehr mit der heutigen Gefährdungssituation übereinstimmen, und zwar aufgrund von

- Naturschutzmaßnahmen;
- für die Arten positiven Entwicklungen, die nicht auf Naturschutzmaßnahmen zurückzuführen sind (wie z.B. Anpassung an veränderte Verhältnisse, Arealverschiebungen, Klimaänderungen, Verbrachung etc.);
- für die Arten negativen Entwicklungen (wie z.B. Bebauung, Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft).

Um den zeitlichen Abstand mit einem Blick zu verdeutlichen, soll in der betreffenden Spalte RL (Rote Liste) die Jahreszahl des Erscheinens eingefügt werden.

Ein Problem kann sich ergeben, wenn eine Art nach neueren Erkenntnissen nicht zu Recht in die Rote Liste aufgenommen wurde. Behandelt der Bearbeiter einer Blauen Liste eine solche Art ohne weiteres wie die anderen Rote-Liste-Arten und schlägt ein Herausnehmen aus der Roten Liste (Delisting) vor, so kann u.U. der Eindruck entstehen, daß der Naturschutz sich zu Unrecht Erfolge zuschreibt und so seine Bilanz schön. Daher können die Einstufungen der Roten Listen nicht in jedem Fall problemlos übernommen werden. *Gigon et al. (1998, S.42f.)* führen zur Kategorie \uparrow^* u.a. aus: »Auch Fehler in der Beurteilung der Gefährdung der Art sowie Druck- oder Schreibfehler in der zugrundeliegenden Rote Liste... können zu einer Einteilung in die Blaue-Liste-Kategorie »Delisting nicht infolge der Anwendung von Natur- und Umweltschutztechniken« führen. Für diese Fehler kann statt \uparrow^* allenfalls das Symbol \uparrow^f gewählt werden«. Im folgenden Abschnitt werden einige Beispiele für Arten angeführt, die in den betreffenden Roten Listen als gefährdet geführt werden, bei denen aber begründete Zweifel bestehen, daß diese Einstufung und damit die Aufnahme in

die Rote Liste zum damaligen Zeitpunkt richtig war. Es sei an dieser Stelle betont, daß der Zweifel an der Richtigkeit der Einstufung keine Kritik an den jeweiligen Verfassern der Roten Listen bedeutet. In den vergangenen Jahrzehnten ist das Wissen über Verbreitung, Habitatansprüche und z.T. auch die Nachweismöglichkeiten vieler Wirbelloser beträchtlich gewachsen. Es liegt in der Natur Roter Listen, daß sie ständig korrigiert werden müssen, und zwar nicht nur infolge einer tatsächlich veränderten Gefährdungssituation, sondern auch aufgrund neuer Erkenntnisse.

Der Blaue Eichenzipfelfalter *Quercusia quercus* wird in der Roten Liste Hamburgs von 1983 (Stübinger 1983) als stark gefährdet¹, in der zweiten Fassung (Stübinger 1989) als gefährdet eingestuft. Der Verfasser der Roten Liste machte allerdings schon 1983 auf die Möglichkeit aufmerksam, daß *Q. quercus* wegen seiner verborgenen Lebensweise in vielen Bereichen möglicherweise nur übersehen wurde. Warnecke (1955) gab an, der Falter sei im ganzen Gebiet verbreitet, werde allerdings meist einzeln gefangen: »Er entzieht sich leicht der Entdeckung, da er hoch um die Baumkronen spielt«. Nach meinen Erfahrungen wird *Q. quercus* in Gebieten mit niedrigen Populationsdichten tatsächlich leicht übersehen (anders liegen die Verhältnisse in Gebieten, wo die Art häufig ist und/oder zumindest zeitweise in hoher Abundanz auftritt, vgl. die bei Ebert & Rennwald 1991 zusammengetragenen Beobachtungen). Recht zuverlässig lassen sich die Falter aber Mitte Juli bis Anfang/Mitte August an einigermaßen windstillen Abenden beobachten, wenn sie bei Partnersuche, Rivalenkämpfen und Balz um die besonnten Wipfel der Eichen fliegen. Weitere Möglichkeiten bietet die Suche nach Eiern im Winter² und Raupen Mitte Mai bis Anfang Juni. Der Verfasser suchte nach der zuerst genannten Methode zwischen dem

17.7. und 20.8.1998 im Stadtgebiet Hamburgs nach dem Blauen Eichenzipfelfalter und fand ihn an rund 40 Stellen in allen Bezirken. Nach den Ergebnissen dieser Stichproben kann *Q. quercus* z.Z. wohl nicht als gefährdet bezeichnet werden. Man kann natürlich nicht ganz ausschließen, daß die Häufung der aktuellen Beobachtungen in Hamburg nicht auf der angewandten Methode beruht, sondern auf einer tatsächlichen Zunahme der Art. Wahrscheinlich ist dies jedoch nicht, da sich der Lebensraum der Art, Eichenwälder, Parks mit größeren Eichenbeständen etc., im Beurteilungszeitraum kaum entscheidend verändert haben dürfte.

Gigon et al. (1998, S.42) haben den Grundsatz aufgestellt, daß bei den Kategorien der Blauen Liste im Zweifelsfall diejenige zu wählen sei, »die einen geringeren Erfolg [für den Naturschutz, F.R.] ausdrückt«. Auch bei der Beurteilung des Rote-Liste-Status hat dieses Prinzip zu gelten: Einem geringeren Erfolg für den Naturschutz entspricht es, Arten nicht (gleichwertig) zu berücksichtigen, über deren Aufnahme in die Rote Liste Zweifel bestehen. Für die Behandlung in der Blauen Liste ist also davon auszugehen, daß *Q. quercus* zu Unrecht in die Rote Liste aufgenommen wurde.

Ähnlich wie beim Blauen Eichenzipfelfalter liegen die Verhältnisse beim Faulbaumbläuling *Celastrina argiolus* (Rote Liste Hamburg 3³). Dieser Falter ist zwar leichter zu beobachten als *Q. quercus*, kann aber doch insgesamt als unauffällige Art gelten. Auch *C. argiolus* wurde bei den genannten Stichprobenuntersuchungen 1998 an 26 Stellen im Stadtgebiet (in allen Bezirken) gefunden, wobei allerdings die Bodenständigkeit an vielen Fundorten unsicher bleiben muß. Dennoch läßt das Ergebnis der Kartierung vermuten, daß die Art zu Unrecht als gefährdet angesehen wurde, denn es stimmt mit den Angaben bei Laplace (1904) und Warnecke (1955)

überein, die den Falter als »verbreitet und nicht selten« bzw. »häufig« bezeichnen. Der Faulbaumbläuling neigt zu ausgeprägten Populationschwankungen (vgl. Pollard & Yates 1993); dieser Umstand könnte neben seiner relativ unauffälligen Lebensweise erklären, warum er wohl häufig übersehen wurde – 1998 war für diese Art offenbar ein gutes Jahr. Für die Arbeit an den Blauen Listen ist *C. argiolus* als nicht gefährdet zu betrachten – jedenfalls solange, bis langjährige, zuverlässige Beobachtungsdaten vorliegen, die in eine andere Richtung weisen.

Schwerer zu beurteilen ist die (frühere) Gefährdungssituation des Schwarzkolbigen Dickkopffalters *Thymelicus lineola* (Rote Liste Hamburg 1 – Stübinger 1983 – bzw. 2 – Stübinger 1989). Der Falter wurde bei der erwähnten Stichprobenkartierung von 1998 an 32 Fundorten im Stadtgebiet gefunden; dagegen waren bei Stübinger (1983) nur 13 Fundpunkte im Stadtbereich bzw. unmittelbar an der Stadtgrenze verzeichnet, davon lediglich 4 der Kategorie »seit 1960«. Zur Zeit ist *T. lineola* also offenbar nicht (mehr) gefährdet. In den alten Schmetterlingsfaunen gilt er aber im Vergleich zu der sehr ähnlichen Art *T. sylvestris* als weniger häufig und ökologisch anspruchsvoller. So gibt Laplace (1904) an, der Falter sei »im allgemeinen nicht häufig«, während er *T. sylvestris* [bei Laplace *Adopaea thumas*] als »überall häufig« bezeichnet. Nach Warnecke (1955) fand sich *Adopaea* (= *Thymelicus*) *lineola* »auf dürrer Boden lokal im ganzen Gebiet, aber bei weitem nicht so verbreitet und häufig wie die folgende Art [*T. sylvestris*, F.R.]«. Stübinger (1983) schreibt zu den Habitatansprüchen von *T. lineola*: »...gehört zu den wärme- und trockenheitsliebenden Arten im Gebiet. Er besiedelt mit Vorliebe die bunten Mager- und Halbtrockenrasen«. Als eine mögliche Ursache für den (angenommenen) Rückgang nennt Stübinger die »Veränderung der Lebensräume (Mager-

¹ Im Text auf S. 47 heißt es unter »5. Gefährdung« allerdings: »Da zur Zeit keine Meldungen aus dem Westen und Süden des Stadtgebietes vorliegen, muß die Art als gefährdet [Hervorhebung F.R.] eingestuft werden. Rote Liste Hamburg: 2 – stark gefährdet«. Die Einstufung als gefährdet beruht offenbar auf einem Druckfehler, denn auch in Abschnitt 3.1 (»Rote Liste...der gefährdeten Tagfalter und Widderchen«, S. 5) wird die Art (als *Thecla quercus*) unter der Gefährdungskategorie 2 geführt.

² Die Suche nach Eiern scheint in Nordwestdeutschland schwieriger als in Süddeutschland (vgl. Ebert & Rennwald 1991) oder England (vgl. Thomas 1975) zu sein, da die Falter in unserem Beobachtungsgebiet ihre Eier offenbar selten an den untersten Ästen der Eichen ablegen.

³ Bei der Einordnung in die Kategorie 2 im Abschnitt 3.1 (S. 5) der ersten Fassung der Roten Liste (Stübinger 1983) handelt es sich vermutlich um einen Druckfehler.

rasen sind in den letzten Jahren an vielen Stellen zerstört worden)«.

Die obigen Literaturangaben zur Häufigkeit und ökologischen Valenz des Schwarzkolbigen Dickkopffalters lassen sich mit den Ergebnissen der erwähnten Stichprobenkartierung schwer vereinbaren. Zur Erklärung des Widerspruchs lassen sich verschiedene Hypothesen aufstellen:

- Der Falter hat sich an veränderte Bedingungen angepaßt;
- er wurde durch Naturschutzmaßnahmen oder andere, für ihn günstige Umstände gefördert;
- er wurde in der Vergangenheit übersehen oder mit *T.sylvestris* verwechselt.

Über die erste Möglichkeit läßt sich ohne sehr intensive Untersuchungen zur Ökologie der Art keine abgesicherte Aussage treffen; sie muß daher hier außer acht bleiben. Durch Maßnahmen des Naturschutzes wurde *T.lineola* sicherlich nicht in dem Maße gefördert, daß sich dadurch die (mögliche) Zunahme erklären ließe: Weitaus die meisten Fundorte der Kartierung von 1998 lagen außerhalb von Naturschutzgebieten. Zu fragen ist also, ob es Faktoren gibt, die *T.lineola* (speziell in Hamburg) besonders gefördert haben, oder ob die Art lediglich übersehen bzw. verwechselt wurde. Die letztere Hypothese erwogen schon *Warnecke* (1955 – »...vielleicht noch vielfach mit *thumias* verwechselt oder nicht beachtet«) und *Stübinger* (1983 – »...Verwechslungen mit *Adopaea* [= *Thymelicus*, F.R.] *sylvestris*..., der sehr häufig im ganzen Gebiet auftritt, können dazu geführt haben, daß zu wenig Meldungen vorliegen«). Verwechslungen mit *T.sylvestris* könnten durch das Vorurteil über die angeblich hohen Habitatansprüche von *T.lineola* gefördert worden sein. Zusätzlich könnte das Desinteresse früherer Entomologen an den kleinen Nischen der Stadtlandschaft wie Ruderalflächen oder Brachen (wo *T.lineola* häufig zu finden ist) dazu beigetragen haben, daß der Falter selten gefunden wurde.

Obwohl eine gewisse Wahrscheinlichkeit gegeben ist, daß der Schwarzkolbige Dickkopffalter vielfach übersehen oder verwechselt wurde, kann die Möglichkeit nicht ausgeschlossen werden, daß der Hauptgrund für die große Zahl der Funde bei der Stichprobenkartierung in einer tatsächlichen Verbesserung der

Lebensbedingungen im Gebiet Hamburgs liegt. Daher soll kurz auf die Habitatanforderungen der Art eingegangen werden. Dazu sollen beispielhaft die Ergebnisse einer mehrjährigen Kartierung im Stadtgebiet von Buxtehude vorgestellt werden, die der Verfasser im Anschluß an eine Untersuchung von *Jahn* (1995) durchführte (*Röbbelen* in Vorb.). *T.sylvestris* wurde hier deutlich häufiger beobachtet als *T.lineola* (57 Fundorte im Vergleich zu 20). Dabei war eine Konzentration von *T.lineola* auf trockenere Lebensräume wie Sandgruben, Sandheiden, trockene Brachen und Wegränder festzustellen – zumindest wenn man die Funde von Einzeltieren nicht berücksichtigt, die auf Nektarsuche oder bei Dispersionsflügen ihr eigentliches Habitat verlassen haben könnten. Mit einer einzigen Ausnahme flog an allen Stellen, an denen *T.lineola* in größerer Zahl gefunden wurde, *T.sylvestris* ebenfalls. Diese Art kam aber auch auf frischen und feuchten Wiesen häufig vor; im Gegensatz zu *T.lineola* war sie fast über das ganze Gebiet verbreitet. Der Schwarzkolbige Dickkopffalter zeigt also nach diesen Beobachtungen tatsächlich eine etwas stärkere Beschränkung in Bezug auf die von ihm besiedelten Lebensräume. Allerdings können seine Habitatansprüche schon durch kleinräumige Sonderstandorte wie magere Wegränder erfüllt werden. In seiner ökologischen Valenz ist er keinesfalls mit auf Trockenrasen, Binnendünen etc. spezialisierten Arten wie etwa dem Kleinen Ochsenauge (*Hyponophele lycaon*) zu vergleichen.

Die obigen Ergebnisse stimmen in etwa mit den Angaben von *Ebert & Rennwaldt* (1991) aus Baden-Württemberg und den langjährigen Erfahrungen von H. Wegner (mdl.) aus Norddeutschland überein. Im Gebiet der Großstadt Hamburg könnte *T.lineola* möglicherweise durch die städtische Überwärmung, aber auch durch bestimmte anthropogene Überformungen der Böden (Aufschüttung von Wegen für den Publikumsverkehr in Feuchtgebieten wie z.B. im Duvenstedter Brook, Sandaufschüttungen im Bereich von Rückhaltebecken etc.) gefördert worden sein. Allerdings ist es fraglich, ob diese Förderung der Art gerade in den letzten 15 Jahren so entscheidend war, daß sie die Diskrepanz zwischen der Zahl der Fundpunkte von 1983 und von 1998 erklärt. Somit muß es beim gegenwärtigen Wissensstand un-

sicher bleiben, ob *T.lineola* zurecht in der Roten Liste geführt wurde. Erst eine intensivere Erforschung der Verbreitung und der Ökologie in der Stadt und im Umland und eine sehr genaue Rekonstruktion der »Geschichte« der älteren Funde (Überprüfung von Sammlungsbelegen, insbesondere auf eventuelle Verwechslung mit *T.sylvestris* hin, Befragung von Gutachtern und Gewährleuten, soweit möglich) könnte hier vielleicht eine Klärung bringen.

Drei weitere Beispiele seien noch angefügt. Die Weidenjungfer *Lestes viridis* wurde in der Roten Liste von 1989 als gefährdet angesehen, weil angeblich Funde im Innenstadtbereich fehlten: »...verhindert die Verschmutzung von Gewässern sowie ihre starke Nutzung in vielbesuchten Parks und Grünanlagen ein Überleben der Art« (*Glitz et al.* 1989, S. 26). Es wird aus dieser Formulierung nicht ganz klar, was mit »Überleben« gemeint ist. Aus der Rasterkarte geht aber hervor, daß den Verfassern keine Funde aus dem Innenstadtbereich bekannt waren; es handelt sich also nicht ausschließlich um eine erfolgreiche Reproduktion. Nun sind Beobachtungen (auch ablegender Paare) an Stadtgewässern keineswegs selten (*J. Lempert*, W. Wirth mdl., eigene Beobachtungen); auch frischgeschlüpfte Tiere wurden an einigen Gewässern gefunden (*J. Lempert* mdl.). Daher muß man die Weidenjungfer für Zwecke der Blauen Listen vorläufig als nicht zu Recht in die Rote Liste aufgenommen betrachten, da die damalige Begründung der Gefährdung nicht aufrechterhalten werden kann. Es ist anzunehmen, daß die in geringer Abundanz nicht sehr auffällige Art übersehen wurde (Parkteiche und Stadtgewässer erfreuen sich erst in jüngster Zeit einer gewissen Aufmerksamkeit der Odonatologen). Die gegenteilige Annahme, daß *L.viridis* sich seit 1989 weiter in den Innenstadtbereich ausgebreitet habe, ist weniger wahrscheinlich.

Bei den Heuschrecken soll kurz auf zwei Arten eingegangen werden, bei denen sich seit Erstellung der Roten Liste die Nachweismöglichkeiten erheblich verbessert haben: Mit Hilfe des Ultraschall-Detektors konnten die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und v.a. die Punktartige Zartschrecke *Leptophyes punctatissima* (beide Rote Liste Hamburg 3, *Martens & Gillandt* 1985) an zahlreichen neuen Fundstellen nachgewiesen werden. Es

gilt hier aber zu differenzieren: Der Kulturfolger *L.punctatissima* kann wohl tatsächlich als weit verbreitet, häufig, anspruchslos und daher nicht gefährdet angesehen werden. Dagegen stellt sich die Situation von *C.dorsalis* trotz etlicher Neufunde ungünstiger da: Die Art fehlt offenbar an einigen Stellen mit geeigneten Habitatstrukturen (v.a. im Alstertal und an einigen Rückhaltebecken). Es ist zu vermuten, daß die im Hamburger Umland sehr häufige, aber wenig ausbreitungsfähige Heuschrecke einige ihrer Vorkommen im Stadtgebiet durch Isolation verloren hat; weitere Bestände sind möglicherweise aus demselben Grund längerfristig gefährdet. Daher ist zu überlegen, ob die Einschätzung der Roten Liste trotz der Neufunde auch für die Arbeit an den Blauen Listen Gültigkeit behalten kann.

Aus dem oben dargelegten ist folgende Konsequenz zu ziehen: Auch die Arten, von denen mit einiger Berechtigung vermutet werden kann, daß sie zu Unrecht in die Rote Liste aufgenommen wurden, werden in der Blauen Liste bzw. im dazugehörigen Katalog behandelt. Sie werden aber besonders gekennzeichnet und – gemäß dem Grundsatz, daß in Zweifelsfällen prinzipiell die für den Naturschutz ungünstigere Kategorie anzuwenden ist – bei der Bilanzierung nicht gleichberechtigt mit den anderen Rote-Liste-Arten berücksichtigt. Im Katalog wird begründet, warum die Art möglicherweise zu Unrecht in die Rote Liste aufgenommen wurde.

Es sei hier der Deutlichkeit halber noch einmal angemerkt, daß es sich bei der in diesem Abschnitt angesprochenen Frage im wesentlichen um ein Problem der Bilanzierung handelt, das die eigentliche Arbeit an den Blauen Listen, den Versuch, Erfolge und Mißerfolge der Naturschutzarbeit zu erfassen und zu dokumentieren, nur am Rande berührt. Andererseits sind die Probleme der Darstellung für die Überzeugungskraft und den Erfolg der Blauen Listen in der Öffentlichkeit essentiell und daher keineswegs zu vernachlässigen.

3. Schwierigkeiten bei der Einschätzung der Bestandsentwicklung

In diesem Abschnitt soll an zwei Beispielen erläutert werden, auf welche Probleme man bei dem Versuch stößt, die Bestandsentwicklung einer Art und

den Anteil von Naturschutzmaßnahmen an einer etwaigen positiven Entwicklung einzuschätzen. Das erste Beispiel ist die Säbeldornschröcke *Tetrix subulata*. Diese Heuschrecke wird in der Hamburger Roten Liste von 1985 als stark gefährdet angesehen; es werden nur noch aktuelle Funde aus dem Wittmoor, dem Kiebitzmoor und dem Stellmoorer Tunneltal angegeben. »In Stadtnähe sowie im Süden und Südosten seit über vierzig Jahren nicht mehr gefunden« (*Martens & Gillandt* 1985). Die Säbeldornschröcke kann als Pionierart gelten. Sie tritt in zwei Formen auf, von denen die langflügelige und -dornige Form gut flugfähig ist. *T.subulata* stellt an ihren Lebensraum höhere Ansprüche als die nicht flugfähige Gemeine Dornschröcke *Tetrix undulata*. Sie ist zwar nicht streng an Feuchtgebiete im engeren Sinn (Feuchtwiesen, Moore, Sümpfe), aber an ausreichende Feuchtigkeit gebunden. *T.subulata* wird nicht nur durch Maßnahmen potentiell begünstigt, die den Wasserstand der betreffenden Gebiete anzuheben versuchen, sondern auch durch Teichanlagen, Renaturierungen von Kies- und Sandgruben mit den entsprechenden Gewässer(ufer)n, Extensivierung der Grabenpflege etc. Die zweite wesentliche Habitatanforderung richtet sich auf vegetationsarme Stellen, also auf regelmäßige Störungen der Pflanzendecke. Diese dürfen allerdings nicht permanent sein, da sich sonst die Algen- und Mooschicht bilden kann, auf die die Tiere für ihre Ernährung angewiesen sind. Daher profitiert *T.subulata* zunächst besonders davon, wenn Gewässer mit flachen Ufern angelegt werden; allerdings müssen zumindest Teile der Ufer durch Pflegemaßnahmen auf Dauer in einem frühen Stadium der Sukzession erhalten bleiben, wenn die Art hier langfristig überleben soll. Die Säbeldornschröcke kann von Extensivierungsmaßnahmen u.U. auch negativ betroffen werden, sofern die Intensität der Bodenbearbeitung nachläßt und die Pflanzendecke sich dichter schließt.

Auf den ersten Blick scheint die Bestandsentwicklung der Säbeldornschröcke eindeutig positiv zu sein. 1996 bis 1998 wurde *T.subulata* in Hamburg vom Verfasser in 3 Bezirken an 6 verschiedenen Stellen gefunden, an denen sie nach 1960 nicht mehr beobachtet worden war; allerdings wurden an 3 Fundorten nur 1-2 langdornige Tiere beobachtet. Außerdem teilte mir H.Grell freundli-

cherweise den Fund eines Exemplars an der Alten Süderelbe (1993) mit. Die meisten Beobachtungen gelangen an den Ufern neu angelegter Teiche, daneben an vegetationsarmen Stellen in feuchten Wiesenbereichen. Es erscheint nun unzweifelhaft, daß ein Fund an einem noch nicht lange existierenden Teich ein Neufund ist. Im wörtlichen Sinn trifft dies vielleicht zu; es ist aber keineswegs immer mit Sicherheit auszuschließen, daß die Art schon vor Anlage des Teiches auf den betreffenden Flächen (oder in der unmittelbaren Umgebung) vorkam. So gibt es aus dem Duvenstedter Brook einen älteren Nachweis (kurzflügelig, *Weidner* 1937). War *T.subulata* zwischenzeitlich (etwa wegen intensiverer Nutzung einiger Flächen) aus dem Gebiet verschwunden und hat sich nach Anlage der Teiche wieder neu angesiedelt, oder wurde sie zuvor nur nicht gefunden (bzw. nicht systematisch genug gesucht)? Gerade diese Heuschrecke kann bei Kartierungen relativ leicht übersehen werden, nicht nur wegen ihrer geringen Körpergröße und der fehlenden Lautäußerungen der Männchen, sondern auch aufgrund der von den meisten Feld- und Laubheuschrecken abweichenden Phänologie. Verbesserten sich durch die Anlage der Teiche vielleicht nur die Beobachtungsmöglichkeiten für diese Art? Man müßte mehr über die Qualität des Habitats »Teichufer« im Vergleich zu anderen Habitaten wissen, um beurteilen zu können, ob der Lebensraum für die Säbeldornschröcke im Duvenstedter Brook durch die Anlage der Teiche zumindest erweitert wurde.

Für eine Beurteilung der Bestandsentwicklung im gesamten Bezugsgebiet wären Informationen über Abundanz, Bodenständigkeit und Reproduktionserfolg an den neuen Fundorten wichtig. Bezüglich der Bodenständigkeit ist auf Funde von kurzflügeligen Exemplaren und Larven an bisher 2 der Fundorte zu verweisen: Hier ist die Wahrscheinlichkeit groß, daß sich diese Tiere an der betreffenden Stelle oder zumindest in der näheren Umgebung entwickelt haben. Was die Abundanz angeht, so fällt auf, daß die Individuenzahlen an fast allen Fundorten sehr niedrig waren; eine Ausnahme stellt nur der Duvenstedter Brook dar, wenn man hier die Funde an den einzelnen Teichen zusammennimmt. Über das Ausmaß erfolgreicher Vermehrung sind keine gesicherte Aussagen möglich. Bei diesen Überlegungen ist

allerdings zu berücksichtigen, daß es sich bei fast allen Funde um Nebenergebnisse von Amphibien- und Libellenkartierungen handelte.

Wie ist nun die Bestandsentwicklung der Säbeldornschrecke insgesamt (soweit dies auf der bisherigen Datenbasis möglich ist) zu beurteilen? Da die Art auch auf Flächen auftauchte, die ihr vor der Anlage der Teiche mit hoher Wahrscheinlichkeit keinen Lebensraum boten, könnte man theoretisch von einer Bestandserweiterung sprechen. Aber es ist wohl eher angebracht, von einer Bestandsstabilisierung auszugehen, wenn man die niedrigen Dichten und die Unsicherheit bezüglich der Besiedlung des Duvenstedter Brook vor Anlage des Gewässersystems berücksichtigt. Daß sich der Bestand tatsächlich (zumindest) stabilisiert hat, ist zwar nicht mit letzter Sicherheit nachzuweisen, aufgrund der Zahl der Neufunde aber doch wahrscheinlich zu machen. Immerhin führten die Bearbeiter der Roten Liste 1982 und 83 »intensive Freiland-Erhebungen im gesamten Hamburger Raum« durch – »3000 aktuelle Bestandsaufnahmen« (Martens & Gillandt 1985). Es ist unwahrscheinlich, daß sie die Art an keiner einzigen neuen Stelle gefunden hätten, wenn nicht zumindest die Abundanzen damals wesentlich niedriger waren als heute. Daß die insgesamt positive Bestandsentwicklung durch Naturschutzmaßnahmen wesentlich mit ermöglicht wurde, geht aus dem schon gesagten hervor. *T.subulata* wäre also nach den bisherigen Überlegungen in die Kategorie A der Blauen Liste einzuordnen.

Die zweite Heuschreckenart, die hier behandelt werden soll, ist die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* (Rote Liste Hamburg 1). Die Große Goldschrecke wird meist als leicht hygrophil angesehen, ist aber keineswegs streng auf Feuchtgebiete beschränkt. Detzel (1998) berichtet, daß ihre Feuchtigkeitsansprüche schon in langgrasigen Halbtrockenrasen erfüllt sein könnten (vgl. auch Hochkirch 1996). Rietze & Reck (1991) fanden die Art auch auf sehr trockenen Flächen, eine Beobachtung, die der Verfasser aufgrund eigener Funde in Niedersachsen und Hamburg bestätigen kann. Tatsache ist aber, daß *C.dispar* in Nordwestdeutschland in Feuchtgebieten verschiedener Art (Nieder- und Zwischenmoore, feuchte Pfeifengraswiesen, verbrachte Feuchtwiesen etc.) zumindest einen, wenn nicht den wichtigsten Ver-

breitungsschwerpunkt hat. Dies dürfte jedoch teilweise auf einen anderen Habitatanspruch zurückzuführen sein: Die Weibchen legen ihre Eier in die markhaltigen oder verholzenden Stengel bzw. Zweige von Seggen, Binsen, Disteln, Himbeeren etc., aber auch in morsches Holz ab (vgl. Ramme 1927, Schmidt & Schlimm 1984, Fricke & v.Nordheim 1992, Hochkirch 1996). Das Angebot an diesen Eiablagesubstraten ist in Feuchtgebieten aber i.a. höher als in der intensiver bewirtschafteten Agrarlandschaft. Infolge (zeitweiser) Aufgabe der Bewirtschaftung vieler Flächen verbessern sich jedoch auch in der Agrarlandschaft die Existenzmöglichkeiten dieser Heuschrecke. So fand der Verfasser 1998 in der Eidelstedter Feldmark in Hamburg ein großes Vorkommen auf einer ausgedehnten Brachfläche.

C.dispar wurde in Hamburg »erst 1983 auf einer nassen Wiese im NSG Duvenstedter Brook entdeckt. Außer diesem Fundort sind trotz gezielter Nachsuche keine weiteren bekannt« (Martens & Gillandt 1985). Allerdings existiert in den Unterlagen der Heuschreckenkartierung des Naturschutzamtes eine Meldung von A. Wendler (1982: 3 Männchen im Raakmoor), die offenbar zu spät kam, um im Artenschutzprogramm noch berücksichtigt zu werden. Bei Untersuchungen der Heuschrecken- und Libellenfauna im Duvenstedter Brook (teilweise zusammen mit W. Hammer) konnte ich seit Ende der 80er Jahre eine allmähliche Ausbreitung der Art über große Teile des Gebiets feststellen. 1997/98 fand ich *C.dispar* dann in 6 weiteren Gebieten; andere Neufunde stammen von H.Grell (mdl.), Reimers (1994) und Anselm (1997). In Hamburg sind somit insgesamt 9 Neufunde aus den Jahren 1993-98 zu verzeichnen; davon sind etwa die Hälfte Funde von 1-3 Männchen, der Rest – z.T. größere – Populationen. Interessanterweise wurde in den 90er Jahren von verschiedenen Autoren in Schleswig-Holstein und im nordwestlichen Niedersachsen ebenfalls eine Arealausweitung der Großen Goldschrecke festgestellt (vgl. u.a. Dierking 1994, Hochkirch 1997, Brose & Peschel 1998). Allerdings ist dabei nicht in jedem Fall sicher zu entscheiden, ob es sich um eine wirkliche Ausbreitung oder um die Schließung von Beobachtungslücken handelt (vgl. Hochkirch 1997). In Hamburg dürfte es sich wohl mit einiger Wahrscheinlichkeit überall um echte

Neufunde handeln, da in den meisten Gebieten von den Verfassern der Roten Liste speziell nach *C.dispar* gesucht wurde. Angesichts dieser Funde und der entsprechenden Tendenzen in den Nachbarländern ist zu fragen, worauf die Ausbreitung der Großen Goldschrecke zurückzuführen ist. Die Beantwortung dieser Frage ist entscheidend für die Einstufung der Art in die Blaue Liste: Haben Naturschutzmaßnahmen einen wesentlichen Anteil an der positiven Bestandsentwicklung – dies würde zu einer Einordnung in die Kategorie A führen –, oder überwiegt der Anteil anderer Faktoren so eindeutig, daß die Kategorie A* zu wählen ist?

Die angesprochene Frage kann an dieser Stelle natürlich nicht abschließend geklärt werden; dazu bedürfte es eingehenderer Untersuchungen. Es kommt für die Zwecke dieses Aufsatzes in erster Linie darauf an, die Probleme aufzuzeigen und mögliche Lösungen durchzuspielen. Als Faktoren, die die Arealerweiterung der Großen Goldschrecke begünstigt (wenn nicht erst ermöglicht) haben dürften, sind zu nennen: Zunächst eine Reihe von auch in Norddeutschland warmen Sommern – die generell gute Voraussetzungen für die Ausbreitung von Heuschrecken und anderen Wirbellosen boten; vor allen Dingen aber die Zunahme von Brachen verschiedener Art aufgrund von Auflassungen und Extensivierungen (vgl. auch Hochkirch 1997) und die Erhaltung von Feuchtwiesen und Niedermooren durch Aktivitäten des Naturschutzes (Wiedervernässungen, extensive Beweidung und Mahd etc.). Beide Faktoren zusammen – so läßt sich vermuten – schufen ein ausreichend großes Mosaik von Lebensräumen, das eine kontinuierliche Ausbreitung von *C.dispar* ermöglichte. Diese Ausbreitung erfolgte zumindest teilweise über die bei dieser Art mit einer gewissen Regelmäßigkeit auftretenden makropteren Formen (Hochkirch 1997); das zeigen auch einige der relativ isoliert liegenden Hamburger Neufunde. Daß wahrscheinlich mehrere Faktoren zur positiven Bestandsentwicklung der Großen Goldschrecke beigetragen haben, läßt sich aus den Beobachtungen im Duvenstedter Brook – wo sich die Art Ende der 80er Jahre gegenüber 1983 schon erheblich ausgebreitet hatte – und in der Eidelstedter Feldmark schließen. Im Duvenstedter Brook besiedelte die Art eine Reihe von Flächen, die im Rahmen eines Feuchtwie-

sen-Pflegeprogramms in einem für die Goldschrecke besiedelbaren Zustand erhalten wurden. Allerdings wird auch zeitweiliges Brachfallen einiger Wiesen *C. dispar* gefördert haben. Eine völlige Auffassung hätte jedoch innerhalb des Beobachtungszeitraums von ca. 10 Jahren etliche Flächen durch eine zu starke Verdichtung der Vegetation unbesiedelbar gemacht. Eben diese Gefährdung besteht auch mittelfristig für die Bestände auf spontan entstandenen Brachen; so werden in der Eidelstedter Feldmark Bereiche mit sehr dichter Hochstaudenvegetation nicht besiedelt, und Beobachtungen im Francoper und Nincoper Moor auf dicht mit Sumpf-Kratzdisteln bestandenen Brachen weisen in dieselbe Richtung. Die Goldschrecke wurde also gebietsweise durch Naturschutzmaßnahmen gefördert und kann hier auch in Zukunft erhalten werden; und zwar mit relativ geringem Aufwand, da eine gewisse Verbrachung nicht nur toleriert wird, sondern sich sogar – anders als bei anderen Feldheuschrecken – positiv auswirkt. Das Schicksal der Bestände auf brachgefallenen Flächen außerhalb von Schutzgebieten ist dagegen ungewiß, da hier selten Pflegemaßnahmen durchgeführt werden und die Brachen teilweise für andere Nutzungen (Bauerwartungsland etc.) vorgesehen sind.

Einen ähnlichen Eindruck von der Situation der Großen Goldschrecke gewinnt man übrigens aus dem Datenmaterial, das die oben erwähnte Kartierung des Verfassers im Gebiet der Stadt Buxtehude ergab. Trotz einer relativ hohen Fundortzahl (33 Fundstellen, die etwa 25 voneinander mehr oder weniger getrennten Flächen zugeordnet werden können) wurden hier Bestände von mehr als 10 Tieren nur auf 3 Flächen, von mehr als 5 Exemplaren nur an 2 weiteren Stellen gefunden. An allen anderen Fundorten wurden nur 1-4 Tiere beobachtet; bei erneuten Begehungen wurde die Art z.T. nicht wieder gefunden. Auch hier hängt die Existenz der Art also langfristig vermutlich von einigen Stammhabitaten ab (im Sinne der Metapopulationstheorie, vgl. dazu z.B. Reich & Grimm 1996) und damit auch von den erhaltenden oder zerstörenden Maßnahmen des Menschen.

Aus den vorstehenden Überlegungen ergibt sich, daß man *C. dispar* bei der Erstellung einer Blauen Liste vermutlich in die Kategorie A einordnen könnte.

Deutlich geworden ist auch die Verantwortung des Naturschutzes für eine langfristige Erhaltung lebensfähiger (Meta-) Populationen, die über die geringen Bestände, wie sie Anfang der 80er Jahre vorhanden waren, hinausgehen. Daraus ergibt sich, daß gerade die Fortschreibung einer Blauen Liste (mit den Untersuchungen, Erhebungen und Datenauswertungen, die Voraussetzung für eine sinnvolle Weiterarbeit sind) die wesentlichen diese Art betreffenden Fragen beantworten könnte. Blaue Listen, so könnte man formulieren, geben im Artenschutz ein Mittel in die Hand, langfristige Entwicklungen zu überwachen, besser zu verstehen und damit auch zu beeinflussen.

5. Literatur

- Anselm, M.G. (1997): Die Heuschreckenfauna des NSG's Fischbeker Heide unter besonderer Berücksichtigung der Besiedlung verschiedener Sukzessionsstadien von Besenheidegesellschaften, unveröff. Dipl. Arb. Hamburg
- Brose, U. & R. Peschel (1998): Neue Nachweise von *Conocephalus discolor* Thunberg, 1815, *Chrysochraon dispar* (Germar, 1831), *Oedipoda caeruleascens* (Linnaeus, 1758) und *Platycleis albopunctata* (Goeze, 1778) an der nördlichen Verbreitungsgrenze, *Articulata* 13 (2), 191-195
- Detzel, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs, Ulmer, Stuttgart
- Dierking, U. (1994): Atlas der Heuschrecken Schleswig-Holsteins, Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel
- Ebert, G. & E. Rennwad (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Bd. 2, Tagfalter II, Ulmer, Stuttgart
- Fricke, M. & H. v. Nordheim (1992): Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) in der Oker-Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht, *Braun-schw. naturkd. Schr.* 4 (1), 59-89
- Gigon, A., R. Langenauer, C. Meier & B. Nievergelt (1998): Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen, *Veröff. Geobot. Inst. Eidg. Stift. Rübel, Zürich*, Heft 129
- Glitz, D., H.-J. Hohmann & W. Piper (1989): Artenschutzprogramm Libellen in Hamburg, *Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg* 26
- Hochkirch, A. (1996): Die Bedeutung der Eiablage in Totholz für Habitatbindung und Ausbreitung bei *Chrysochraon dispar* (Germar, 1831), *Articulata* 11 (2), 91-97
- Hochkirch, A. (1997): Neue Nachweise von *Chrysochraon dispar* (Germar, 1831) in Nordwestdeutschland – Ausbreitung oder Erfassungslücken?, *Articulata* 12 (2), 221-230
- Jahn, A. (1995): Faunakartierung Buxtehude 1993 und 1994, unveröff. Gutachten IfaB Freiburg/Elbe
- Kuhn, K. & K. Burbach (1998): Libellen in Bayern, Ulmer, Stuttgart
- Laplace, O. (1904): Verzeichnis der in der Umgegend Hamburg-Altona's beobachteten Großschmetterlinge, *Mitteilungen des Entomologischen Vereins für Hamburg-Altona* 1899-1904, Hamburg
- Martens, J.M. & L. Gillandt (1985): Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg, *Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg* 10/1985
- Pollard, E. & T.J. Yates (1993): *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*, London
- Ramme, W. (1927): Die Eiablage von *Chrysochraon dispar* Germ. (Orth. Acrid.), *Z. Morph. Ökol. Tiere* 7, 127-133
- Reich, M., & V. Grimm (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme, *Z. Ökologie u. Naturschutz* 5 (3-4), 123-139
- Reimers, H. (1994): Zur Heuschreckenfauna des Alten Landes – vergleichende Untersuchung verschiedener Obstanbauformen, unveröff. Dipl.-arb. Hamburg
- Rietze, J. & H. Reck (1991): Untersuchungen zur Besiedlung der Verkehrsnebenflächen des Autobahnkreuzes Stuttgart durch Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) mit besonderer Berücksichtigung der Dispersion der Großen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*), *Articulata* 6 (1), 91-119
- Schmidt, G. & L. Schlimm (1984): Bedeutung der Saltatoria des Naturschutzgebietes «Bissendorfer Moor» als Bioindikatoren, *Braun-schw. – Naturk.Schr.* 2 (1), 145-180
- Stübinger, R. (1983): Schutzprogramm für Tagfalter und Widderchen in

- Hamburg, Schriftenreihe der BBNU, Heft 7, Hamburg
- Stübinger, R.* (1989): Artenschutzprogramm. Rote Liste der Großschmetterlinge in Hamburg, Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 28, Hamburg
- Thomas, J.A.* (1975): Some observations on the early stages of the Purple Hairstreak butterfly, *Quercusia quercus* (Linnaeus) (Lep., Lycaenidae), Entomologist's Gaz. 26, 224-226
- Warnecke, G.* (1955): Die Großschmetterlinge des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins, I. Tagfalter, Verh. Ver. nat. wiss. Heimatforsch. 32 (1/2), 1955/56, 24-103
- Weidner, H.* (1937): Die Geradflügler (Orthopteroidea und Blattodea) der Nordmark und Nordwest-Deutschlands, Verh. Ver. nat. wiss. Heimatforsch. Hamb. 26, 25-64

Anschrift des Verfassers:

Frank Röbbelen
Am Beerbusch 31
22395 Hamburg

Beweggründe und Erfahrungen bei der Erstellung einer Blauen Liste für Vögel und Pflanzen auf LBV-Grundstücken

von Bernd Raab

1. Einleitung

Der Landesbund für Vogelschutz – (LBV) ist Bayerns größter Arten- und Biotopschutzverband. Dabei liegt sein Arbeitsschwerpunkt eindeutig im Bereich des »klassischen« Natur- und Artenschutzes. Ein Instrument ist dabei die Sicherung von naturschutzrelevanten Flächen durch Ankauf. Ein weiteres Instrument ist die Durchführung von Projekten mit naturschutzfachlichen Fragestellungen. Diese haben in der Regel einen Modellcharakter mit wissenschaftlichem Ansatz. Der LBV hat gerade hier einen wichtigen Kern seiner Arbeit.

In den letzten 20 Jahren wurden im Flächenerwerb rund 22 Millionen DM in rund 1100 Hektar investiert. Dazu kommen noch Pachtkosten für ca weitere 800 Hektar. Dies geschah und geschieht mit Spendengeldern, Zuschüssen und Projektmitteln. Da stellt sich die Frage nach dem sinnvollen Einsatz und dem angestrebten Erfolg von selbst. Nicht zuletzt wollen auch die engagierten Mitglieder der Kreis- und Ortsebene wissen, ob sich ihr ehrenamtlicher Einsatz lohnt.

Als der Verfasser mit A. Gigon's Vorstellung einer Blauen Liste in Berührung kam, keimte nach erster Skepsis die Idee, eine solche Blaue Liste zu erstellen, um:

- einen Gradmesser der Wirksamkeit von Kauf- und Pflegemaßnahmen auf den verbandseigenen Flächen und in Bezug auf Projekte und Programme die der LBV durchführt oder an denen er mitwirkt, zu entwickeln.
- Die Erfolge zu dokumentieren, die Arbeit der ehrenamtlich tätigen Mitglieder zu honorieren und sie für weitere Mithilfe zu motivieren.
- Den Spendern zu zeigen, daß ihre Mittel gut in den Naturschutz investiert werden.
- Um eine Positionsbestimmung der Naturschutzarbeit des Verbandes vorzunehmen.

Dieses Experiment einer Blauen Liste bedeutete also ganz im Sinne Gigon's

eine Abkehr von der üblichen »Schwarzseherei« und dem »Zeichnen apokalyptischer Aussterbeszenarien«.

Erfahrungen mit der Erarbeitung von Roten Listen lagen im Verband vor. So wurde vom Arbeitskreis BOTANIK des LBV die Rote Liste der Pflanzengesellschaften Bayerns erstellt, Fachwissen von Mitarbeitern und Mitgliedern floss in die amtlichen Roten Listen der Tiere und Pflanzen Bayerns ein. Es lag also nahe diese Erfahrungen für die Erstellung einer Blauen Liste zu nutzen.

Rote oder Blaue Listen sind Bilanzen. Vereinfacht ausgedrückt Bilanzen von Abnahmen im ersten von Zunahmen im zweiten Fall. Das setzt aber stets die Kenntnis der Verbreitung, der Zahl und/oder der Größe des Vorkommens zu einem bestimmten, gewählten Bewertungszeitpunkt in einem bestimmten Raum voraus. Die Bestandsentwicklung

läßt sich dann durch Beobachtungen über mehrere Zeitabschnitte verfolgen.

Eigentlich kann dies nur für die langjährige, flächendeckende floristische Kartierung und die ähnlich traditionelle Brutvogelkartierung gelten. Die meisten Roten Listen sind das Ergebnis von Expertenbefragungen, die ihr empirisches Wissen über bestimmte Räume einbringen. Es sind also Schätzrahmen. Der Schätzrahmen wird ungenauer je größer der betrachtete Raum und je kleiner die Zahl der Experten ist.

Dies muß betont werden, weil auch die Blauen Listen vor dem gleichen Problem und den gleichen Kritikpunkten stehen werden.

Im Fall der Blauen Liste des LBV ist das in gewisser Weise anders:

- Um die Auswahl der Kaufgebiete zu steuern, existiert ein Prioritätskatalog. Dieser soll gewährleisten, daß dabei fachliche vor ökonomischen Gesichtspunkten (Angebot, rasche Verfügbarkeit) gehen (siehe Abb. 1).
- Die Flächen sind in der Regel klein und überschaubar,
- die Projektgebiete werden intensiv untersucht, in den meisten Fällen auf die Vorkommen mehrerer Tiergruppen. Da-

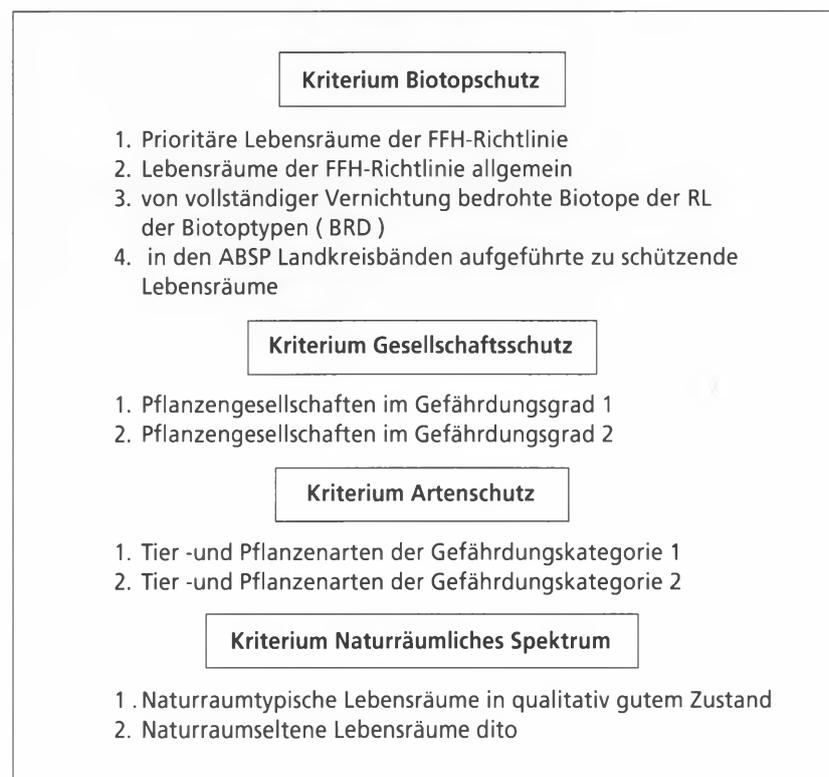


Abb. 1: Prioritätskriterien für den Ankauf von LBV-Grundstücken

bei arbeiten Experten, Biologen, Landschaftsökologen, z.T. Geographen sowie Fachleute aus den Kreisgruppen mit.

■ Vor dem Kaufantrag wird bereits inventarisiert – zumindest was das Vorkommen von gefährdeten Arten angeht. Die Förderhöhe ist an den Gefährdungsgrad gekoppelt.

■ Beim Pflege- und Entwicklungsplan werden diese besonders berücksichtigt.

■ Eine einigermaßen regelmäßige Pflege ist gewährleistet.

■ Eine Erfolgskontrolle (bei den wichtigsten Flächen) wird durchgeführt. Diese umfaßt Bestandskontrolle und Maßnahmenkontrolle. Bei den Projekten ist sie obligatorisch. Hier kommt noch die Wirkungskontrolle hinzu.

Dennoch gibt es auch eine Vielzahl von kleineren Grundstücken, i.d.R. braches Feuchtgrünland, wo diese Erfolgskontrolle nur in Form von stichprobenhaften unregelmäßigen Begehungen erfolgt. Damit entsteht auch für die Blaue Liste des LBV ein »Schätzraum«.

Die Blaue Liste der Pflanzen ist daher eine Mischung aus fundierten Daten aus 20 Jahren Flächenbetreuung und einer Bestandsschätzung. Sie entspricht in ihrer Genauigkeit und Aussagekraft daher einer üblichen Rote Liste.

Sie unterscheidet sich auch in anderen Dingen von *Gigon's* Liste. Während dort ein ganz wichtiger Schwerpunkt auf die angewandten Naturschutztechniken (NUT) gelegt wird, also auf Aussagen zu Pflege, Renaturierungsmethoden, etc. haben wir darauf (vorerst) verzichtet. Ein weiterer Punkt ist der Bezug der Blauen Liste auf konkrete Flächen. Die Schweizer Liste umfaßt denselben Bezugsraum wie die Rote Liste. Das ist auch sinnvoll. So sollte es künftig eine Blaue Liste Bayern geben. Doch dafür wäre ein immens hoher Aufwand nötig, der vom LBV nicht zu leisten ist. Die LBV-Liste ist also ein Experiment mit »Pilotcharakter«.

Wie kam sie nun zustande. Die LBV-Flächen und Projekte sowie diverse Artenhilfsmaßnahmen wurden auf ihre Artvorkommen hin beleuchtet.

2. Methodik

2.1 Flächenbezogen

Für den vorliegenden ersten Entwurf einer Blauen Liste von Pflanzen- und Vogelarten auf LBV-Grundstücken wurden die Artenlisten und, soweit sie vorlagen,

die pflanzensoziologischen Aufnahmen der LBV-Grundstücke, die im Grundstückskataster vorliegen, gesichtet und dabei alle Arten mit Rote Liste-Status herausgefiltert. Die Pachtflächen blieben unberücksichtigt.

Bei den Vögeln wurden die Brutvögel auf den Flächen und die Arten, die vom LBV in teils langjährigen, bayernweiten Programmen betreut werden (als Beispiele seien der Wanderfalke und der Weißstorch genannt) einbezogen, es sind bisher keine Durchzügler oder Wintergäste auf den Flächen berücksichtigt worden.

Über diese beiden Gruppen hinaus wurden bisher (leider) noch keine weiteren Artengruppen betrachtet – die Liste war ja als erster Versuch angedacht. Wir könnten dies aber im Augenblick auch nicht für alle Gruppen leisten. Auch hier wäre eine Auswahl z.B. Amphibien, Libellen, Schmetterlinge etc. zu treffen. Vor allem bei den Wirbellosen wird es in Bezug auf den Kenntnisstand aber zunehmend problematisch, zumal die Ausgangssituation hier in den allermeisten Fällen nicht bekannt ist.

2.2 Projektbezogen

Innerhalb von Naturschutzprojekten, die im Auftrag verschiedener Behörden und Institutionen durchgeführt werden, z.B. E+E-Vorhaben, ABSP[®]-Umsetzungsprojekte, wurden die Bestandserhebungen und, soweit sie vorlagen, die ersten Erfolgskontrollen ausgewertet. Zudem sind natürlich solche Projekte eingeflossen, die sich primär mit dem Erhalt einer Art beschäftigen, wie etwa das LIFE-Projekt »Rohrdommel« oder das E+E-Projekt »Wachtelkönig«. Auch Modellvorhaben, wie z.B. die Versuche zur Restituierung von Gipssteppen in Mittelfranken, in denen es um den Erhalt und die Förderung von ganzen Biozöosen geht, wurden berücksichtigt.

2.3 Pflegebezogen, Einzelartbetreuung

Der Anteil der Kreisgruppenarbeit an der Bestandserhaltung bzw. -stabilisierung kann nicht hoch genug eingeschätzt werden. Neben der Flächenauswahl sind sie es, die die Pflegemaßnahmen und verschiedenste Gestaltungsmaßnahmen durchführen sowie für die notwendige Kontinuität der Schutzmaßnahmen sorgen. Die in der folgenden Aufzählung dargestellten

Aktivitäten sind nur willkürlich herausgegriffene Einzelbeispiele erfolgreicher Kreisgruppenarbeit:

So trägt die KG Neustadt/Aisch-Bad Windsheim maßgeblich zum Erhalt des Steinkauzes, des Raubwürgers oder der Schleiereule in Mittelfranken bei. Die KG Freyung-Grafenau befaßt sich mit Fischotter, Böhmischem Enzian und Karlszepter oder Hochmoorgelbling. Die Kreisgruppe Cham hat sich in einem Projekt mit der Sicherung des Ameisenbläulings beschäftigt und kümmert sich intensiv um die Fledermausfauna der Region. In der Zuständigkeit der Kreisgruppe Garmisch-Partenkirchen befinden sich Flächen im Murnauer Moos sowie einige Wiesmahdhänge mit Bienenragwurz und Feuerlilie. Die Kreisgruppe Neustadt/Waldnaab ist u.a. verantwortlich für den Erhalt von Sandmagerrasen und Magerwiesen in der Heidenaabaue, sie ist Trägerin des Rotviehprojektes (Erhalt aussterbender Rinderrassen).

In Einzelfällen haben Kreisgruppen die Pflege von Flächen übernommen, auf denen besonders gefährdete Arten vorkommen. Als Beispiel soll hier die Pflege der Wuchsorte des Bodenseer Vergißmeinnichts (*Myosotis rehsteineri*) oder der Zwergbirke (*Betula nana*)[®] im Landkreis Starnberg erwähnt werden.

Manche Kreisgruppen bemühen sich seit langen Jahren intensiv um den Erhalt von Einzelarten. Die Kreisgruppe Bad Tölz-Wolfratshausen betreut v.a. durch ihr Mitglied H.Zintl. die Flußeeschwalbe in Bayern. Die Landesgeschäftsstelle des LBV koordiniert und betreut die Wanderfalkenbewachung im außeralpinen Bayern und das bayerische Weißstorch-Programm.

Diese Betreuung hat zudem Auswirkungen auf den landesweiten Bestand der Art, was in der Liste besonders gewürdigt wurde.

3. Die Kriterien der Blauen Liste

Um eine Einstufung vorzunehmen und damit im Sinne der Liste einen »Erfolg« zu dokumentieren sind Kriterien entwickelt worden, die sich sinngemäß an denen von *Gigon* orientieren. (siehe auch Tab. 1 und 2).

- Gefährdung: aktuelle Einstufung nach der Roten Liste Bayern
- A: die Art kommt auf LBV-Besitzflächen vor. Bei Vögeln als Brutvogel

Tab. 1: Blaue Liste der Pflanzen auf LBV-Grundstücken

Artname	Gefährdung	A	B	C ¹	D	E
Adonis flammea	1	x	x	1		□
Agrostemma githago	1	x	x	1		△
Caldesia parnassifolia	1		x			?
Campanula cervicara	1		x		1a	▽
Carex heleonastes	1	x		1		?
Festuca valesiaca	1	x	x	1		△
Gentiana bohemica	1	x		1	1 a	△
Myosotis rehsteineri	1		x		1a	▽
Radiola linoides	1		x			?
Saxifraga hirculus	1	x		1	1a	□
Senecio integrifolius	1	x	x	1	1a	?
Scorzonera purpurea	1	x	x	1	1a	□
Scutellaria hastifolia	1	x		1	1a	□
Viola persicifolia	1	x	x	1		△
Aira praecox	2	x	x	1		□
Ajuga chamaeptytis	2	x				□
Allium rotundum	2		x			?
Astragalus danicus	2	x	x	1		△
Dactylorhiza sambucina	2	x		1		□

¹ Abweichend vom Kriterium C der Pflanzenliste: Häufigkeit der Art bezogen auf die Gesamtheit der LBV-Flächen: 1 = selten, 2 = mäßig häufig, 3 = häufig

Tab. 2: Blaue Liste der Vögel auf LBV-Grundstücken

Artname	Gefährdung	A	B	C ¹	D	E
Birkhuhn	1		x			▽
Brachvogel	1	x	x	x	2	▽
Flußseeschwalbe	1			x	1***	△
Flußuferläufer	1			x		▭
Kolbenente	1	x			1	▭
Purpureiher	1	x			1	▭
Rohrdommel	1	x	x	x	1a	▽
Rotschenkel	1	x	x	x	1a 1***	▭
Steinkauz	1	x	x	x	1a 1***	▽
Steinschmätzer	1	x	x		1	▭
Uferschnepfe	1	x	x	x	1a 1***	▭
Wachtelkönig	1	x	x	x	1a	▭
Weißstorch	1	x	x	x	1a 1***	△
Wiesenweihe	1	x		x	?	?
Ziegenmelker	1		x			▭
Zwergdommel	1	x			1	▽
Bekassine	2	x	x		2	?
Blaukehlchen	2	x	x		2	▭

¹ Abweichend vom Kriterium C der Pflanzenliste: Objekt langjähriger, teils bayern- bis bundesweiter Arten-Hilfsprogramme, teils durch Kreisgruppen intensiv betreut

- B: die Art kommt innerhalb von LBV-Projektflächen vor oder ist selbst Gegenstand eines LBV-Projektes
- C: die Art ist ein Objekt langjähriger, teils bayern- bis bundesweiter Arten-Hilfsprogramme. Sie wird u.a. durch LBV-Kreisgruppen intensiv betreut
- D: die Bestandsgröße/Häufigkeit bezogen auf die Gesamtheit der LBV-Flächen (teilweise geschätzt):
1 = klein/selten, 2 = mittel/wenig verbreitet, 3 = groß/häufig
1 a = der Bestand auf den LBV-Flächen, bzw unter aktuellem LBV-Einfluß ist für den Erhalt der Art landesbedeutsam.
1 * * * = die Art wird in Bayern primär durch LBV- Aktivitäten stabilisiert
- E: Aktuelle Bestandstendenz bezogen auf die Gesamtheit der Flächen (geschätzt!!)
 - Blaues Rechteck = stabil, fluktuierend,
 - Roter Pfeil nach unten = rückläufig trotz Bemühungen,
 - Grüner Pfeil nach oben zunehmend,
 - Fragezeichen = Trend derzeit unbekannt

Aus den Einstufungen in E resultieren folgende **Erfolgsstufen**:

- Rechteck: Wird als Erfolg gewertet, da derzeit kein Rückgang erkennbar und die Gefährdungssituation gebremst ist
- Roter Pfeil: Erfordert weitere gemeinsame Anstrengungen, Erhalt weiter unsicher
- Grüner Pfeil: Wird als Erfolg der LBV-Aktivität gewertet, erkennbare lokale Zunahmen, teilweise landesweite Zunahmen
- Fragezeichen: derzeit noch keine Aussage möglich

4. Diskussion

4.1 Grundsätzliche Aussagen

Da die Blaue Liste nur für LBV-Flächen und LBV-Projekte gilt, kann, auf das Land Bayern bezogen, natürlich nicht ein »Erfolg« postuliert werden. Daher ist in der Spalte E nur von einer »lokalen Zunahme« die Rede. Diese Erfolge haben »lokalen« Charakter, mitunter aber auch regionale Effekte. Denn bekanntlich können lokalen Zunahmen überregionale Abnahmen gegenüberstehen. Um

Aussagen für Bayern treffen zu können, wäre dazu eine umfangreiche Analyse aller Schutzflächen, Programme und auch aller Kartierungs-Projekte und Erhaltungsprojekte nötig.

Die Wertung als »Erfolg« ist allerdings dort zulässig, wo die Art in Bayern primär durch LBV Aktivitäten stabilisiert wird oder wo ein wesentlicher oder erheblicher Teil der landesweiten Population auf LBV-Flächen vorkommt, oder unsere Flächen einen wichtigen Beitrag zur überregionalen Population leisten, z.B beim Böhmischem Enzian oder dem Walliser Schwingel.

Eine Blaue Liste soll Erfolge von Naturschutzarbeit darstellen. Daher wurde bewußt der aktuelle Gefährdungsgrad der Roten Liste mit aufgeführt. Denn es erscheint für die Botschaft einer Stabilisierung oder gar einer Zunahme gerade in Hinblick auf eine Motivation sehr wertvoll, daß es ablesbar wird, wenn sich eine vom Aussterben bedrohte Art wieder vermehrt. Wenn die Gefährdungsangabe fehlt, d.h. nur in einer thematisch getrennten Roten Liste aufgeführt wird, ist nach Ansicht des Verfassers ein Nachvollziehen auch der Qualität des Erfolgs nicht möglich.

4.2 Selbstkritische Auswertung der Blauen Liste

Bei einer ersten Auswertung des Listenentwurfs bei den Pflanzen in Hinblick auf Stabilisierung oder Mehrung von Arten der beiden höchsten Gefährdungskategorien 1 und 2 muß festgestellt werden, daß es teilweise nur wenige und auf das Land bezogen sehr kleine Flächen oder nur wenige Projekte sind, die mit solchen Arten ausgestattet sind. So fallen das Gipssteppenprojekt und die Ackerwildkrautreservate des LBV überproportional auf. Allein 33 % aller Arten dieser Gefährdungskategorien kommen hier vor.

Zum anderen sind es wenige Flächen, z.B. diejenigen, die der Verband im Murnauer Moos oder den Loisach-Kochelseemooren besitzt, welche wiederum Träger hochgefährdeter und gefährdeter Arten sind. Diese beiden LBV-Schutzgebiete beinhalten allein rund 23 % aller gefährdeten Arten, die auf LBV-Flächen vorkommen. Auf dem weitaus überwiegenden Teil der Verbandsflächen kommen in geringem Ausmaß Arten der mittleren Gefährdungskategorie 3 vor.

Oft sind es nur kleine Vorkommen, die bezogen auf die Gesamtheit aller Flächen auch nicht häufig sind. Nur 11,5 % der Arten der Blauen Liste sind als »häufig vorhanden« zu bezeichnen. Ganze 56,6 % der Arten sind selten und nur in kleinen Beständen auf den LBV-Grundstücken zu finden.

Die Feuchtgebiete sind bislang im Grundstücksfundus des LBV überproportional vertreten. Daher sind auch auf der Blauen Liste rund 41,5 % den Feuchtgebietsformationen zuzurechnen, während nur 18,6 % aus den Bereich der Trockenstandorte stammen. Dabei sind allein 42 % im Gipssteppenprojekt vertreten!

Ähnliches gilt für die Vögel. Von den 45 gewerteten Arten auf LBV-Grundstücken/Projekten sind ca. 38 % Bewohner von Still- und Fließgewässern und ca. 15,5 % Bewohner von Feuchtgrünland.

5. Erfolgsbilanz

War der Erwerb von Flächen im Sinne der Arterhaltung erfolgreich? Zunächst ist festzuhalten, daß mit den 113 Pflanzen und 45 Vogelarten ein nicht unerheblicher Anteil des gefährdeten Arteninventars über den Grunderwerb erfaßt ist. So sind immerhin knapp über 83 % der gefährdeten Vogelarten Bayerns auf den LBV-Flächen zu finden bzw. kümmert sich der Verband intensiv darum. Bei den Pflanzen sind es zwar »nur« 16 %, es werden aber 11,2 % der vom Aussterben bedrohten Arten abgedeckt.

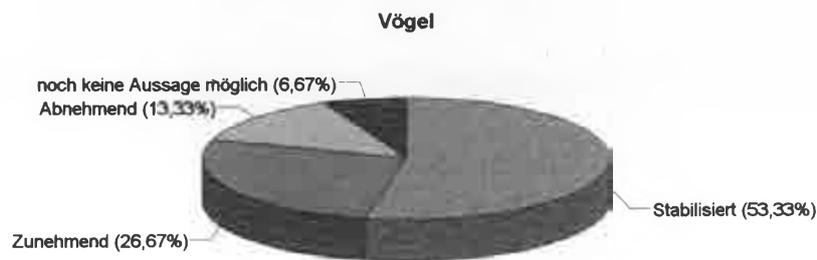
In der folgenden Graphik (Abb. 2) wird eine Zusammenstellung der Einstufungen in der Blauen Liste vorgenommen, aus der hervorgeht, daß sich bisher der Erwerb eindeutig gelohnt hat.

Betrachtet man nun noch den Beitrag den LBV-Grundstücke/Projekte zum Erhalt landesweitbedeutsamer Arten leisten, ist festzustellen, daß bei den gefährdeten Pflanzen- und Vogelarten, die im Kriterium C (Pflanzenliste), bzw. D (Vogelliste) mit la oder 1*** bewertet wurden, sich ebenfalls ein Erfolg belegen läßt.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. (FH) Bernd Raab
Landesbund für Vogelschutz in
Bayern e.V. (LBV)
Eisvogelweg 1
91161 Hilpoltstein

Bilanz der Blauen Liste



Bilanz landesweit bedeutsamer Arten auf Grundstücken oder in Projekten

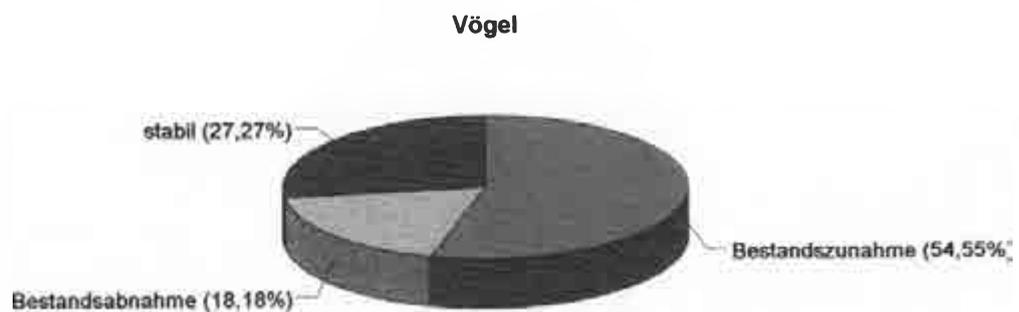


Abb. 2

Rote Listen: Geschichte, Konzepte und Umsetzung sowie alternative Ansätze*

von Christian Köppel

1. Einführung

Rote Listen sind wissenschaftliche Fachgutachten über den Zustand der Natur. Sie dokumentieren das aktuelle Ausmaß der Gefährdung von Pflanzen- und Tierarten bzw. deren Lebensräumen (Uppenbrink 1996). Ihre Idee ist die Reduzierung der komplexen Gefährdungssituation einer Art auf ein einfaches Klassifizierungsschema. Sie sind seit über 20 Jahren einer breiten Öffentlichkeit bekannt. Ihr Erfolg zeigt sich an der kaum noch zu überblickenden Zahl publizierter Roter Listen. Bei den Recherchen für die »Rote Liste CD-ROM« (Köppel et al. 1998 [1999]) stießen die Herausgeber im deutschsprachigen Raum auf rund 2.000 publizierte Rote Listen!

2. Zur Geschichte der Roten Listen

Rote Listen wurden zuerst (ab 1966) von der IUCN unter dem Namen »Red Data book« später auch »Red List« veröffentlicht. Die IUCN (international Union for Conservation of Nature and Natural Resources) wurde 1948 gegründet. Sie ist eine weltweit arbeitende Organisation mit Sitz in Gland/Schweiz. Das Erscheinen des Red Data Book 5 im Europäischen Naturschutzjahr 1970 lenkte erstmals die Aufmerksamkeit zahlreicher Botaniker und Zoologen sowie einer

breiten Öffentlichkeit auf das Problem eines rasanten Artenrückgangs (Rauschert et al. 1978).

In Deutschland waren die Arbeiten von Kreh (1951), Drost (1966) und Erz (1967) Vorläufer Roter Listen im heutigen Sinne (Hinweise auf das Verschwinden von Arten gibt es zahlreich bereits in früheren Veröffentlichungen). Es handelte sich um kommentierte Verzeichnisse gefährdeter Pflanzen- bzw. Vogelarten mit Schutzanweisungen. Die erste – auch als solche bezeichnete – Rote Liste des deutschen Sprachraums veröffentlichte die *Deutsche Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz (DS/IRV)* (1971). Davon angeregt wurde schon kurz darauf eine Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der BRD in Angriff genommen (Lohmeyer et al. 1972, Sukopp 1972, 1974). Innerhalb weniger Jahre erschienen weitere Rote Listen über Pflanzen und verschiedene Tiergruppen (v.a. über Vögel), die sich räumlich entweder auf ein Bundesland oder einen Staat bezogen. Mit nur geringer Verzögerung erschienen Rote Listen auch in der DDR (ab 1976), in der Schweiz (ab 1977), in Österreich (ab 1977), deutlich später auch in Liechtenstein (ab 1984) und erst neuerdings in Südtirol (1994).

Die erste umfassende Übersicht der in der BRD gefährdeten Tiere und Pflanzen wurde 1977 veröffentlicht (Blab

et al. 1977). Deren 1984 erschienene vierte Auflage hat dem Rote Liste-Instrument endgültig zum Durchbruch verholfen.

Zunächst gab es viele unterschiedliche Ansätze. Später orientierten sich die meisten Roten Listen an der Vorgabe von Blab et al. (1977) bzw. Blab et al. (1984). Dabei wurden häufig die Definitionen der Kategorien abgewandelt und die Einstufungen standen oft nicht in Einklang mit den Definitionen. Seit einigen Jahren gibt es einen Trend zur Vereinheitlichung und »Objektivierung« Roter Listen. Vor allem die Ansätze der IUCN (1994) und von Schnittler et al. (1994) bzw. Schnittler & Ludwig (1996) sind wegweisend. Ein Ende der konzeptionellen Entwicklung Roter Listen ist noch nicht erreicht.

Während in der Schweiz und Österreich manche Rote Listen Rechtskraft haben, sind sie in den anderen deutschsprachigen Ländern nicht rechtsverbindlich.

Im Gegensatz zur Bundesrepublik Deutschland (West) war in der DDR die Entstehung der ersten Roten Liste zentral koordiniert und beruhte auf einer Folge hierarchischer Arbeitsschritte. Die Kategorien wurden statt mit Zahlen durch Serien von Ausrufezeichen dargestellt (Abb. 1). Im Gegensatz zur alten BRD wurde in den Roten Listen der DDR weder das **Ausmaß** noch die **Geschwindigkeit des Rückgangs** zur Einstufung verwendet, sondern nur die **»bedrohliche Kleinheit des verbliebenen Restes«**.

Seit der Wiedervereinigung Deutschlands erschienen folgende Rote Listen: Wirbeltiere (Nowak et al. 1994), Biotop-typen (Riecken et al. 1994), marine Gebiete (Merck & Nordheim [1996] [1997], Nordheim & Merck 1995, Nordheim et al. 1996), Pflanzen (Bundesamt für Naturschutz 1996) und aktuell Tiere (Binot et al. 1998).

Die erste umfassende Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs erschien 1983 (Gepp 1983), nachdem bereits einige regionale Rote Listen vorlagen, z.B. für die Steiermark (Gepp 1981 b). Die Bundesliste der Tierarten wurde seither mehrfach neu aufgelegt (zuletzt 1994) und einer Neubearbeitung unterzogen. Das Kategorien-System ist eng an das von

Definition	BRD	DDR
Ausgestorben	0	+
Verschollen	0?	+?
Vom Aussterben bedroht	1	!!!
stark gefährdet	2	!!
Gefährdet	3	!
Ptentiell gefährdet	4	(!!!), (!!), (!)

Abb. 1: Vergleich der Kategorien-Symbole in den Roten Listen der alten BRD und der DDR

*Der Beitrag ist in Teilen folgender Arbeit entnommen. – Doczkal, D., E. Rennwald & C. Köppel: Rote Listen: Geschichte, Konzepte und Umsetzung. – In: Köppel C., E. Rennwald & N. Hirneisen (Hrsg. 1998[1999]): Rote Listen auf CD-ROM. Vol. 1/1 Mitteleuropa. – Verlag für interaktive Medien, Gagenau.

Blab et al. (1977, 1984) vorgeschlagene angelehnt, mit nur marginalen Änderungen der Formulierungen. Bemerkenswert ist, daß bei Gepp (1983) bereits Zusatzinformationen zu Gefährdungsur-sachen, Vorkommen in den einzelnen Bundesländern sowie chorologische Eigenschaften (Areal-dynamik, Endemiten, etc.) berücksichtigt sind. Die Neubearbeitung enthält eine Kategorie »5« = »Un-genügend erforscht (IUCN: insufficiently known)«. Für die Pflanzen erschien eine erste Rote Liste 1986 (Niklfeld 1986, eine Neubearbeitung wird in Kürze erscheinen), für einzelne Bundesländer bereits ab 1978, z.B. für das Burgenland (Traxler 1978).

Für die **Autonome Provinz Bozen-Südtirol** erschien eine erste Rote Liste gefährdeter Tierarten 1994. Diese ist ganz im Stil der Roten Liste für Österreich gehalten, was nicht zuletzt am Projektleiter (J. Gepp, 1994) liegt. Eine Rote Liste der Pflanzen steht noch aus.

In der **Schweiz** erfolgte bei den botanischen Roten Listen (z.B. Landolt 1991, Urmi et al. [1991] [1992]) eine Anlehnung an das Kategoriensystem der IUCN, während die zoologischen Roten Listen das System von Blab et al. (1984) verwenden. Die offiziellen Roten Listen der Schweiz werden vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) herausgegeben und haben durch Art. 14 Abs. 3 der Verordnung vom 16. Januar 1991 über den Natur- und Heimatschutz **Rechtskraft**. In der Einleitung zur Roten Liste (BUWAL 1994) ist zu lesen: »Gewisse Rote Listen sowie bestimmte Rote Liste-Arten genießen einen qualifizierten rechtlichen Schutzstatus, der über denjenigen von Artikel 14 Absatz 3 NHV hinausgeht. In der Fischereiverordnung (Artikel 5 und Anhang 1) sind die in der Roten Liste der Fische und Rundmäuler aufgeführten Arten als gefährdet bezeichnet; die Kantone sind verpflichtet, die erforderlichen Massnahmen zu deren Lebensraumschutz zu ergreifen (Artikel 5 Absatz 2 des Fischereigesetzes). Rote Liste-Arten, die zu den Vögeln, Raubtieren, Paarhufern oder Hasenartigen gehören, sowie der Biber, unterstehen dem Schutz des Jagdgesetzes«

Im **Fürstentum Liechtenstein** lehnen sich die Gefährdungskategorien bei den Pflanzen an die Roten Listen des Europarates (also an die der IUCN, wie sie in der Botanik auch in der Schweiz verwendet wurden) an. Bei Broggi & Waldburger (1984) wird zusätzlich eine Liste alpiner

Pflanzenarten angeführt, die im Talraum reliktsch auftreten. Die Rote Liste der Orchideen von Rheinberger & Rheinberger (1991) versucht anhand von 9 Parametern die Erstellung einer »objektiven« Roten Liste. Ansonsten gibt es auch in Liechtenstein eine große Vielfalt bei der Verwendung der Kategorien der Roten Listen.

Die Anfänge der Roten Listen liegen in einer Zeit, als der Naturschutz noch einen weit schlechteren Stand hatte als heute. Zunächst galt es, das Problem der zunehmenden Ausrottung von Arten in das öffentliche Bewußtsein zu bringen. Dieses Ziel haben die Roten Listen erreicht.

Außerdem haben sie zu zahlreichen Erfassungsprojekten angeregt, welche die Kenntnis der heimischen Fauna und Flora stark erweitert haben.

Heute dienen Rote Listen mehr der konkreten Bewertung von Landschaftsausschnitten oder der Auswahl prioritärer Arten für Artenhilfsprogramme und vieles mehr.

War es zunächst nicht so wichtig, ob die einzelnen Arten richtig eingestuft waren, kommt es jetzt auf eine Steigerung der fachlichen Qualität, insbesondere der korrekten Einstufung möglichst aller Arten an. Dieser Bedeutungswandel hat die Weiterentwicklung der Konzeption zur Folge.

Seit einigen Jahren werden zunehmend auch Rote Listen gefährdeter Biotoptypen bzw. Pflanzengesellschaften publiziert. Festzuhalten gilt, daß Rote Listen von Biotoptypen auf keinen Fall die Roten Listen von Arten ersetzen können.

3. Zu den Begriffen Gefährdung, Schutzwürdigkeit, Schutzbedürftigkeit

Die Roten Listen zeigen nicht die Schutzwürdigkeit. Dieser Begriff ist nicht synonym mit Gefährdung. Das soll an einem Beispiel deutlich gemacht werden:

Die Erreger der Pocken sind aktuell akut vom Aussterben bedroht. Gemäß den IUCN-Kategorien sind sie bereits »Extinct in the wild«. Auf Beschluß der WHO sollen auch die letzten Laborkulturen restlos vernichtet werden (Anonymus 1995). Es besteht kein Zweifel, daß (nahezu) die gesamte Menschheit die Auffassung vertritt, die Erreger der Pok-

ken seien auszurotten. Damit gilt diese Art als nicht schutzwürdig. Entsprechendes gilt wohl für alle anderen Humanparasiten. Außerdem ist anzunehmen, daß ein Großteil der Weltbevölkerung auch den »Schädlingen« in Land- und Forstwirtschaft das Existenzrecht abspricht. Gefährdung kann als wertfreies Faktum festgestellt werden, Schutzwürdigkeit impliziert eine Wertung.

■ **Gefährdung** = Risiko des Aussterbens einer Art im Bezugsraum einer Roten Liste. Die Einstufung einer Art klassifiziert dieses Risiko in einem möglichst einfachen Kategoriensystem. Die Gefährdung einer Art ist objektiv und wertungsfrei anhand wissenschaftlicher Kriterien abschätzbar.

■ **Schutzwürdigkeit** = Bewertung, ob eine Art Schutz durch den Menschen verdient. Dafür gibt es keine wissenschaftlichen bzw. objektiven Kriterien.

■ **Schutzbedürftigkeit** = Ist eine Art gefährdet und schutzwürdig, ist sie auch schutzbedürftig.

4. Unterschiedliche Konzeptionen

Gegenwärtig sind unter den Roten Listen zwei verschiedene »philosophische Ansätze« auszumachen.

Die neuen Kriterien der IUCN (1994) sowie viele Roten Listen des angelsächsischen Sprachraumes favorisieren ein **populationsbiologisches** Herangehen. Dieses Konzept verwendet ein strengeres Verfahren zur Bewertung des Gefährdungsgrades, das den gegenwärtigen Kenntnisstand der Populationsbiologie berücksichtigt. Der Zeitraum, innerhalb dessen die Art mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit ausstirbt, wird abgeschätzt. Also das Aussterberisiko. Streng genommen kommt eine Art nur dann in eine Rote Liste, wenn sie im Bezugsraum wirklich zu verschwinden droht.

Der im **deutschsprachigen** Raum verbreitete Ansatz ist stärker **bestandsorientiert**; er bewertet Bestandsgröße, den Rückgang und die konkrete Gefährdung der Bestände. Also die Funktion einer Art im Naturhaushalt.

Der Autor führt die Entwicklung des bestandsorientierten Ansatzes zumindest zum Teil auf die speziellen Gegebenheiten in Mitteleuropa zurück: Zentraleuropa ist infolge seiner Klimageschichte (Eiszeiten!) recht arm an endemischen Arten. Lediglich die ehemals

unvergletscherten Gebiete der Alpen, insbesondere die Ostalpen, beherbergen eine größere Zahl endemischer Arten. Daher trägt Mitteleuropa vergleichsweise wenig zum weltweiten Artenschwund bei; der überwiegende Teil der bisher vom Menschen ausgerotteten Arten hatte ein eng begrenztes Verbreitungsgebiet.

Biodiversität beinhaltet jedoch nicht nur Artenvielfalt, sondern vor allem genetische Vielfalt. Durch die Ausdünnung der Bestände eines Großteils der Arten dürfte die anthropogene Reduktion der Biodiversität in Mitteleuropa weitaus stärker sein, als dies an der Zahl ausgerotteter Arten abzulesen ist. Danach können auch Arten gefährdet sein, wenn sie drastisch zurückgegangen sind, aber trotzdem »sichere« Refugien gefunden haben. In weiten Bereichen ihres vormaligen Verbreitungsgebiets sind sie nicht mehr existent, erfüllen also nicht mehr ihre Funktion im Ökosystem.

Von der Biodiversität her betrachtet, beschränkt sich der populationsbiologische Ansatz der IUCN auf den Aspekt der Artendiversität. Sein Vorteil: er ist klar nachvollziehbar und hat die Bewahrung der Art als solche, weniger ihre genetische Vielfalt, zum Ziel.

Der bestandsorientierte Ansatz versucht, auch den Aspekt der genetischen Vielfalt mit einzubeziehen. Eine Art muß eben in möglichst vielen der ursprünglich von ihr besiedelten Lebensräume und Landschaften noch vorhanden sein, wenn sie ihre Rolle im Naturhaushalt erfüllen soll.

Auch im **methodischen Vorgehen** divergieren beide Ansätze.

Der populationsbiologische Ansatz setzt Individuen als zählbare Einheiten, ausschließlich generative Vermehrung (strenggenommen mit Panmixie) und sehr viel Wissen über die Auswirkungen genetischer Isolation auf die Vermehrungsfähigkeit der Art voraus. Diese Bedingungen sind jedoch für viele Pflanzenarten und fast alle Wirbellosen nicht erfüllt. So ist bei klonal wachsenden Pflanzen der Begriff des Individuums schwer faßbar, die Individuen sind bei vegetativer Vermehrung potentiell unsterblich. Fragmentierung ist bei vielen Tierarten eine Gefährdungsursache, nicht aber bei apomiktischen (ohne sexuelle Vermehrung, z.B. *Hieracium*) Pflanzenarten.

Aus diesen Gründen ist der populationsorientierte Ansatz bisher nur für

Großtiere, Vögel und eingeschränkt für einige Gruppen höherer Pflanzen (Orchideen, Kakteen) anwendbar.

Der einseitig populationsbiologische Ansatz führt bei den meisten Arten, die nicht zu den Wirbeltieren gehören, zu unüberwindlichen Schwierigkeiten. Zum Beispiel erwächst ein erhebliches grundsätzliches Problem aus den unterschiedlichen Wachstums- und Reproduktionsraten verschiedener Arten (z.B. Elefant – Tauflelie).

Die Einstufung verschiedener Arten in dieselbe Gefährdungskategorie spiegelt daher nicht unbedingt eine gleich hohe Aussterbewahrscheinlichkeit wider. An diesem Beispiel werden auch die Grenzen einer sinnvollen Vereinheitlichung offensichtlich.

Der bestandsorientierter Ansatz scheint für die überwiegende Zahl der Arten besser geeignet. Bei vielen Gruppen sind weit mehr Kenntnisse zur Bestandsdynamik als zur Populationsbiologie vorhanden.

■ **Fazit:** Beide Ansätze sind nur schwer miteinander vereinbar.

5. Zum Problem der Vergleichbarkeit

Wenn in einer Gruppe (z.B. Vögel) die Einstufungen vorwiegend anhand nachgewiesener Bestandsveränderungen erfolgen (*Witt et al. 1996, Hormann et al. 1997*), in einer anderen Gruppe (z.B. Grabwespen) aber nach der Bindung an gefährdete Habitats (wegen Fehlens entsprechender Daten), dann sind die Einstufungen nicht wirklich äquivalent.

Aber auch innerhalb einer Gruppe kann es sein, daß zu einzelnen Arten Daten vorliegen, die Schlüsse auf Bestandsveränderungen erlauben, bei anderen Arten – z.B. wegen methodischer Probleme der Erfassung – aber nicht.

Wahrscheinlich wird man mit dieser Einschränkung leben müssen.

6. Die Bedeutung des Bezugsraums

Die Wahl des Bezugsraums ist von großer Bedeutung für die Aussage der Roten Liste. Die Roten Listen der IUCN bewerten den Weltbestand der Arten. Die Kategorie »Extinct« enthält also Arten, die restlos und unwiederbringlich verschwunden sind.

Demgegenüber ist eine in einer regionalen Roten Liste unter »ausgestorben oder verschollen« aufgeführte Art – von endemischen Arten abgesehen – nicht als Art ausgestorben, sondern nur ihre in dem Bezugsraum ehemals vorhandene Teilpopulation. Eine Rekolonisation ist somit nicht auszuschließen.

Das Verschwinden einer Art aus einem Teil ihres Areals hat daher eine andere Qualität als das vollständige weltweite Aussterben.

Eine begriffliche Unterscheidung dieser beiden Fälle in zukünftigen regionalen Roten Listen ist erwägenswert. *Gärdenfors (1996)* schlägt die Bezeichnung »Regionally Extinct« vor.

Entsprechend kann z.B. eine im Saarland vom Erlöschen bedrohte Art bundesweit sehr häufig und ungefährdet sein. Je kleiner der Bezugsraum ist, desto unwesentlicher ist die Bestandssituation einzelner Arten in diesem Areal für deren Weltbestand (von weltweit extrem seltenen Arten abgesehen). Oft reicht das Verbreitungsgebiet nur geringfügig in einen Bezugsraum hinein.

Um die Bedeutung des Bezugsraums für den Weltbestand einer Art zu dokumentieren, ist der Vorschlag von *Schnittler et al. (1994)*, die »Verantwortlichkeit« mit anzugeben, sehr zu begrüßen.

7. Empfehlungen für Autoren Roter Listen – Was soll die Arbeit enthalten?

Folgende Anforderungen sind zu empfehlen:

■ Bezug auf eine anerkannte Konzeption

■ Übernahme der Kategorien-Definitionen ohne jegliche Abweichungen; wird dennoch davon abgewichen, sind die Änderungen anzugeben und zu begründen

■ Angabe der Einstufungs-Kriterien und deren Anwendung

■ Gesamtartenliste, alternativ Verweis auf eine Checkliste (es muß erkennbar sein, welche Taxa als »nicht gefährdet« gelten)

■ Angabe von Referenzwerken zur Taxonomie und Nomenklatur; alle aufgeführten Taxa bzw. Namen müssen eindeutig auf eine bestimmte (Unter-)Art bezogen werden können; falls Abweichungen gegenüber den Referenzwerken vorgenommen werden, sind diese zu benennen

- Angabe der Datenbasis mit kritischer Würdigung (räumliche und zeitliche Verteilung, Literatur- und Sammlungs-auswertung, etc.), ggf. Verweis auf entsprechende Quellen
- Angabe der letzten Nachweise (ggf. auch erste Nachweise)
- Änderungen gegenüber Vorgängerlisten angeben (Streichungen begründen)
- Behandlung von Problemfällen erläutern

Außerdem können noch Zusatzinformationen angegeben werden. Eine Überfrachtung mit nicht wirklich notwendigen Informationen ist dabei zu vermeiden.

8. Alternative Ansätze: Grüne, Gelbe, Blaue Listen

Der Grundgedanke der Blauen Listen, gefährdete Arten, denen geholfen werden konnte, in einer eigenen Liste zu führen, wurde bereits im Anhang zur ersten »Roten Liste der Brutvögel« Deutschlands (*DS/IRV* 1971) ins Spiel gebracht. Dort gab es eine »Grüne Liste der Brutvögel«. Sie enthielt drei »Arten (Brandgans, Säbelschnäbler, Austernfischer), die früher bedroht waren, aber durch intensive Schutzmaßnahmen (gesetzlicher Schutz, Reservate) aus der Liste bedrohter Arten gestrichen werden konnten«. Bei den Fortschreibungen der Roten Liste ging diese »Grüne Liste« dann wieder verloren. Der Begriff wurde bald anderweitig besetzt.

Imboden (1987) (zit. nach *Diamond* 1988) schlägt als Alternative zur Roten Liste die **Grüne Liste** vor. Darin sollen jene Arten aufgelistet werden, für die bekannt ist, daß ihre Bestände nicht erheblich zurückgehen und ein Rückgang in den folgenden 10 Jahren unwahrscheinlich ist. Diese Arten gelten als gesichert. Damit soll die Fehlinterpretation vermieden werden, Arten, die nicht in einer Roten Liste aufgeführt sind, seien nicht gefährdet.

Zbinden (1989) hat »Arten mit großen Beständen«, d. h. »Arten, bei denen gesamtschweizerisch gesehen längerfristig kein negativer Bestandstrend erkennbar ist und solche, die bei abnehmender Tendenz noch über große Bestände verfügen« in einer **Grünen Liste** dokumentiert.

Frank et al. (1990) schreiben zu ihren »Biologisch-ökologischen Daten zur Flo-

ra der DDR«: »Neu erstellt wurde eine **Grüne Liste**. Ziel war die Einstufung von nicht im Rotbuch aufgeführten Arten im Sinne ihrer Schutzbedürftigkeit, da sich gerade bei seltenen, nicht geschützten Arten aber auch z.T. bei zerstreuten und noch häufigen Arten oft enorme Rückgangstendenzen bemerkbar machen, die oft übersehen werden«. Unterschiede wurden insgesamt 9 Bestandskategorien, von denen 4 (»Art in Ausbreitung, häufig«, »Art in Ausbreitung, zerstreut bis selten«, »kaum Bestandsveränderungen, häufig«, »ephemer«) als Kategorien der Grünen Liste geführt wurden.

Herkenrath (1990) schlägt eine **Gelbe Liste** vor, um »zur Vorwarnung die Arten auf(zu)zählen, die bei überregional langfristig abnehmender Tendenz noch große Bestände aufweisen«. Die **Grüne Liste** solle »die Arten enthalten, die bei großen Beständen nicht abnehmen«. Zusammen mit der Roten Liste entsteht damit eine Ampelliste. Seine Intention ist, »mittels der **Ampelliste** von der Konzentration auf die Rote-Liste-Arten weg und zu einer Gesamtbetrachtung der ganzen Artenfülle hinzukommen.«

Diese Anliegen sind unter Verzicht auf die Termini Gelbe, Grüne und Ampelliste im »Schnittler-Konzept« (*Schnittler et al.* 1994) optional enthalten. Die dort für Floren- oder Faunenlisten vorgeschlagenen Kennzeichnungen für »zurückgehende Arten, Vorwarnliste«, »derzeit nicht als gefährdet angesehene« und »mit Sicherheit ungefährdete Arten« entsprechen sinngemäß der Gelben und Grünen Liste.

Die Idee einer **Grünen Liste** ist aus einem anderen Grund für viele Organismengruppen bedenkenswert. Bei der Erstellung Roter Listen müssen vorwiegend solche Arten bewertet werden, die nur selten gefunden werden, über die also nur wenige (aktuelle) Daten vorliegen. Soweit keine umfangreiche Datenbasis aus früheren Jahren vorliegt, muß die Bewertung also auf der Grundlage weniger Daten erfolgen. Diese Situation besteht bei den meisten Invertebraten und Kryptogamen. Naturgemäß ist die Bewertung daher mit Unsicherheiten behaftet.

Arten, von denen umfangreiche Daten verfügbar sind, lassen sich viel leichter und mit höherer Sicherheit bewerten. Arten, die häufig sind und keinen starken Bestandsrückgang zeigen, gelten als ungefährdet. Diese könnten in

einer »Grünen Liste« zusammengefaßt werden. Diesem Vorteil steht jedoch der fragwürdige Nutzen für die Naturschutz-Praxis gegenüber. Wohl deshalb wurden reine Grüne Listen bisher nicht publiziert.

Gigon et al. (1998) machen darauf aufmerksam, daß mittlerweile auch »Arten, mit denen international Freihandel getrieben werden darf« informell als Arten der Grünen Liste bezeichnet werden.

»**Blaue Listen** sind Verzeichnisse jener Rote-Liste-Arten, welche im Untersuchungsgebiet gesamthaft eine Bestandesstabilisierung oder -zunahme erfahren haben« (*Gigon et al.* 1998, 1998 [1999]). Die Dokumentation solcher Erfolge (Positiv-Information) in Blauen Listen hat das Ziel, motivierend zu wirken und damit ein größeres individuelles und gesellschaftliches Engagement im Natur- und Artenschutz hervorzurufen. Blaue Listen sollen zeitgleich zu Roten-Listen erarbeitet werden und räumlich das gleiche Gebiet umfassen. Sie sind ein einfaches Instrument der Erfolgskontrolle des Naturschutzes. Sie liefern damit Grundlagen für die Optimierung der Naturschutzarbeit.

■ Fazit: Rote Listen gibt es nun schon seit drei Jahrzehnten. Sie sind etabliert. Es wird spannend zu beobachten sein, inwiefern auch die alternativen Ansätze einen festen Platz in der Naturschutzarbeit einnehmen werden.

Literatur

- Anonymus* (1995): Endgültiges Aus für Pocken-Viren? – Naturwissenschaftliche Rundschau 48(7): 271-272.
- Binot, M., R. Bless, P. Boye, H. Gruttke & P. Pretscher* (zusammengestellt und bearbeitet) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 434 S., Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Blab, J., E. Nowak, W. Trautmann & H. Sukopp* (Hrsg.; 1977): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – 67 S., Greven (Kilda-Verlag).
- Blab, J., E. Nowak, W. Trautmann & H. Sukopp* (Hrsg.) (1984b): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – 270 S. Greven (Kilda-Verlag).

- Broggi, M.F. & E. Waldburger* (1984): Rote Liste der gefährdeten und seltenen Gefäßpflanzen des Fürstentums Liechtenstein. – Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 13: 7-40.
- Bundesamt für Naturschutz* (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, 744 S., Bonn-Bad Godesberg.
- BUWAL* (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Hrsg.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. – Bern, 97 S.
- Deutsche Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz* (1971): Die in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Vogelarten und der Erfolg von Schutzmaßnahmen. – Ber. dtsh. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 11: 31-37.
- Diamond, J. M.* (1988): Red books or green lists? – Nature 332: 304-305.
- Drost, R.* (1966): Liste der in Deutschland besonders zu schützenden Vogelarten. – Ber. dtsh. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 6: 47-49.
- Erz, W.* (1967): Besonders gefährdete Vogelarten in Nordrhein-Westfalen. – Orn. Mitt. 19: 133-138.
- Frank, D., S. Klotz & W. Westhus* (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. Völlig neu bearbeitete Auflage. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wissenschaftliche Beiträge, 1990/32 (P41), 167 S.
- Gärdenfors, U.* (1996): Application of IUCN Red List Categories on a Regional Scale. – S. 63-66. – In: IUCN Species Survival Commission (1996): 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. – IUCN, Gland, Switzerland.
- Gepp, J.* (Hrsg.) (1981b): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. – Steir. Nschbr., Sonderh. 3: 162 S.
- Gepp, J.* (Hrsg.; 1983): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. 1. Fassung. – 242 S. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- Gepp, J.* (Projektleitung) (1994): Rote Liste gefährdeter Tierarten Südtirols. – Naturschutz, Abteilung für Landschafts- und Naturschutz der Autonomie Provinz Bozen – Südtirol, Bozen, 420 S.
- Gigon, A., R. Langenauer, C. Meier & B. Nievergelt* (1998): Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Liste. Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, In Zürich, Heft 129: 1-137 + Anhänge 180 S.
- Gigon, A., R. Langenauer, C. Meier & B. Nievergelt* (1998 [1999]): Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Liste. Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz. – In: Köppel, C., E. Rennwald & N. Hirneisen (Hrsg., 1998 [1999]): Rote Listen auf CD-ROM. Deutschland, Österreich, Schweiz, Liechtenstein, Südtirol. – Verlag für interaktive Medien (VIM), Gaggenau.
- Herkenrath, P.* (1990): Von Roten, Gelben und Grünen Listen. – Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 29: 47-48.
- Hormann, M., M. M. Korn, R. Enderlein, D. Kohlhaas & K. Richarz* (1997): Rote Liste der bestandsgefährdeten Brutvogelarten Hessens (8. Fassung/April 1997). – Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, – Referat Presse und Öffentlichkeitsarbeit, – Referat Biotop- und Artenkartierung, Artenhilfsprogramme, 44 S., Wiesbaden.
- IUCN Species Survival Commission* (1994): IUCN Red List Categories. As approved by the 40th. meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland. Gland, World Conservation Union.
- Köppel C., E. Rennwald & N. Hirneisen* (Hrsg. 1998 [1999]): Rote Listen auf CD-ROM. Vol. 1/1: Mitteleuropa. – Verlag für interaktive Medien, Gaggenau.
- Kreh, W.* (1951): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. – Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg, 106. Jg., 69-124, Stuttgart.
- Landolt, E.* (1991): Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 187 S.
- Lohmeyer, W., T. Müller, E. Pitzer & H. Sukopp* (1972): Die in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Arten von Farn- und Blütenpflanzen. – Göttinger Floristische Rundbriefe 6(4): 91-96.
- Merck, T. & H. von Nordheim* (1996) (1997): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 48 S., 108 S., Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Niklfeld, H.* (Gesamtleitung) (1986): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. 1. Fassung. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Bd. 5, 202 S., Wien.
- Nordheim, H. von & T. Merck* (1995): Rote Liste der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 44, 139 S., Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Nordheim, H. von, O.N. Andersen & J. Thissen* (1996): Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area, 1995. – Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz 47: 136 S., Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag).
- Nowak, Ę., J. Blab & R. Bless* (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. – Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz 42, 190 S., Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag).
- Rauschert, S., D. Benkert, W. Hempel & L. Jeschke* (1978): Liste der in der Deutschen Demokratischen Republik erloschenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. – 56 S., Kulturbund der Deutschen Demokratischen Republik, Zentraler Fachausschuß Botanik, Berlin.
- Rheinberger, H.-J. & B. Rheinberger* (1991): Orchideen des Fürstentums Liechtenstein. Naturkundliche Forschung im Fürstentum Liechtenstein, Regierung des Fürstentums Liechtenstein, Vaduz, Bd. 13, 235 S.
- Riecken, U., U. Ries & A. Ssymanck* (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41, 184 S., Greven (Kilda-Verlag).
- Schnittler, M. & G. Ludwig* (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 28, 709-739, Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag).
- Schnittler, M., G. Ludwig, P. Pretscher & P. Boye* (1994): Konzeption der Roten Liste der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten unter Berücksichtigung der neuen internatio-

- nalen Kategorien. – Natur und Landschaft 69: 451-549.
- Sukopp, H.* (1972): Grundzüge eines Programmes für den Schutz von Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. Landschaftspfl. u. Naturschutz 7: 67-79.
- Sukopp, H.* (1974): »Rote Liste« der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Arten von Farn- und Blütenpflanzen (I. Fassung). – Natur und Landschaft 49: 315-322.
- Traxler, G.* (1978): Verschollene und gefährdete Gefäßpflanzen im Burgenland. Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen. (Fassung Sommer 1978). – Natur und Umwelt im Burgenland, Sonderheft 1, 24 S., Eisenstadt.
- Uppenbrink, M.* (1996): Vorwort. – In: Bundesamt für Naturschutz: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 5-6, Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag).
- Urmi, E., J. Bisang, P. Geissler, H. Hürliemann, L. Lienhard, N. Müller, I. Schmid-Grob, N. Schnyder & L. Thöni* (1991 [1992]): Rote Liste. Die gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz. (zweite Fassung, 1991). – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.), Bern, 56 S.
- Witt, K., H.-G. Bauer, P. Berthold, P. Boye, O. Hüppop & W. Knief* (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. – Berichte zum Vogelschutz 34: 11-35.
- Zbinden, N.* (1989): Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. – 41 S., Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Christian Köppel
Verlag für interaktive Medien (V.I.M.)
Orchideenweg 12
D-76571 Gaggenau
Tel. +49 (0) 7225/79137
Fax +49 (0) 7225/79132
e-mail: postmaster@vim.de
Internet: <http://www.vim.de>

Hinweis zur »Rote Listen CD-ROM« (Köppel et al. 1998 [1999]):

Erstmals können in Sekundenschnelle Informationen zu 72.000 Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften, Biotoptypen, Haustierrassen und Obstsorten mit 1 Million Einzeldaten abgefragt werden. Mit aufgenommen wurden auch Aussterbedatum, Vorkommen, Bestandsgröße und Gefährdungsursachen. Der geographische Bezugsraum umfaßt **Deutschland, Österreich, Schweiz, Liechtenstein und Südtirol** (Städte, Landkreise, Kantone, Bundesländer, Staaten, Europa, weltweit). Hilfreich ist, daß die Suche sowohl mit deutschen als auch mit wissenschaftlichen Namen erfolgen kann, z.B. »Eisvogel« bzw. »*Alcedo atthis*«. Da das Programm beides kennt, ist es gleichermaßen für Schulen als auch für den Spezialisten in einem Planungsbüro, Institut oder einer Umweltbehörde von praktischem Nutzen.

Was kann die CD? Insgesamt wurden rund 2.000 Rote Listen erfaßt, analysiert und bewertet (> 5.000 Seiten). Hierzu existieren vielfältige Abfrage-, Auswertungs- und Exportmöglichkeiten, z.B. eine Literaturdatenbank mit über 4.700 Titeln. Auch können eigene Artenlisten digital importiert, mit Roten Listen verglichen und anschließend mit den neuen Informationen wieder exportiert werden. Diesbezüglich wurden viele Schnittstellen geschaffen, z.B. zu »natis«, ein naturkundliches Datenerfassungs- und Auswertungs-Programm in Hessen.

Ergänzt wird die Datensammlung durch 23 Beiträge namhafter Autoren, z.B. Prof. A. Gigon (**Blaue Listen**), Prof. B. Gerken (**Megafauna**). Neben Erstveröffentlichungen von Roten Listen finden sich hier konkrete Beispiele von Natur- und Umweltschutztechniken zum Erhalt und zur Förderung von gefährdeten Tier- und Pflanzenarten mit vielen Farbabbildungen. Service: Netzwerkfreischaltung (spezielles Angebot für Behörden, Institute und Büros), Support, jährliches update. Die CD-ROM ist für 148 DM beim Verlag für interaktive Medien (V.I.M.) erhältlich.

NNA-Berichte*

Band 2 (1989)

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft / Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten

Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 176 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes - Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten

Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer - aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten

Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik - eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten

Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten - Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten

Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten

Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten

Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten

Heft 4: Ökosponsoring - Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten

Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

Heft 1: Leitart Birkhuhn - Naturschutz auf militärischen Übungs-

flächen · 130 Seiten

Heft 2: Flächenstillegung und Extensivierung in der Agrarlandschaft - Auswirkungen auf die Agrarbiozönose · 73 Seiten

Heft 3: Standortplanung von Windenergieanlagen unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten · 54 Seiten

Band 10 (1997)

Heft 1: Perspektiven im Naturschutz · 71 Seiten

Heft 2: Forstliche Generhaltung und Naturschutz · 57 Seiten

Heft 3: Bewerten im Naturschutz · 124 Seiten

Heft 4: Stickstoffminderungsprogramm · 52 Seiten

Heft 5: Feuereinsatz im Naturschutz · 181 Seiten

Band 11 (1998)

Heft 1: Fließgewässer - Schutz und Entwicklung · 148 Seiten

Heft 2: Gipskarstlandschaft Südharz - aktuelle Forschungsergebnisse und Perspektiven · 208 Seiten

Heft 3: Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz · 73 Seiten

Band 12 (1999)

Heft 1: Umweltbildung - den Möglichkeitssinn wecken · 58 Seiten

** Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).*

