

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

**NNA**

**Berichte**

10. Jahrgang, Heft 3, 1997



Bewerten im Naturschutz

NNABer.	10. Jg.	H. 3	125 S.	Schneverdingen 1997	ISSN: 0935-1450
Bewerten im Naturschutz					

Herausgeber und Bezug:

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA)

Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,

Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46

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

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 0935-1450

Titelbild: Agrarlandschaft mit Obstgehölzen; Obstpflanzung in isolierter Lage (Fotos: Guhl)

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)

# NNA-Berichte

10. Jahrgang, Heft 3, 1997

## Bewerten im Naturschutz

Fachtagung der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz  
vom 20. - 22. November 1996 in Schneverdingen.

Leitung: Dr. Markus Nipkow und Dr. Angelika Wolf

### Inhalt

S. Ott	Methodik der Eingriffsregelung – Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz	2
A. Winkelbrandt	Naturschutzfachliche Maßstäbe für die Bewertung des Landschaftsbildes	9
H. W. Louis	Rechtliche Anforderungen an die Bewertung von Eingriffen	18
B. Köhler	Bewertung des Landschaftsbildes	23
M. Mönnecke	Bewertung ästhetischer Qualitäten in Stadtlandschaften	34
G. Wiegleb	Beziehungen zwischen naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren und Leitbildentwicklung	40
R. Brinkmann	Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung	48
A. Kratochwil / A. Schwabe	Die Bedeutung von biozöologischen Untersuchungen für die naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten	61
F.J.A. Daniels	Zur Bedeutung von Flechten und Moosen bei der naturschutzrelevanten Gebietsbewertung	95
M. Nipkow	Synoptisches Bewerten im Naturschutz: Ein multivariater Verfahrensansatz	101
O. Bastian	Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion	106

# Methodik der Eingriffsregelung – Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz

von Stefan Ott

## Vorbemerkungen

Das Institut für Landschaftspflege und Naturschutz wurde im August 1992 von der LANA<sup>1</sup> beauftragt, Vorschläge zu erarbeiten, um die Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 BNatSchG **bundesweit zu vereinheitlichen und ihre Praktikabilität zu verbessern.**

Die Vertreter der für Naturschutz zuständigen 16 Bundesländer hatten damit das Ziel formuliert, die Vielfalt an Methoden und Verfahren, die sich in unterschiedlichen Ländern im Einsatz befinden, von einem Gutachter miteinander vergleichen zu lassen, um „das beste Verfahren“ oder die „geeignetsten Komponenten“ zur bundesweiten Anwendungen empfehlen zu lassen. Nicht ausgeschlossen waren ausdrücklich „neue Ideen“, d. h. methodische Weiterentwicklungen zusätzlich zur bestehenden Methodenvielfalt.

Dabei war man sicherlich im einen oder anderen Bundesland überzeugt, daß die Vorgehensweise, die dort üblich war oder ist, einfach die geeignetste sein muß und daher „durchkommen“ würde. Und man war offensichtlich nicht auf den Gedanken gekommen, daß andere Bundesländer, in denen ganz andere, teilweise gegensätzliche Methoden landesweit gebilligt waren und sind, vehement gegen entsprechende Vorschläge opponieren würden.

Es ist leicht vorstellbar, wie es einem Gutachter dabei ergeht. Zufriedenheit stellt sich erst dann ein, wenn die Kritik von verschiedenen Seiten und etwa gleich laut zu vernehmen ist.

Wir erheben keinesfalls den Anspruch, mit unseren Vorschlägen den einen fachlich richtigen Weg gewiesen zu haben; es wäre nach unseren Erfahrungen und Untersuchungen auch vermessen, zu behaupten,

<sup>1</sup> Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung

auch Anforderungen an unsere eigene Fachdisziplin: hier müssen Fachkonventionen besprochen und beschlossen werden, die der Verwaltung und der Politik als Vorlage für ihre Entscheidungen dienen.

Dies ist in anderen Fachdisziplinen gang und gäbe, nur in unserer zielt man sich bisher mit der Argumentation, dies sei aufgrund der Materie aus fachlicher Sicht nicht möglich.

## Einführung

Zu Beginn der Bearbeitung des Gutachtens wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber festgestellt, daß die angestrebte Praktikabilisierung und Vereinheitlichung des methodischen Vorgehens vor allem durch drei wesentliche Anforderungen bestimmt sein soll, die von einem Verfahren weitmöglichst erfüllt werden müssen:

**Rechtssicherheit, Praktikabilität und fachliche Validität.**

Um die Rechtssicherheit der Vorschläge zu gewährleisten, sollten die geltenden **rechtlichen Anforderungen** Vorrang ha-

ten, es könne ihn geben. Zu viele Aspekte der Eingriffsregelung können nicht aus der Sache heraus, aus der Betrachtung des Naturhaushaltes selbst, abgeleitet werden. Es bedarf klarerer gesellschaftlicher, politischer und gesetzlicher Vorgaben, was und wieviel zu tun ist. Damit haben wir „den Ball“ teilweise wieder an unsere Auftraggeber zurückgegeben. Das mag einigen nicht besonders behagen, da nun sie wieder gefordert sind, „Farbe zu bekennen“.

Darüber hinaus ergeben sich aus unseren Vorschlägen, insbesondere den sogenannten Konventionsvorschlägen, aber



Abb. 1: Das „Magische Dreieck“ der Anforderungen an das Gutachten

**Tab. 1: Werte vergleichbarer Biotoptypen – vorgegeben durch unterschiedliche Verfahren zur Anwendung der Eingriffsregelung**

Verfahren	Biotoptyp		Wert/-spanne	max. Wert	% vom Max.
Mieß-BW	ungedüngte Feuchtwiesen nährstoffarm		1,0	1,0	100
Auhagen	Pfeifengraswiesen auf Kalkboden	7.2.1.1	48	60	90
	Pfeifengraswiesen auf kalkarmem Boden	7.2.2.1	43	60	
Schmel	Degenerierte und wiedervernässte Moorflächen	2.4.1	3	4	75
FRO/SPO	Bodensaure Pfeifengraswiesen	FC.31	3,5	5	70
	Kalk Pfeifengraswiesen	FC.32	4,16	5	~ 83
Aicher/Leyser	Feuchtwiesen nährstoffreich	08.110	272	576	47
	Feuchtwiesen nährstoffarm	08.120	340	576	59
KOMMO	Feuchgrundland	GF	1,6-2,5	>3,5	~ 45-70

Verfahren	Biotoptyp		Wert/-spanne	max. Wert	% vom Max.
Schmel	intensiv genutzte Äcker	3.3.1	1	4	25
	extensiv genutzte Äcker	2.3.6	3	4	75
Mieß-BW	Äcker intensiv		0,2	1,0	20
	Äcker extensiv		0,8	1,0	80
FRO/SPO	Äcker, Gemüse und Beerenstaudenkulturen ohne Wildkrautfluren	H10	Ø 1	5	16,6
	Äcker, Gemüse und Beerenstaudenkulturen mit Wildkrautfluren	HA2	Ø 2,3	5	~ 35
Aicher/Leyser	Sonst. Äcker, int. genutzt	1.1.191	72	576	13
	Sonst. Äcker, ext. genutzt, Wildkräuter	1.1.192	180	576	31
Auhagen	Äcker intensiv	5.1.2	2	60	~ 3
	Äcker extensiv	5.1.1	11	60	~ 20
KOMMO	Äcker	AC	0,6-1,5	> 3,5	~ 17-43

Verfahren	Biotoptyp		Wert/-spanne	max. Wert	% vom Max.
Mieß-BW	Baumreihen/Alleen (einseitig/zweiseitig) (mit Ruderalfluren ohne vielfältigem Staudenwuchs)		0,7	1,0	70
FRO/SPO	Baumreihen, Baumgruppen und Einzelbäume (mit starkem Baumholz)	BF.33	2,6	5	~ 51
Schmel	Alleen, Straßenbegleitgrün	3.8.3	2	4	50
Aicher/Leyser	Allee	0.4300	180	576	31
Auhagen	Allee bzw. Baumreihe, überwiegend autochthone Arten	13.9.1	15	60	25
KOMMO	Baumreihe, Allee, Baumgruppe	2A	1,0-1,5	> 3,5	~ 28-43

ben, ohne jedoch Vorschläge für eine Vereinheitlichung und Weiterentwicklung rechtlicher Vorschriften grundsätzlich auszuschließen, wenn dies aus fachlicher Sicht oder zur Verbesserung des Vollzugs wichtig erscheint. **Administrative Anforderungen** sind solche nach Anwendbarkeit und einfacher Handhabbarkeit der Vorschläge in der Planungs- und Genehmigungspraxis.

Schließlich gelten **fachliche Anforderungen** hinsichtlich der wissenschaftlichen Validität der Verfahrensvorschläge nach dem aktuellen Stand der Kenntnisse.

Die genannten Anforderungen stehen in wechselseitigem Bezug zueinander. Insbesondere zwischen den beiden letztgenannten Anforderungen besteht ein weitgehend unauflösbarer Zielkonflikt.

Hohe fachliche Validität erfordert in aller Regel höheren Aufwand und mindert damit zwangsläufig die Praktikabilität, im Sinne vereinfachender Vorgehensweise. Damit steht der Maßstab hoher fachlicher Validität weitgehenden Anforderungen der Administration nach „schlanken“ Verfahren und Planungen entgegen.

### Vorgehen

Die Ergebnisse des Gutachtens basieren im wesentlichen auf der kritischen Analyse von mehr als 35 unterschiedlichen Verfahren zur Eingriffsermittlung und -beurteilung sowie der Bestimmung der Kompensation bei der Anwendung der Eingriffsregelung.

Zur Vertiefung der theoretischen Analysen wurden repräsentative Methodentypen vergleichenden Praxistests unterzogen.

Begleitet wurde das Vorhaben durch insgesamt drei Expertenkolloquien, die Beratungen in der projektbegleitenden Arbeitsgruppe und des „LANA- Arbeitskreises Bundeseingriffe und UVP“.

Für die Erarbeitung der Vorschläge waren folgende Prämissen wegleitend:

- Verbesserung der Praktikabilität der Umsetzung der Eingriffsregelung unter Wahrung fachlicher Mindestansprüche. Das bedeutet im einzelnen:

- Ausschöpfung des fachlich zu vertretenden Rahmens zur Standardisierung der Anwendung der Eingriffsregelung.

- Vorrangige Standardisierung der Methoden zur Beurteilung von Eingriffen und zur Bestimmung der Kompensation. D.h., einheitliche oder abgestimmte Vorgehensweisen, nicht der Versuch der Normung der Ergebnisse.

- Skalierungen, Bewertungen und Aggregationen von Werten, die der Quantifizierbarkeit von Natur und Landschaft angemessen sind und der jeweiligen Datenlage entsprechen.

- Rechtskonformität im Sinne der Einhaltung des geltenden rechtlichen Rahmens und der Sicherung der Gerichtsfestigkeit der Entscheidungen – jedoch nicht ohne Hinweise auf eine notwendige Rechtsfortentwicklung.

- Betrachtung der Eingriffsregelung als Planungsverfahren mit einer Abfolge von Arbeitsschritten, die auf Entscheidungen zu führen. Darauf folgt:

- Ansetzen der Verbesserung und Vereinheitlichung an allen Arbeitsschritten und Entscheidungspunkten. D. h., Einhaltung der korrekten Reihenfolge bei der konkreten Anwendung der Eingriffsregelung entsprechend den gesetzlichen Bestimmungen. D. h. vor allem:

- Stärkere Betonung der Verpflichtung zur Vermeidung und Minderung von Eingriffen; denn was an Beeinträchtigungen vermieden werden kann, braucht nicht weiter bewertet und ausgeglichen zu werden.

- Stärkere Berücksichtigung der Zielkonzeptionen der Landschaftsplanung bei der Bestimmung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Die Kompensation von Eingriffen gewinnt damit an fachlicher Fundierung und kann flexibler gehandhabt werden.

### Wichtigste Ergebnisse der Analysen in Stichworten

Zu praktisch allen Arbeitsschritten und Entscheidungspunkten der Eingriffsregelung liegen unterschiedlichste Auffassungen und Vorschläge vor, wie am besten vorzugehen sei. Dieses Ergebnis reicht von der Ausgestaltung der gesetzlichen Vorschriften der Bundesländer bis hin zu fachlichen Vorschlägen einzelner Verfahren zur Beur-

teilung von Einzelaspekten unterschiedlicher Eingriffe.

Auffallend war und ist, daß die Mehrzahl der Verfahren sich nur oder überwiegend nur auf die Erfassung und Bewertung von **Biotoptypen** zur Eingriffsbeschreibung und Kompensationsmessung stützen.

Dabei ist fachlich sehr umstritten, in welchem Maße die Biotoptypen in der Lage sind, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts indikatorisch abzubilden.

Bei diesen sogenannten Biotop(typen)wertverfahren sind folgende typische Merkmale zu nennen:

- Es werden verschiedenen Biotopen unterschiedliche Werte oder Wertspannen – unabhängig vom Einzelfall/Eingriffsfall – zugeordnet und damit ihr Wertverhältnis untereinander determiniert.

- Dies geschieht durch das Verfahren selbst und i.d.R. nicht durch dafür prädestinierte Institutionen.

- Über die Herleitung dieser Werte besteht kein Fachkonsens:

- es werden unterschiedlichste Kriterien und Indikatoren verwendet,
- die Inwertsetzung erfolgt auf unterschiedlichen Skalen (Skalenbreite, Wertstufenzahl),
- die Aggregation der Einzelwerte für die Indikatoren zu Gesamtwerten erfolgt rechnerisch und dabei sehr unterschiedlich,
- daraus ergeben sich unterschiedliche Werte und Wertverhältnisse auf unterschiedlichen Skalen für gleiche Biotoptypen.

- Dies wirkt sich unmittelbar auf den Umfang der, mit diesen Werten errechneten Kompensation aus, weil die ordinalen Wertstufenziffern dann i.d.R. mit den kardinalen Flächengrößen-Zahlen multipliziert werden (WERT X FLÄCHE) um Werteinheiten für Flächen zu ermitteln, die durch Eingriffe in Anspruch genommen oder durch Maßnahmen aufgewertet werden sollen.

- Abgesehen davon, daß hier ein bewertungstheoretisch zweifelhafter Schritt vollzogen wird, ergeben sich durch dieses Vorgehen – in Abhängigkeit vom angewendeten Verfahren – bei der Anwendung auf gleiche Eingriffe sehr unterschiedliche Kompensationserfordernisse.

Dies wurde im Rahmen dieses Gutachtens sowohl durch Vergleich der Biotop(typen)wertlisten, als auch durch Anwendung in Praxistests nachgewiesen.

Daraus ergab sich dann im wesentlichen auch die Entscheidung, daß kein Vor-

**Tab. 2: Praxistestbeispiel 1 – Vergleich des Flächenbedarfs, der durch verschiedene, auf den ‚B-Plan Hamburg Volksdorf 32‘ angewendeten Verfahren ermittelt wurde (Kiemstedt et al. 1995: 91)**

Verfahren	Flächenbedarf	Prozentanteil vom Maximalbedarf
Hamburger Wertstufenmodell (1991)	83.700m <sup>2</sup>	45%
Hessisches Biotopwertverfahren (1992)	0m <sup>2</sup>	-,-
Osnabrücker Kompensationsmodell (1994)	187.400m <sup>2</sup>	100%
Verfahren NLÖ (1994)	48.100m <sup>2</sup>	25%

**Tab. 3: Praxistestbeispiel 2 – Vergleich des in der Anwendung auf das VDE-Projekt Nr. 2 ‚Ausbau der Bahnstrecke Berlin-Hamburg‘ ermittelten Flächenbedarfs (Kiemstedt et al. 1995: 155)**

Verfahren	Flächenbedarf	Prozentanteil vom Maximalbedarf
ADAM, NOHL & VALENTIN (1986)	20,45	ca. 70%
FROELICH & SPORBECK (1991)	29,23	100%

gehen empfohlen werden soll, das auf der Methode der Verrechnung von Wertgrößenziffern und Wertstufenzahlen für Biotoptypen basiert.

Möchte ein Bundesland diesen Weg – für bestimmte Eingriffsfälle – doch einschlagen, ist ihm von unserer Seite nur zu raten, daß naturraumspezifische Listen erarbeitet werden sollen, die landesweit anzuwenden sind. Dies bedeutet nicht, daß damit eine Einzelfallbetrachtung und -bewertung ausgeschlossen sei, denn die Werte können ja z.B. als Durchschnittswerte oder „Wertspannen oder -korridore“ eingeführt werden.

Eleganter wäre noch, wenn sich die Landschaftsplanung der unterschiedlichen Ebenen dieser Aufgabe annehmen würde.

Im Rahmen des Gutachtens wurde jedoch ein anderer Weg aufgezeigt, der im folgenden näher beschrieben werden soll.

#### Vorschläge zur bundesweiten Anwendung der Eingriffsregelung

Arbeitsschritte und Entscheidungspunkte der Eingriffsregelung.

Die Wirksamkeit der Eingriffsregelung hängt wesentlich davon ab, daß alle Verfahrensschritte und Entscheidungspunkte sachgerecht und in der gesetzlich vorgegebenen Reihenfolge berücksichtigt und

angewandt werden. Im folgenden sind diese wichtigen Punkte aufgelistet und die Fragen benannt, die unter den jeweiligen Punkten beantwortet sind.

- Eingriffsbestimmung  
„Liegt ein Eingriff vor?“; „Welche Vorhaben bzw. Vorhabensbestandteile oder -aspekte sind Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen i.S.d.G.“; „Welche Beeinträchtigungen bzw. welche Beeinträchtigungintensitäten sind erheblich bzw. nachhaltig i.S.d.G.“
- Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes  
– Bestandserfassung, -bewertung und Wirkungsprognose –  
„Wie ist die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und das Landschaftsbild zu erfassen und zu bewerten?“; „Welches Naturhaushalts- und Landschaftsbildmodell ist in welchen Fällen zu wählen?“; „Wie sind erhebliche Beeinträchtigungen durch Vorhaben zu prognostizieren?“
- Vermeidung/Minderung  
„Kann das Vorhaben vermieden werden?“; „Können Beeinträchtigungen durch das Vorhaben ganz oder teilweise vermieden (gemindert/minimiert) werden?“; „Welche Maßnahmen sind verhältnismäßig?“

- **Ausgleichsbestimmung**  
 „Welche Beeinträchtigungen sind grundsätzlich ausgleichbar/nicht ausgleichbar?“  
 „Welche Ausgleichsziele sind in welcher Qualität, Größenordnung (Umfang) und in welchem Zeitraum und -verlauf zu erreichen, um die erheblichen Beeinträchtigungen auszugleichen?“  
 „Wo müssen geeignete Flächen in ausreichender Größe verfügbar sein?“  
 „Welche Maßnahmen sind wann durchzuführen, um die Ziele voraussichtlich zu erreichen?“
- **Abwägung**  
 „Mit welchem Gewicht sind die Belange von Natur und Landschaft in die Abwägung mit den übrigen Belangen des Vorhabens einzustellen?“
- **Ersatzbestimmung**  
 „Welche Ersatzziele sind in welcher Qualität, Größenordnung (Umfang) und in welchem Zeitraum und -verlauf zu erreichen, um die erheblichen Beeinträchtigungen zu ersetzen?“  
 „Wo müssen geeignete Flächen in ausreichender Größe verfügbar sein?“  
 „Welche Maßnahmen sind wann durchzuführen, um die Ziele voraussichtlich zu erreichen?“
- **Bemessung von Geldleistungen**  
 „Wie ist die Höhe der Geldleistungen zu bestimmen, die ein Verursacher im Falle nicht ausgleich- bzw. ersetzbarer Beeinträchtigungen zur vollständigen Kompensation i.S.d.G. zu leisten hat?“
- **Bilanzierung**  
 „Wie soll die Gegenüberstellung von Eingriffsfolgen, Vermeidung und Ausgleich. ggf. Ersatz erfolgen?“

## I Eingriffsbestimmung

Um in einem sehr frühen Stadium bestimmen zu können, ob ein Vorhaben überhaupt nach den Vorschriften des § 8 BNatSchG zu beurteilen ist, d.h., ob der Verursacher überhaupt Unterlagen zur Beurteilung des vermeintlichen Eingriffs vorlegen muß, sollten die Bundesländer ihre sogenannten Positivlisten neu strukturieren und soweit wie möglich angleichen. Das Gutachten enthält einen Vorschlag für eine entsprechend neu strukturierte einheitliche Liste.

Soweit ein Vorhaben nicht in den Listen aufgenommen ist, müssen natürlich die Tatbestandsvoraussetzungen entspre-

chend der Legaldefinition des Bundesnaturschutzgesetzes im einzelnen geprüft werden. Diese enthält eine Reihe unbestimmter Rechtsbegriffe, zu deren Auslegung das Gutachten Hinweise und Beispiele gibt.

## II Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes

Bei der Frage, wie umfassend die Erfassungen und Erhebungen zur Beurteilung eines Eingriffs sein müssen, konnte keine abschließende und vom Einzelfall unabhängige Definition aller Untersuchungsinhalte erfolgen, auch nicht bezogen auf bestimmte Vorhabenstypen.

Dies ist u.a. darin begründet, daß Tiefe und Breite der Beurteilung vom Vorhaben und seinen Einzelfallspezifika und von der jeweiligen Landschaft, dem Eingriffsort sowie der Umgebung, die betroffen sein kann und der jeweiligen Ausprägung von Natur und Landschaft abhängen.

Zum Thema Untersuchungsräume und Untersuchungsinhalte gibt es allerdings eine Reihe von Vorschlägen, Klärung und Vereinheitlichung herbeizuführen.

### II.1 Beurteilungsinhalte

Grundsätzlich geben das BNatSchG sowie die Ländernaturschutzgesetze die Beurteilungsinhalte vor: es geht um den **Naturhaushalt** (Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, Pflanzen- und Tierwelt) und die **Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft** als Voraussetzung für die Erholung des Menschen (verkürzt: das Landschaftsbild).

Durch die Grundsätze des BNatSchG, die Naturschutzgesetze der Länder und einige andere umweltbezogene Gesetz wird der Begriff des Naturhaushalts (modellhaft) präzisiert und es werden **Schutzgüter und Funktionen** differenziert, die jeweils einzeln und in ihrem Zusammenwirken zu beurteilen sind.

Das Gutachten enthält eine Übersicht der in Frage kommenden Schutzgüter und Funktionen.

Im Hinblick auf die **Beurteilungstiefe** enthält das Gutachten einen Vorschlag für einen entscheidenden Schritt zur Differenzierung, das sogenannte Y-Modell: Unter Berücksichtigung der rechtlich gebotenen und fachlichen Validität der Eingriffsbewertung sowie der notwendigen

Praktikabilität und der Zumutbarkeit des Untersuchungsaufwandes bei der Erfassung und Bewertung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, wird daher vorgeschlagen, künftig zu unterscheiden zwischen:

- ‚Einfacheren‘ Fällen, in denen durch Beeinträchtigungen ausschließlich **Funktionen von allgemeiner Bedeutung** betroffen sein können und in denen die Eingriffsbeurteilung von Biotoptypen als Indikatoren für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts ausreicht, sowie

- ‚Schwerwiegenderen‘ Fällen, in denen **Funktionen von besonderer Bedeutung** betroffen sein können und demnach Biotoptypen als Betrachtungsgegenstand nicht ausreichen, sondern diese Funktionen differenziert zu behandeln sind.

Als Unterscheidungskriterium soll also die ‚Bedeutung der Funktionen‘ herangezogen werden, die von Wirkungen des Vorhabens betroffen sein können. Damit sind – genau genommen – die jeweiligen **Funktionsprägungen** gemeint. Da die Begriffe ‚Funktion von allgemeiner‘ und ‚Funktion von besonderer Bedeutung‘ jedoch bereits eingeführt sind, werden sie beibehalten.

### II.2 Wirkungsprognosen

Von gleich großer Bedeutung wie die Beurteilung des Status quo von Natur und Landschaft ist die vollständige, valide Prognose der potentiellen Beeinträchtigungen und ihrer Intensität, da sich erst daraus die Anforderungen bezüglich der Rechtsfolgen ergeben.

Erst in der Korrelation der Wirkungen, die von einem Vorhaben ausgehen und der jeweils betroffenen Funktionen – in ihrer spezifischen Qualität und Empfindlichkeit – kommt es zu Veränderungen und ggf. zu Beeinträchtigungen der Funktionen bzw. ihrer Ausprägung. Daher ist auch zu diesem Punkt eine abschließende einzelfallunabhängige Standardisierung zur Voreinschätzung von Beeinträchtigungen und deren Intensität fachlich nicht vertretbar.

Um jedoch in der Praxis auch hier eine systematische und einheitliche Vorgehensweise einzuleiten, wurden Checklisten als Arbeitshilfe zur Sicherung der Vollständigkeit der zu betrachtenden Wirkungen und Ausbreitungsmechanismen entwickelt.

Die Checklisten sollten einerseits von Eingriffsverursachern herangezogen werden, um sich frühzeitig Klarheit zu verschaffen, was untersucht werden muß. Andererseits können sie Naturschutz- bzw. Genehmigungsbehörden zur Überprüfung dienen, ob die vorgelegten Unterlagen zur Beurteilung eines Vorhabens ausreichen.

Wie mit den so ermittelten erheblichen Beeinträchtigungen im Hinblick auf die notwendige Kompensation umgegangen werden soll, wird unter dem Punkt „Ausgleich“ erläutert.

### III Vermeidung und Minderung

Die Effektivierung des Vollzugs der Vermeidungspflicht wird als einer der wichtigsten Punkte zur Verbesserung der Eingriffsregelung insgesamt gesehen.

Welche Maßnahmen zur Vermeidung und zur Minderung im Einzelfall geeignet, notwendig und verhältnismäßig sind, ist

vorhabenspezifisch zu prüfen und zu entscheiden.

Das Gutachten enthält auch zu diesem Punkt eine Zusammenstellung, die Eingriffsverursachern als Anregung dienen und u.a. Genehmigungsbehörden die Prüfung der Einhaltung des Vermeidungsgebotes erleichtern sollen.

### IV Ausgleich

Grundsätzlich gilt, daß Ausgleich im Sinne des Gesetzes nur dann erreicht wird, wenn die erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigungen durch ein Vorhaben **funktional gleichartig und gleichwertig** kompensiert werden.

Sowohl die **funktionalen** als auch die **räumlichen und zeitlichen Anforderungen**, die aufgrund der gesetzlichen Vorgaben an Ausgleich zu stellen sind (s.u.), müssen **für alle Funktionsbeeinträchtigungen im einzelnen** erfüllt sein, sonst

besteht für diese Beeinträchtigungen und das Vorhaben insgesamt keine Ausgleichbarkeit.

Der Ausgleichsumfang ergibt sich grundsätzlich nach dem Ausmaß der erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigungen der Eingriffsflächen. Als Ausgleich sind **gleichartige Funktionsausprägungen mindestens aus ebenso großer Fläche in mindestens gleicher Qualität** zu erreichen, d.h. Ausgleichsfläche : Eingriffsfläche = 1:1.

Sind durch den Eingriff **ausschließlich Funktionen von allgemeiner Bedeutung** betroffen (Entscheidung durch das sogenannte Y-Modell), kann die Ermittlung der Ausgleichsziele auf den entsprechenden Biotopen bzw. Biotoptypen basieren.

Soweit intensiv genutzte Flächen erheblich beeinträchtigt werden, sind intensiv genutzte und zur Entwicklung **geeignete Flächen im Flächenverhältnis 1:1 zu extensivieren und zu entwickeln**.

#### Beispiel

für die Berechnung des Umfangs von Ersatzmaßnahmen mittels **Kostenäquivalenten** nicht umsetzbarer Ausgleichsmaßnahmen:

#### Beschreibung des Tatbestandes:

Als Ausgleich für einen Eingriff wären 2,5 ha Halbtrockenrasen herzustellen. Aus verschiedenen Gründen ist dies unmöglich. In der Abwägung wird die Zulässigkeit des Vorhabens hergestellt und damit wird die Bestimmung geeigneter Ersatzmaßnahmen und deren Umfang notwendig.

#### Berechnung der Kosten des eigentlich nötigen Ausgleichs:<sup>1</sup>

Herstellung von 2,5 ha Halbtrockenrasen (aus Acker):	DM 175.000,-
Planungskosten:	DM 11.000,-
Pflegekosten (25 Jahre):	DM 27.500,-
Gesamtkosten = <b>Kostenäquivalent:</b>	DM 213.500,-

#### Kostenberechnung des Ersatzes (pro ha) zur Bestimmung des Umfangs:

Herstellung von Streuobstwiese (aus Acker):	DM 27.000,- pro ha
Planungskosten:	DM 3.800,- pro ha
Pflegekosten (25 Jahre):	DM 45.000,- pro ha
Gesamtkosten:	DM 75.800,- pro ha

#### Kompensationsverpflichtung zzgl. Grunderwerb und Pflege:

<b>Kostenäquivalent</b>	DM 213.500,-
Kosten der Ersatzmaßnahme pro Hektar	DM 75.800,-
<b>Errechnete Größenordnung der Ersatzmaßnahme</b>	<b>2,82 ha</b>

➔ 2,8 ha Streuobstwiese ist herzustellen und 25 Jahre fachgerecht zu pflegen.

Entsprechend geeignete Flächen sind zusätzlich bereitzustellen.

Auf die Einbeziehung von Aufschlägen, z.B. für Flächenversiegelung oder den unvermeidlichen Time-lag bei ca. 50 Jahren Entwicklungszeit wurde in diesem Beispiel verzichtet.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Kosten in Anlehnung an *Bosch & Partner* 1993.

<sup>2</sup> Primär sollen diese Aufschläge zusätzlich in Geld abgegolten werden. Sofern dies landesrechtlich nicht möglich ist, wären die zu ermittelnden Summen bei der Berechnung des Ersatzumfangs zu berücksichtigen.

Existieren für die betroffenen Räume andere Entwicklungsvorstellungen und -ziele von Naturschutz und Landschaftspflege (z.B. i.R. der Landschaftsplanung), als sich unmittelbar aus den Beeinträchtigungen und Verlusten durch ein Vorhaben ergeben, **sollen diese Ziele verwirklicht werden, soweit ein funktionaler Ausgleich gewahrt bleibt.**

Der Umfang der Ausgleichsmaßnahmen in diesem Sinne soll sich – im Hinblick auf die Gleichbehandlung der Verursacher – nach den Kosten richten, die sie für einen Ausgleich im o.g. Sinne aufzubringen hätten (**Kostenäquivalent**).

Mit den Kostenäquivalenten ist einer der wirklich neuen Vorschläge angesprochen. Dieser bedarf etwas ausführlicherer Erläuterungen, die auch und umso mehr für die Ermittlung des Ersatzumfangs gelten.

Zuvor jedoch noch einige wenige Bemerkungen zu einem vermeintlich wichtigen Schritt, der nicht so einfach übergangen werden kann.

## V Abwägung

Die Bedeutung der Unterscheidung zwischen Ausgleich und Ersatz im Hinblick auf die ggf. eintretenden naturschutzrechtliche Unzulässigkeit mit der damit verbundenen notwendigen Abwägung wird ausgesprochen unterschiedlich eingeschätzt.

Betrachtet man die Anforderungen an Ausgleich alleine unter den zeitlichen Erfordernissen, müßten vermutlich etwa 90 % aller Vorhaben erst einmal an der Schwelle der Unzulässigkeit stehen.

Ist das so, dann fällt Naturschutz in der Abwägung dabei in 98 % aller Fälle durch. Ist dies die immensen fachlichen „Klimmzüge“ wert, die manchmal unternommen werden, um den Formalien gerecht zu werden ?

Wir hielten es da für wesentlich zielführender, wenn die konkreten Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege, die in den Landschaftsrahmen- und Landschaftsplänen niedergelegt sind, bei der Bestimmung der Kompensationsmaßnahmen stärker als bisher berücksichtigt werden könnten.

## VI Ersatz

Insbesondere **geeignete Ersatzziele sollten daher primär der Landwirtschaftsplanung entnommen werden.**

Die Ersatzmaßnahmen müssen nicht in

der unmittelbaren Umgebung des Eingriffs realisiert werden, ein **räumlich-funktionaler Zusammenhang** zwischen den Beeinträchtigungen und den Wirkungen der jeweiligen Ersatzmaßnahmen muß jedoch grundsätzlich gewährleistet sein.

Soweit für erhebliche oder nachhaltige Beeinträchtigungen kein funktionaler Ausgleich möglich ist, muß der Umfang von Ersatzmaßnahmen bestimmt werden, die andere Funktionen oder andere Schutzbereiche begünstigen.

Dafür existieren derzeit – wie bereits erläutert und bspw. auch vom Bundesgesetzgeber in der *UVPVwV* oder *U. Kuschnerus* vom OVG Münster bestätigt – keine fachlich vertretbaren Vergleichs- und Berechnungseinheiten, die eine einfache rechnerische Ermittlung und Bilanzierung des Umfangs zulassen würden.

Unter Berücksichtigung der Handhabbarkeit und der Gleichbehandlung der Verursacher sollen als Bemessungseinheiten für die Ermittlung des Umfangs der durchzuführenden Ersatzmaßnahmen die Kosten der fiktiven, d.h. eigentlich notwendigen, Ausgleichsmaßnahmen – als Kostenäquivalent – herangezogen werden.

Zur Ermittlung der Kostenäquivalente sind folgende **Kostenkomponenten** zu berücksichtigen:

- durchschnittliche Kosten für die Planung der Maßnahmen,
- durchschnittliche Kosten für die Durchführung der fiktiven Initial-/Ausgleichsmaßnahmen,
- Entsigelungsaufschläge, falls der Eingriff mit Versiegelung verbunden ist und keine Entsiedelung möglich ist,
- durchschnittliche Kosten der Herstellungspflege,
- durchschnittliche Kosten etwaiger dauerhafter Pflege,
- durchschnittliche Kosten notwendiger Herstellungs- und ggf. Erfolgskontrollen.

Eine tatsächliche Zahlung der fiktiven Ausgleichskosten durch den Verursacher wird nicht angestrebt. Zweck der Berechnung ist lediglich die Gewinnung eines Kostenäquivalentes als Maßstab zur Bemessung des Ersatzumfangs.

Das Gutachten enthält im Zusammenhang mit der Bestimmung des Kompensationsumfangs weitere Hinweise, z.B. zu Ausgleichs- bzw. Prognosezeiträumen, Umgang mit Flächeversiegelung, Anrechnung von Gestaltungsmaßnahmen u.v.a.m., die hier im Einzelnen nicht erläutert werden können.

## VII Bemessung von Geldleistungen

Insbesondere im Hinblick auf die Gleichbehandlung der Verursacher ist bei der Ermittlung von Geldleistungen – in den Bundesländern, in denen dies vorgesehen ist – im Prinzip wie bei der Berechnung der Kostenäquivalente zur Bestimmung des Ersatzumfangs vorzugehen. Auch die Vorgaben zur Kostenumlegung im Zusammenhang mit dem Vollzug der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung weisen ja in diese Richtung.

## VIII Bilanzierung

Eine funktions- oder schutzgutübergreifende rechnerische Gesamtbilanzierung von Beeinträchtigungen und Kompensation alleine ist aufgrund der beschriebenen fehlenden Verrechnungseinheiten und rechnerisch-methodischen Schwächen der Biotopewertverfahren nicht ausreichend. Die Begründung, daß eine ausreichende Kompensation vorgesehen ist, muß – nach Auffassung der Gutachter – zusätzlich nachvollziehbar verbal-argumentativ vorgenommen werden.

Das Gutachten enthält weitere Angaben zum Thema Erfolgskontrollen und den Spezifika der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll.

## Schlußbemerkung und Ausblick

Soll eine stärkere bundesweite Vereinheitlichung erreicht werden, sind die Bundesländer gefordert, ihre gesetzlichen und untergesetzlichen Vorgaben abzustimmen und anzugleichen.

Zudem bzw. besser zuvor müssen fachliche Konventionen herbeigeführt werden, die den „Stand der Technik“ – im Sinne eines Fachkonsenses auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse – darlegen.

Ein großer Teil der erarbeiteten Vorschläge kann trotz der erwähnten Einschränkungen in vielen Bundesländern unmittelbar angewendet werden, weil sie sich in bisherige Regelungen einfügen lassen.

In Bremen und Baden-Württemberg werden unsere Vorschläge derzeit bei verschiedenen Eingriffstypen getestet. Uns ist noch nicht bekannt geworden, daß es nicht funktioniert.

Ganz zum Abschluß noch einmal einen Blick auf unser Tagungsthema: Bewerten im Naturschutz.

In diesem Vortrag haben Sie nicht viel dazu gehört. Unserer Meinung nach auch zurecht. Denn im Zusammenhang mit der Anwendung der Eingriffsregelung sind gar nicht so oft Bewertungen notwendig, wie uns von „anderer Seite“ immer glauben gemacht wird. Vieles ist zu messen und zu beschreiben und bedarf zur Erhaltung des Status-quo – und dies ist wesentliches Ziel der Eingriffsregelung – keiner Inwertsetzung.

## Literatur

- Bosch & Partner* (1993): Faktische Grundlagen für die Ausgleichsabgaberegelung (Wiederherstellungskosten). Forschungsbericht. Im Auftrage der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz u. Landschaftsökologie (BFANL; jetzt BfN), (unveröffentlicht).
- Kiemstedt, H., Ott, S.*, (1993): Methodik der Eingriffsregelung. Teil I: Synopse. Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA), H. 4, 90 S. + Anhang.
- Kiemstedt, H., Mönnecke, M., Ott, S.*, (1995): Methodik der Eingriffsregelung. Teil II: Analyse – Anhang: Praxistest-Dokumentation, 156 S. (unveröffentlicht).
- Kiemstedt, H., Mönnecke, M., Ott, S.*, (1996 a): Methodik der Eingriffsregelung. Teil II: Analyse. Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA), H. 5, 113 S.
- Kiemstedt, H., Mönnecke, M., Ott, S.*, (1996 b): Methodik der Eingriffsregelung. Teil III: Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA), H. 6, 146 S.
- Kuschnerus, U.*, 1995: Die Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. Vortrag im 343 Kurs des Instituts für Städtebau Berlin „Städtebau und Recht“ vom 9. - 13.10.1995 (Manuskript).
- Köppel, J. & Müller-Pfannenstiel, K.*, (1996): Perspektiven des Herstellungskostenansatzes – Ein vielseitig verwendbarer Baustein der Eingriffsregelung? Naturschutz und Landschaftsplanung 11/96: 340 - 350
- Planungsgruppe Ökologie und Umwelt* 1995: Richtwerte für Kompensationsmaßnahmen beim Bundesfernstraßenbau – Untersuchung zu den rechtlichen und naturschutzfachlichen Grenzen und Möglichkeiten. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Forschungsbericht VU 18003 V 94, Hannover.

## Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Stefan Ott  
c/o Universität Hannover  
Institut für Landschaftspflege und  
Naturschutz  
Herrenhäuser Straße 2  
30419 Hannover

# Naturschutzfachliche Maßstäbe für die Bewertung des Landschaftsbildes <sup>1)</sup>

von Arnd Winkelbrandt

## 1. Grundsätzliches

■ Werthaltungen im Naturschutz waren in der Vergangenheit auch ästhetisch motiviert. Dieser Beweggrund hat in der fachlichen Diskussion der letzten Jahre an Bedeutung abgenommen zugunsten anderer Beweggründe, wenngleich in der breiten Öffentlichkeit die „Schönheit“ von Natur und Landschaft bzw. was die Öffentlichkeit als „schön“ empfindet, nach wie vor breiten Raum einnimmt (z.B. in der Produktwerbung.)

■ Werthaltungen bestimmen unser Leben, sowohl des Einzelnen als auch der Gesellschaft. Deshalb bestimmen auch gesellschaftliche Werthaltungen unsere gesellschaftliche Ordnung, wie sie sich in Gesetzen u.ä. manifestieren.

Hier wird im weiteren aber Bewertung eingeschränkt auf den **Gesetzesvollzug** des Bundesnaturschutzgesetzes und des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes bezogen.

■ Während der Begriff „Bewertung“ im Zusammenhang mit den in dieser Veranstaltung vorgesehenen Inhalten ein fachwissenschaftlich auszufüllender Begriff war, wurden administrative Bewertungen als Abwägungen oder Entscheidungen bezeichnet. Das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVPG) hat erstmalig Begriff und Aufgabe der Bewertung einer Behörde zugeordnet. Dieses wohl deshalb, weil im Falle des § 12 UVPG, das Ergebnis der „Bewertung“ der Behörde lediglich „gutachterlich“ ist, da es im „eigentlichen Behördenverfahren“ – in der Abwägung – überwunden werden kann (UVP als „Hucke-Pack-Verfahren“). Gleichwohl werden dem Typus der Bewertung der Behörde als Bewertungsmaßstäbe, die Bewertungsmaßstäbe der Umweltfachgesetze zugeordnet, damit also Bewertungsmaßstäbe „hoher Gerichtsfestigkeit“ und geringer Einzelfallbezogenheit und Flexibilität. Daraus folgt:

■ Die Unterscheidung in „rein fachliche“ Bewertungen – was immer das ist – und in Bewertungen, die in Rechtsverfahren mittelbar oder unmittelbar eingehen, ist notwendig, da insbesondere an die Bewertungskriterien dieser Bewertungsverfahren in viel höherem Maße folgende Anforderungen gestellt werden.

■ Sie müssen eindeutig definiert sein. Außerdem muß die Art der Messung bzw. Erfassung des Wertträgers angegeben werden.

■ Sie müssen „objektiv“ in dem Sinne sein, daß sie eine größtmögliche rechtliche und fachliche Verbindlichkeit aufweisen.

■ Sie müssen zuverlässig sein, d.h., auch zu unterschiedlichen Zeitpunkten muß die Bewertung bei unverändertem Wertträger zum gleichen Ergebnis kommen.

■ Sie müssen treffsicher sein in dem Sinne, daß sie die landschaftsbild-relevanten Eigenschaften des Bezugsobjektes richtig bewerten.

■ Sie müssen erforderlich sein, d.h., es muß sichergestellt sein, daß der Ausschnitt des Ganzen, den sie bewerten, nicht durch andere Kriterien bewertet werden (Doppelbewertung) (*Beirat* 1985).

■ Wenn also der Begriff „Bewertung“ in stärkerem Maße als bislang in behördliche Vor- und Hauptverfahren Eingang findet, wird vorgeschlagen, der „fachlichen Bewertung“ folgende Begriffe – unterschieden nach dem Grad der Verallgemeinerungsfähigkeit und Verbindlichkeit – zuzuordnen:

- Auswahl
- Ordnung
- Klassifikation
- Beurteilung.

■ Nachfolgend werden Bewertungen zum Landschaftsbild ausschließlich für Umweltverträglichkeitsprüfung und Eingriffsregelung behandelt, Instrumente, in denen vor allem die Auswirkungen neuer Vorhaben auf die Landschaft bzw. das Landschaftsbild zu bewerten sind. Ein Teil der Bewertungsschwierigkeiten in diesen

Instrumenten basiert darauf, daß Leitbilder und gesamträumliche Bewertungsmaßstäbe durch die Landschaftsplanung als Fachplanung des Naturschutzes und der Landschaftspflege, u.a. dadurch, daß man dieses Instrument anderen Trägern als den Naturschutzbehörden zugewiesen hat, kaum vorliegen. Damit kommt es häufig vor, daß im Rahmen beider Instrumente sowohl eine „Inwertsetzung der Schutzgüter“ als auch eine „Inwertsetzung der Wirkungen“ erfolgen muß. Dieses macht die Bewertung nicht nur doppelt schwierig, sondern auch systematisch falsch, weil damit dem Vorhabensträger und den fachfremden Entscheidungsbehörden die Ermittlung von Naturschutz-„wertmaßstäben“ zugewiesen wird.

## 2. Was heißt Bewertung

■ Bewertung ist ein Prozeß – ein Vorgang, in dem einer „Sache“ ein „Wert“ zugeordnet wird. Bewertung ist damit nicht der „Wert“, wie das häufig in der Literatur zu lesen ist. Die zu bewertende Sache „Landschaftsbild oder dessen konstituierende Teile“ müssen in Qualitäten und Quantitäten erhoben sein (Sachdimension), vergleichbares gilt für den Wert, auch dieser sollte – wenn möglich – qualitativ und quantitativ begründet werden (Wertdimension).

■ Sachdimensionen und Wertdimensionen stehen im Bewertungsvorgang in einem sich bedingenden Wechselverhältnis, d.h., ohne Kenntnis der Sache („des Objekts“, „des Wertträgers“) gibt es auch keine Inwertsetzung. Und anders herum – ohne Werthaltung gibt es auch keine sinnvoll strukturierte Erfassung der „Sache“. Zwar besteht also eine enge Beziehung zwischen „Sache“ und „Wert“, dieses darf in der Praxis aber nicht fehlinterpretiert werden, also könnte man entweder in der „Sachdimension“ oder in der „Wertdimension“ argumentieren oder sogar „rechnen“. Diesem „Kurzschluß“ unterliegen ein Teil der sogenannten Verfahren zur Ausgleichsbestimmung und -bilanzierung, die z.Z. eingesetzt werden.

Tatsache ist, daß die Bewertung umso leichter möglich ist, je genauer das Objekt der Bewertung – also das Landschaftsbild –, das Vorhaben und seine Dimensionen bekannt sind, weil damit die „Werthaltung“ erleichtert wird.

■ Die Beschreibung des Objektes – des Wertträgers – wird durch die Kategorien

<sup>1)</sup> Vortrag anlässlich der Fachtagung 42/96: Bewerten im Naturschutz; Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz Schneverdingen; 20. -21. November 1996

„Messung“, „Ordnung“ und „Klassifikation“ gekennzeichnet. Bewertung dagegen stellt die Verknüpfung von gemessenen, geordneten und klassifizierten Sachinformationen über den Wertträger mit dem Wertbewußtsein des wertenden Objektes dar (Abb. 1). Dabei ist zu unterscheiden, ob es sich um das Wertbewußtsein eines Einzelnen, einer Gruppe, z.B. der Planer, der Naturschützer – insoweit ist der Begriff „Beurteilung“ zu verwenden – oder ob es sich um Bewertungen durch die der Gesellschaft handelt, deren Wertbewußtsein ist meist in Gesetzen „geronnen“. Unabhängig davon wie groß die „Gemeinde“ gleichen Wertbewußtseins ist, sind Werte immer subjektiv, abhängig vom Kenntnisstand, vom Bewußtsein, vom Zeitgeist usw. Die Frage ist nur: Wie groß ist die intersubjektive Verbindlichkeit des Wertes?

■ Hinsichtlich der Subjektivität von Werten hat man den Eindruck gerade bei Naturhaushaltsbewertungen, daß dieser Sachverhalt aus dem Bewußtsein entschwunden ist (siehe Scherner 1995), insbesondere, wenn von der einen oder anderen Seite von objektivem Gewicht gesprochen wird. Beim Landschaftsbild, das durch die Sinne „Sehen – Hören – Riechen“ vor allem wahrgenommen und vom Einzelnen nach seinem Wertbewußtsein weiter verarbeitet wird, ist die Subjektivität ständig präsent und macht gerade die Schwäche in der Durchsetzung dieses Anspruches in der Öffentlichkeit aus.

### 3. Anforderungen an Bewertungen für Umweltverträglichkeitsprüfungen und Eingriffsregelung

Bewertungen im Rahmen von UVP und der Eingriffsregelung erfolgen in drei bzw. vier Zeitebenen:

■ Bewertungen von Natur und Landschaft (Status – quo – unter Einschluß der historischen Entwicklung – was ist schutzwürdig, was empfindlich?)

Diese Bewertung sollte weitgehend in Landschaftsplanungen vorliegen.

■ Bewertungen der zukünftigen Zustandsveränderungen ohne Projekt (Status – quo – ante – Prognose)

■ Bewertung der Zustandsveränderungen bei Realisierung des Projektes

■ Bewertung der Zustandsveränderungen bei Realisierung des Vorhabens und der Vorkehrungen zur Vermeidung und der Ausgleichsmaßnahmen

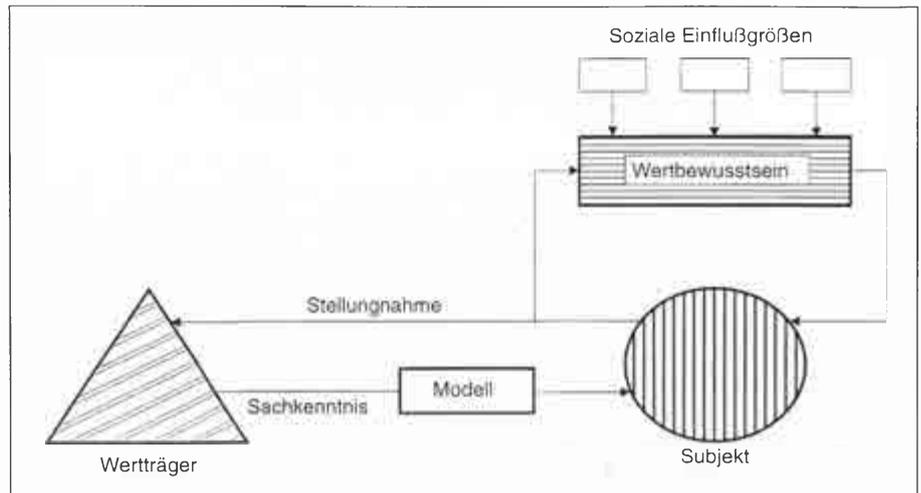


Abb. 1: Dimensionen einer Wertung in Anlehnung an: Bechmann, A.; 1981

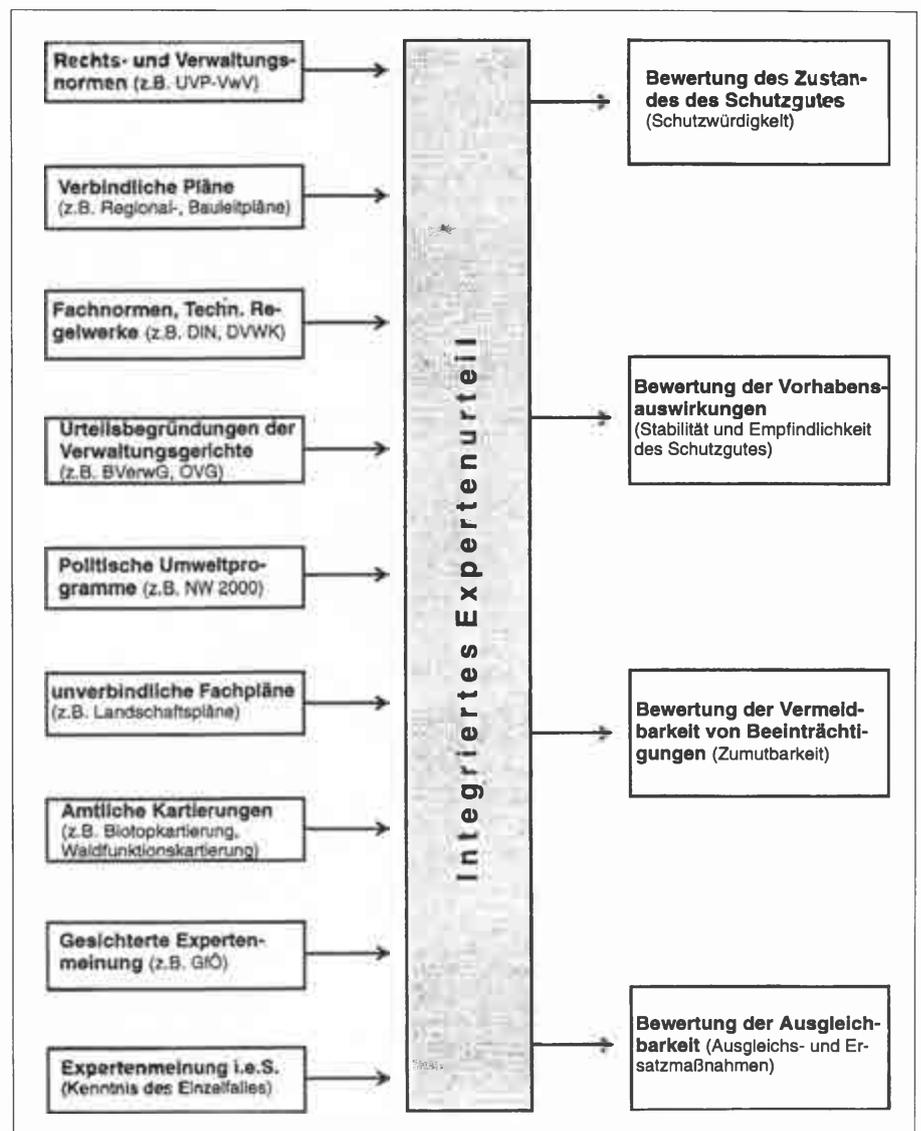


Abb. 2: Ermittlung von gutachterlichen Bewertungsmaßstäben für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen und Eingriffsregelung

Die unterschiedlichen Zeitebenen bedeuten, daß man Wirkungen nicht nur im derzeitigen Kontext ermitteln und bewerten, sondern daß man sie prognostisch abschätzen muß.

Prognosen sind aber umso schwieriger, je komplexer der Sachverhalt auf der einen und je weicher, d.h. vermeidbarer Wertmaßstäbe auf der anderen Seite sind. In diesem Bereich hat die Methodik des Landschaftsbildes insofern einen Vorteil, da die Zustandsveränderungen in der Zukunft mittels visualisierter Methoden (Hoppenstedt und Stocks 1991) bewertungstechnisch zwar leichter einzuschätzen sind als Prognosen im Naturhaushalt, andererseits der künftige „Zeitgeist“ und damit das Wertbewußtsein heute weitgehend unbekannt ist.

Aufgrund der engen Anbindung von UVP und Eingriffsregelung an behördliche Verfahren sind die Bewertungsergebnisse wie folgt zu charakterisieren:

- Die Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit im Sinne des § 6 UVPG enden mit der **Folgenermittlung**,
- die UVP mit der **Folgenbewertung** (§ 12 UVPG).
- Die Bewertungen der Eingriffsregelung gehen insofern darüber hinaus, da die Eingriffsregelung mit ihren Anforderungen unmittelbar im Rechtsverfahren wirksam wird.

Voraussetzung dafür ist, daß eine Schwelle zu definieren ist (Erheblichkeit oder Nachhaltigkeit), bei deren Überschreitung **Rechtsfolgen** (Vermeidung, Ausgleich, Abwägung, Ersatzmaßnahmen) zu beachten sind.

Im Rahmen der UVP, speziell des § 12 UVPG, wird z.Z. in juristischen Kreisen die Frage diskutiert, ob und inwieweit die For-

mulierung, daß „die Bewertung der Umweltauswirkungen anhand der geltenden Umweltfachgesetz“ zu erfolgen hat, bewertungstechnisch eine reine Gesetzessubsumtion darstellt oder ob hier weitergehende Standards i.S. des Planungsermessens anzuwenden sind. Für letztere Auffassung spricht gerade, daß

- im Naturschutzrecht eine Vielzahl von unbestimmten Rechtsbegriffen vorhanden sind, die erst im Einzelfall konkretisierbar sind.
- auch in den UVP-VwV „weichere“ Bewertungsmaßstäbe und -verfahren Eingang gefunden haben.

Nach Gassner (1995) kommen für derartige Einzelfallentscheidungen Bewertungen nach Erfahrungssätzen zum Tragen. Dazu zählen:

- der Zielerreichungsgrad oder Zweck / Fakt-Wert
- Abweichungen vom wissenschaftlichen Idealtyp oder vom repräsentativen Typ
- Folgenbewertung mit Hilfe von Modellbildungen.

Bei diesen Vorgehensweisen bekommt die Bewertung durch den Experten zwar eine überragende Bedeutung, jedoch sind auch andere Wertmaßstäbe unterschiedlicher Verbindlichkeit, wie sie in Abb. 2 dargestellt sind, in dem „integrierten Expertenurteil“ zu berücksichtigen. Ein so aufgebautes Expertenurteil ist im Sinne eines Gesamturteils zu interpretieren und geht weit über die Expertenmeinung hinaus.

Bewertungsmaßstäbe haben, wie bereits dargestellt, i.d.R. eine unterschiedliche Verbindlichkeit, je nachdem, ob es sich „nur“ um Maßstäbe des Gutachters oder um Maßstäbe der „gesicherten Ex-

pertenmeinung“, um Fachdienststellen, um Fachnormen oder um Rechtsnormen handelt. Die ARL (1987) hat gerade für planerisch relevante Wertmaßstäbe eine derartige Systematisierung vorgenommen. Je größer die intersubjektive Verbindlichkeit ist, umso kleiner ist i.d.R. der Ausschnitt aus der zu bewertenden „Sache“ einerseits und umso weniger handelt es sich dabei i.d.R. um an Umweltvorsorge orientierte Wertmaßstäbe, sondern um Wertmaßstäbe Prävention oder der Gefahrenabwehr (Abb. 3) (Kühling 1989). Ähnlich dieser Systematik ordnet auch die UVP-VwV die in ihr enthaltenen Wertmaßstäbe (Abb. 4). Gerade für das Landschaftsbild, das meist nicht als gesellschaftliches Essential angesehen wird, liegen deshalb kaum „harte“ Bewertungsmaßstäbe vor, umso wichtiger ist hier die „gesicherte“ Expertenbewertung, der plausible Begründungen beizufügen sind.

#### 4. Wertträger und Wertmaßstäbe für das Landschaftsbild

In einem vom BfN 1990 durchgeführten Seminar zur Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild wurde durch die meisten Referenten bestätigt:

- Daß unter „Landschaftsbild“ die von allen Sinnen des Menschen wahrnehmbaren Teile von Natur und Landschaft verstanden werden. Der Gesichtssinn ist zwar der ausgeprägteste Sinn und stellt damit den Schwerpunkt der „Landschaftsbildbefassung“ dar, dieses insbesondere bei großräumiger Betrachtung. Hinzu treten aber auch das Gehör und der Geruch. Im direkten Nahbereich kann auch der Tastsinn hinzutreten. Dennoch reicht i.d.R. der Gesichtssinn als Indikator auch für die anderen Sinne in der praktischen Handhabung aus.

■ Daß man die „Philosophien“ auf zwei bis drei Grundmethodiken der Herangehensweisen reduzieren kann, nämlich nach Nohl (1991) auf:

■ **Geographische Ansätze**  
Im einfachsten Falle wird damit auf die charakteristischen Ausstattungselemente einer Landschaft verwiesen, die in ihrer Gesamtheit ihr spezifisches Aussehen prägen. Landschaftsbild ist nach diesem Verständnis mehr oder weniger identisch mit Eigenart (z.B. Winkelbrandt und Peper, 1989).

■ **Physiognomische Ansätze**  
Die „Landschaftsphysiognomie“ hat es also



Abb. 3: Bewertungsstufen von Umweltleitplänen (nach Kühling 1989)

nicht mit dem gegenständlichen Inhalt, sondern mit dem Ausdruckswert einer Landschaft zu tun, wobei ihr die doppelte Aufgabe zufällt, festzustellen, welche Züge in der Landschaft den Ausdruckswert vorzugsweise bestimmen und wie sie auf den Betrachter wirken. Seitens des Betrachters wird demnach die Landschaft als ein stimmungshaltiges, „von einer inneren ästhetischen Struktur beherrschtes Bild erlebt“ (z.B. Krause und Adam 1983).

■ **Psychologisch-phänomenologische Ansätze**

Psychologisch-phänomenologische Ansätze teilen mit dem physiognomischen Konzept die Vorstellung, daß das Landschaftsbild ein ästhetisch-emotionaler Wiederhall auf die je erlebte Landschaft ist. Dieser kommt zustande, weil der Landschaftsbetrachter als bedürftiges und zugleich imaginationsfähiges Wesen darauf aus ist, (ofmals sich selbst verborgene) Wünsche, Hoffnungen und Träume von einer besseren Welt, also existentielle Bedürfnisse, die er aufgrund seiner persönlichen Lebensgeschichte besitzt, symbolisch-assoziativ mit den wahrgenommenen, objektiven Landschaftsgegebenheiten zu verknüpfen (z.B. Adam, Nohl, Valentin 1986).

Nach Hoisl u.a. (1987) lassen sich grob zwei Ansätze charakterisieren:

- die psychologisch-empirische entspricht weitgehend dem o.a. dritten Ansatz
- die räumlich-normative entspricht weitgehend dem o.a. zweiten Ansatz.

„Da die Vertreter der psychologisch-empirischen Richtung keine elaborierte Ästhetiktheorie besitzen, sondern über empirisch analytische Untersuchungen herauszufinden versuchen, nach welchen ästhetischen Kriterien die Umwelt im Einzelfall und von Zeit zu Zeit durch verschiedene Landschaftsbild-„Nutzer“ erlebt wird, bleibt dieser Vorgehensweise ein hohes Maß an Praktikabilität versagt“ (Krause 1991).

Es wäre in der Praxis sicher hilfreich, wenn die vielen „Methoden-“ und „Modellbauer“ deutlicher als bisher ihre Varianten diesen drei bzw. zwei Grundmethodiken kennzeichnen würden.

Ungeachtet der methodischen Schulen sind die Objekte – die Wertträger – des Landschaftsbildes relativ einheitlich. In den „Empfehlungen zum Vollzug der Eingriffsregelung Teil II“ (AG ER, 1995)

wurden die Objekte des Landschaftsbildes gegliedert in die Schutzgutkomponenten

- Oberflächenform
- Atmosphäre
- Vegetation und Tiere
- Bebauung

und auf verschiedenen Maßstabsebenen katalogartig wiedergegeben.

Ähnlich, aber nicht so differenzierte Darstellungen finden sich bei Gassner und Winkelbrandt (1992).

Sehr viel schwieriger ist jedoch die Inwertsetzung. Dazu haben die Landes-

stellen in ihren „Empfehlungen zum Vollzug der Eingriffsregelung – Teil I“ von 1988 bereits Hilfen formuliert, die auch Eingang in entsprechende Anleitungen des BMV gefunden haben.

Wie bei der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ sind auch bei der Sicherung des Landschaftsbildes Funktions- und Wertelemente unterschiedlicher Bedeutung herauszustellen.

Zu den Funktions- und Wertelementen von allgemeiner Bedeutung gehören:

- landschaftliche Vielfalt,
- Landschaftscharakter/-eigenart, -schönheit,

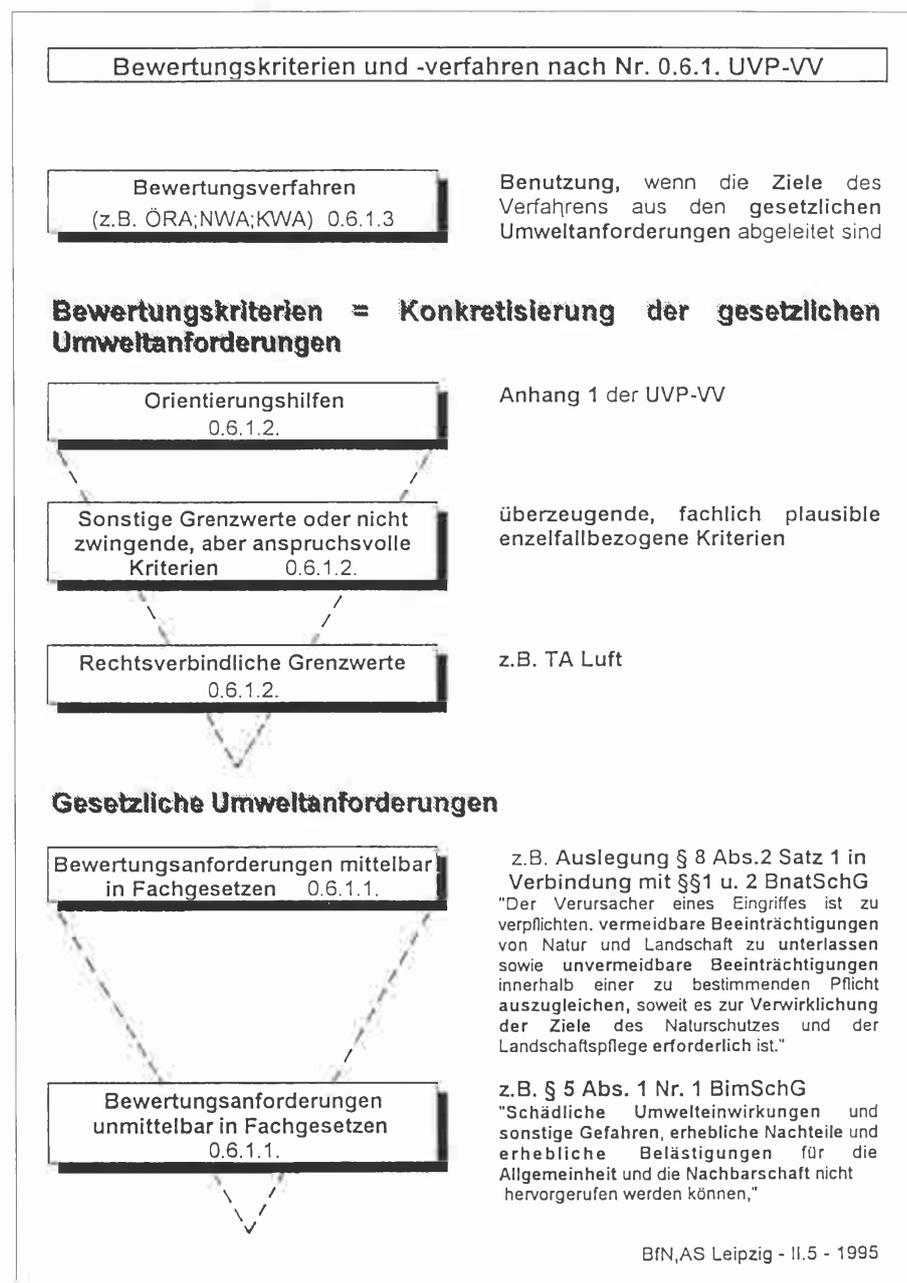


Abb. 4: Bewertungskriterien und -verfahren nach Nr. 0.6.1. UVP-VV

- natürliche Klima-/Luftverhältnisse,
- unbebaute Bereiche, Freiraumausstattung,
- Ruhebereiche.

Dabei ist der Erhaltung folgender, die Unverwechselbarkeit einer Landschaft ausmachenden Funktions- und Wertelemente eine besondere Bedeutung beizumessen, z.B.:

- natürliche und naturnahe Lebensräume mit ihrer spezifischen Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften

- erlebbaren natürliche und naturnahe Ausprägungen von Gestein, Boden, Wasser, Klima/Luft,
- strukturbildende natürliche Landschaftselemente,
- Gebiete mit kleinflächigem Wechsel der Nutzungsformen,
- charakteristische geländemorphologische Ausprägungen,
- naturhistorisch bzw. geowissenschaftlich bedeutsame Landschaftsteile und -bestandteile (z.B. geologisch interessante Aufschlüsse, Findlinge, Binnendünen)

- kulturhistorisch bedeutsame Landschaften, Landschaftsteile und -bestandteile (z.B. traditionelle Landnutzungs- oder Siedlungsformen).

Weitere Hilfestellungen gibt die UVP-Verwaltungsvorschrift. In ihr werden als Orientierungshilfen (nach Nummer 0.6.1.2) eine Vielzahl von Wertträgern genannt (Übersicht 1). In der Verwaltungsvorschrift wird bereits Wertträger mit Werten verknüpft, wenn in ihr diese „Wertträger“ als i.d.R. „nicht ausgleichbar“ definiert werden.

§ 1 BNatSchG weist dem Landschaftsbild folgende Attribute oder Bewertungskriterien zu:

- Eigenart
- Vielfalt und
- Schönheit.

Während „Eigenart“ einer fachbehördlichen und fachgutachterlichen Bewertung unterliegt – anhand der naturhistorischen und kulturhistorischen Entstehung der Landschaft –, die sie gegenüber „anderen“ Landschaften abgrenzbar und unverwechselbar macht, und die mittels der drei bereits erwähnten Vorgehensweisen

- Zielerreichungsgrad oder Zweck/Fakt-Wert

- Abweichungen vom wissenschaftlichen Idealtyp oder vom repräsentativen Typ

- Folgebewertung mit Hilfe von Modellbildungen

identifiziert und bewertbar wird, geht „Schönheit“ darüber hinaus und läßt sich – sofern die verwaltungsgerichtliche Auffassung erhalten bleibt, nämlich, daß Schönheit im Sinne der „Sichtweise des gebildeten Durchschnittsbetrachters“ zu bewerten sei, nur mit Hilfe sozialwissenschaftlicher Methodik ermitteln.

Während also Eigenart bereits in vorgelagerten Verwaltungsverfahren durch die Fachdisziplin zu bewerten ist, sollte aus pragmatischen Gründen das Bewertungskriterium „Schönheit“ dem „bürger-nahen“ Rechtsverfahren vorbehalten bleiben.

Das Kriterium „Vielfalt“ ist kaum als Bewertungsmaßstab geeignet. Vielmehr stellt es i.d.R. eine Dimension des Wert-trägers dar, meist gemessen auf originalen Skalen (geringe – hohe Vielfalt) oder aber als Ableitungskriterium der beiden Wertgebenden Kriterien „Eigenart“ und „Schönheit“ eingesetzt wird in

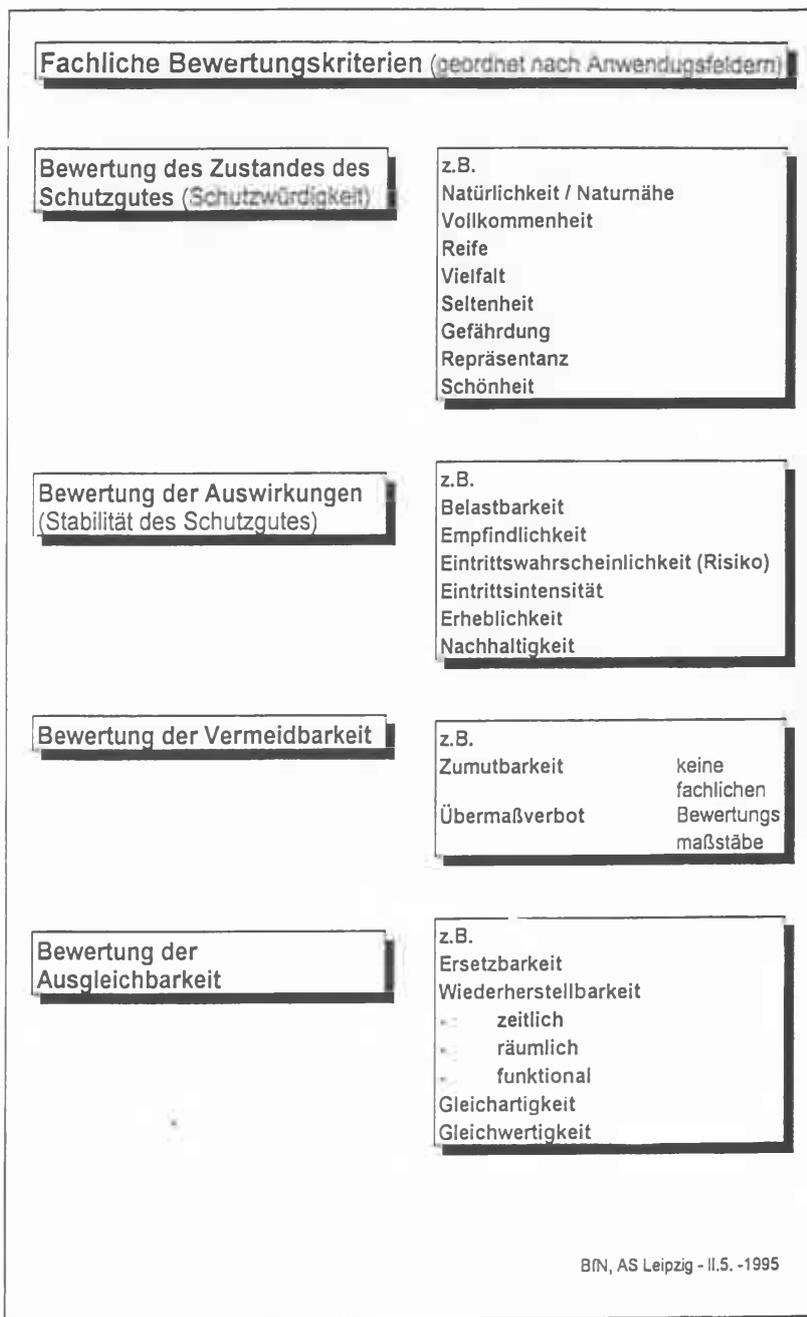


Abb. 5

dem Sinne, daß es eine für die „Eigenart“ der Landschaft charakteristische „Vielfalt“ gibt.

In der bereits erwähnten Veranstaltung des BfN (1990) wurden die Kriterien „Eigenart, Vielfalt und Schönheit“ im Zusammenspiel von Landschaftsbild und Eingriffsregelung diversen Bewertungskriterien unsystematisch zugeordnet – Abb. 5 zeigt den Versuch, die Vielzahl der Begriffe den Bewertungsanforderungen der Eingriffsregelung zuzuordnen. Leider fehlt vielen Methoden diese Stringenz der Zuordnung der Bewertungskriterien zu Arbeitsschritten und Anforderungen der Eingriffsregelung.

### 5. Anforderungen an Bewertungsverfahren für das Landschaftsbild unter den Bedingungen der Eingriffsregelung

Eine erste Bedingung ist bereits genannt, nämlich die richtige Zuordnung von Bewertungskriterien zu den Arbeitsschritten. Folgende Megastruktur ist bei der

Eingriffsregelung gerade im Hinblick auf die Trennung von Sach- und Wertdimensionen zu berücksichtigen (Abb. 6).

#### Erheblichkeit und Nachhaltigkeit

Nach Auffassungen der *ONB-NBLG BfN* (1993) ist der Erheblichkeit oder Nachhaltigkeit der Beeinträchtigungen immer dann gegeben, wenn Wert- oder Funktionselemente von besonderer Bedeutung (siehe *AG ER* 1988) ungeachtet der Schwere betroffen werden. Bei einer derartigen Auffassung kann sich hierbei die Bewertung der Auswirkungen insoweit vom Einzelfall lösen. Bei Wert- und Funktionselementen allgemeiner Bedeutung ist die Bewertung der Erheblichkeit oder Nachhaltigkeit aus dem Zusammenspiel von Landschaftsbild-Werträger, dessen Wert und Projektdimensionen im Einzelfall zu beurteilen.

#### Vermeidung

Vermeidung stellt auf planerische Standort- und Vorhabensoptimierungen oder

auf Vorkehrungen ab, die im Einzelfall festzulegen sind. Die Bewertungsproblematik ist insofern nicht so schwierig, weil es hierbei nicht um „echte“ Bewertungen geht.

#### Ausgleichsmaßnahmen

*Krause* (1995) hat folgende Typen von Ausgleichsmaßnahmen entwickelt – wobei die enge Bindung von Eingriff und Ausgleichsmaßnahme für das Landschaftsbild gegenüber der Ausgleichsmaßnahme für das Landschaftsbild auch die „landschaftsgerechte“ Neugestaltung als Ausgleich möglich ist. Anknüpfungstatbestand ist also für die Ausgleichsmaßnahme „Landschaftsbild“, was „landschaftsgerecht“ ist.

- 1. Typ:  
Ausgleich auf restaurativer Basis  
„Ziel ist die Wiederherstellung des Originalzustandes, wie er vor Beginn des Eingriffs bestanden hat.  
Beispiele:  
– Rekultivierung von Boden-/Gesteins-

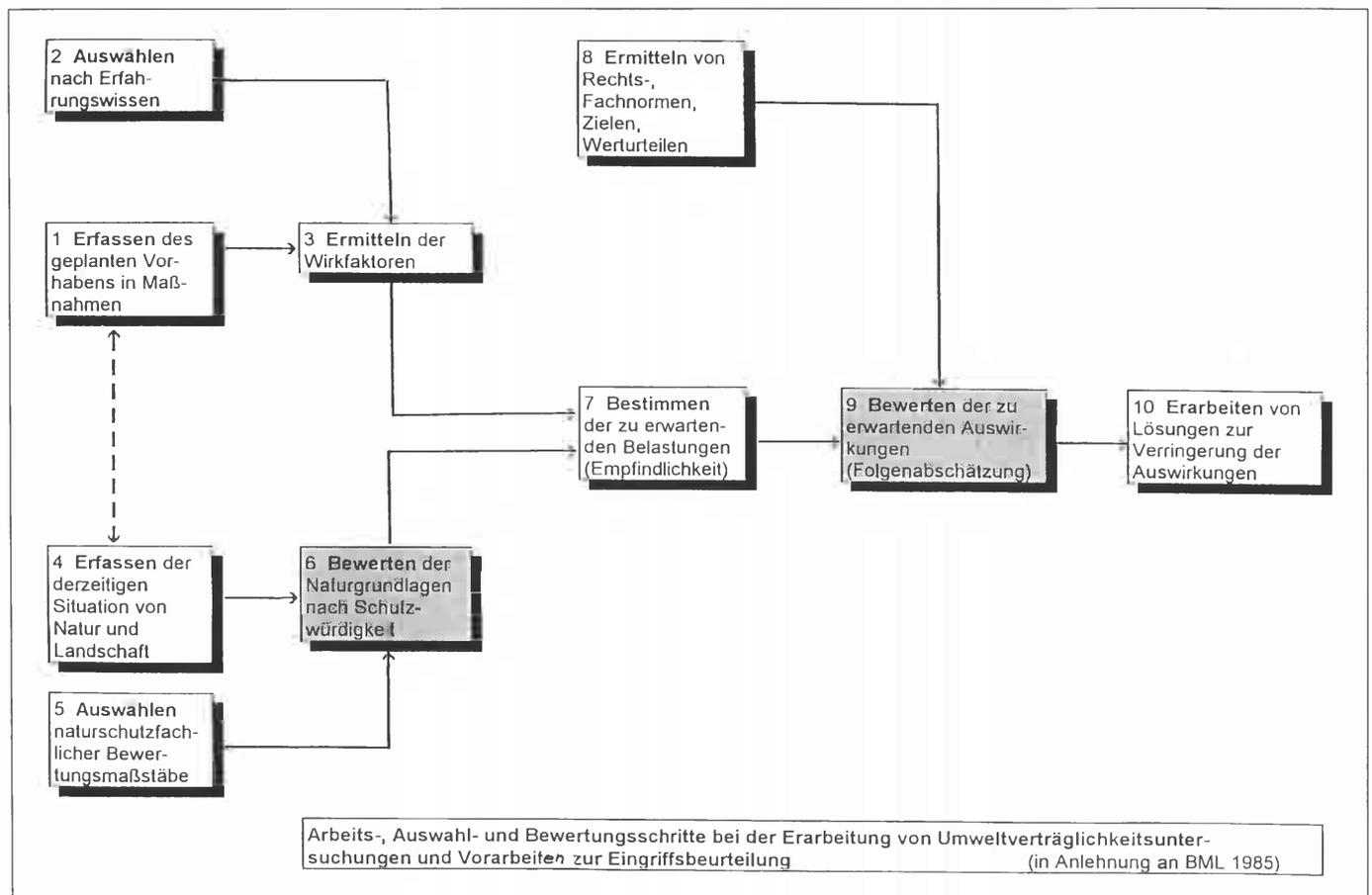


Abb. 6

entnahmestellen (Wiederverfüllung der Grube mit Boden / Gestein, Herstellung der vorherigen Geländeform, Wiedereinbringung der vormaligen Pflanzenausstattung und Bewirtschaftungsform);

– Überdeckung eines Straßenabschnittes (Herstellung einer sogenannten „Landschaftsbrücke“)

#### ■ 2. Typ:

Ausgleich auf strukturell-integrativer Basis  
Ziel ist die Einbindung des Vorhabens in das herrschende Anordnungsmuster und Anpassung an die Gestaltmerkmale der Landschaftselemente.

Beispiele:

– Fortsetzung von Alleen in bebaute Bereiche hinein und ringartige Baumpflanzung;

– Überquerung des Straßenbauwerks mit Heckenriegeln (auf brückenähnlichen Tragwerken) und Sichtverschattung durch dichte Bepflanzung auf den Straßenseitenstreifen.

#### ■ 3. Typ:

Ausgleich auf substitutiver Basis

Ziel ist die Herstellung einer ausgeglichenen Bilanz zwischen Bildwertverlusten und –anreicherungen im ganzheitlichen Landschaftsbild durch:

a) Ergänzung des lückenhaften Anordnungsmusters und/oder Behebung von elementaren Ausstattungsdefiziten

b) Verbesserung des landschaftscharakteristischen Gestaltentwicklungspotentials durch Wiederbelebung natürlicher und kultureller Vorgänge.

Beispiel zu a):

– Auffüllen von aufgerissenen Baumreihen oder Schließen von offenen Heckenmaschen, Zusammenfügen abgetrennter Waldstücke

Beispiel zu b):

– Wiederherstellung standortgerechter Vegetationsbestände, zum Beispiel durch Umwandlung forstlicher Monokulturen in artenreiche Wirtschaftswälder; Revitalisierung von Biotopstrukturen, zum Beispiel naturnaher Rückbau von begradigten und mit unbelebten Stoffen ausgebauten Fließgewässern;

– Beseitigung von Anlagen oder Aufhebung von Bewirtschaftungsformen, die das landschaftscharakteristische Anordnungsmuster oder Elementinventar stören: zum Beispiel Abriß einer baulichen Ruine und Flächenentsiegelung.

### Ersatzmaßnahmen

Ziel von Ersatzmaßnahmen ist es (nach Krause 1995), Beiträge zur weiteren Entlastung des Vorhabens durch Herabsetzung der Beeinträchtigungsbilanz beizutragen.

#### ■ 1. Typ:

Ersatzmaßnahmen haben eine andere Qualität als Ausgleichsmaßnahmen. So sind Maßnahmen zur Einengung oder Abdeckung (Verschattung) des optischen Wirkungsbereichs von eingriffsbedingten Beeinträchtigungen als Ersatzmaßnahmen einzustufen, weil sie nicht zur grundsätzlichen Behebung der strukturellen Veränderung beitragen, sondern nur standortabhängige Ansichten eliminieren oder reduzieren. Hierunter fallen Maßnahmen zur

■ Sichtverschattung auf der Ausgleichs(bemessungsfähigen)-Fläche (gemeinsame Deckungsfläche von Anordnungsmuster und Sichtbereich der eingriffsbedingten Beeinträchtigung);

■ Sichtverschattung außerhalb der Ausgleichs(bemessungsfähigen)-Fläche.

#### ■ 2. Typ:

Ersatzmaßnahmen sind nicht ausschließlich an die konkreten Auswirkungen des Einzelvorhabens und die davon direkt betroffenen Strukturen und Flächen gebunden. Zur Wiederherstellung des Landschaftscharakters durch Behebung von bereits bestehenden (vom vorliegenden regelungsbedürftigen Vorhaben unabhängige) Beeinträchtigungen außerhalb der Ausgleichs(bemessungsfähigen)-Fläche können folgende Kategorien unterschieden werden: Maßnahmen zur Aufhebung von

■ Beeinträchtigungen des gleichen Eingriffstyps (z.B. bestehende Abtrennung, Zerschneidung)

■ Störungen des Anordnungsmusters und/oder der Gestaltmerkmale von Landschaftselementen, die einem anderen Eingriffstyp zugehören.“

### Literatur

Adam, K.; Nohl, W. & Valentin, W. 1986: Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft, Minister für Umwelt-, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf.

AGER-Arbeitsgruppe 'Eingriffsregelung' der Landesanstalten/-ämter für Na-

turschutz und Landschaftspflege und der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL), 1988: Empfehlungen zum Vollzug der Eingriffsregelung. – In: *Natur und Landschaft*, 63 Jg., Heft 5 (Beilage).

AGER-Arbeitsgruppe 'Eingriffsregelung' der Landesanstalten/-ämter für Naturschutz und Landschaftspflege und des Bundesamtes für Naturschutz, 1995: Empfehlungen zum Vollzug der Eingriffsregelung (Teil II) – Inhaltlich-methodische Anforderungen an Erfassungen und Bewertungen der Arbeitsgruppe „Eingriffsregelung“ der Landesanstalten/-ämter für Naturschutz und Landschaftspflege und des Bundesamtes für Naturschutz; unveröffentlichtes Manuskript

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.) 1987: Wechselseitige Beeinflussung der Grundsätze, Ziele und Erfordernisse von Raumordnung und Umweltschutz. – Veröff. d. ARL, Bd. 65

BfN & Oberste Naturschutzbehörden der neuen Bundesländer und Bayern, Stand 24.11.93: Methodischer Leitfaden zur Umsetzung der Eingriffsregelung auf der Ebene der Planfeststellung/Plan genehmigung bei Verkehrsprojekten Deutsche Einheit, vervielf. Bonn-Bad Godesberg.

Bechmann, A., 1981: Grundlage zur Planungstheorie und Planungsmethodik. – UTB Nr. 1088, Bern, Stuttgart

Bechmann, A., 1995: Anforderungen an Bewertungsverfahren im Umweltmanagement – Dargestellt am Beispiel der Bewertung für die UVP. – In: Dokumentation zu den 11. Pillnitzer Plannergesprächen

Beirat für Naturschutz und Landschaftspflege beim Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Stellungnahme), 1985: Umweltverträglichkeitsprüfung für raumbezogene Planungen und Vorhaben. – Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Reihe A: Angewandte Wissenschaft, H. 313

BMU – Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und BMV – Bundesminister für Verkehr, 1992: Ökologische Anforderungen an Verkehrsprojekte – Verwirklichung Deutsche Einheit –, In: *Verkehrsblatt*, Amtlicher Teil, Heft 9.

- BMV – Bundesminister für Verkehr*, 1987: Hinweise zur Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege beim Bundesfernstraßenbau – HNL-StB 87, BMV – Abteilung Straßenbau (Hrsg.), Bonn.
- BMV – Bundesminister für Verkehr*, 1992: Ergänzende Hinweise zu den „Ökologischen Anforderungen an Verkehrsprojekte – Verwirklichung Deutsche Einheit –“, Manuskript.
- BMV – Bundesminister für Verkehr*, 1993: Empfehlungen für die Abhandlung der Eingriffsregelung im Straßenbau, F.E. 02.133 R89L i.A. des Bundesministeriums für Verkehr, Bund-Länder Arbeitskreis Eingriff – Ausgleich, Smeets + Damaschek, Köln.
- BNatSchG – Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz)* in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. März 1987 (BGBl. I S. 889), zuletzt geändert durch Gesetz vom 6. August 1993 (BGBl. I S. 1458).
- Brink, A. & Wöbse, H.H.*, 1989: Die Erhaltung historischer Kulturlandschaften in der Bundesrepublik Deutschland. Untersuchung zur Bedeutung und Handhabung von § 2, Grundsatz 13, des Bundesnaturschutzgesetzes. – Hannover: Universität, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz. o.O. (Bonn): Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit o.J. (1990), 121 S.
- Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL)* (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabungen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. Dokumentation einer Arbeitstagung vom 12. bis zum 14. September 1990 in Bonn. – Bonn-Bad-Godesberg: BFANL 1991, 244 S.
- Gareis-Grahmann, F.-J.*, 1993: Landschaftsbild und Umweltverträglichkeitsprüfung. Analyse, Prognose und Bewertung des Schutzgutes „Landschaft“ nach dem UVPG. – Beiträge zur Umweltgestaltung, Reihe A 132. – Berlin: Erich Schmidt Verl., 270 S.
- Gassner, E.*, 1995: Zur Bewertung der Auswirkungen von UVP-Projekten auf die Umwelt. – In: Dokumentation zu den 11. Pillnitzer Planergesprächen
- Gassner, E. & Winkelbrandt, A.*, 1992: Umweltverträglichkeitsprüfung in der Praxis. – 2. Aufl., München
- Hoisl, R., Nohl, W. & Zöllner, G.*, 1987: Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung. Empirische Grundlagen zum Erlebnis der Agrarlandschaft. – Materialien zur Flurbereinigung, Heft 11. – München: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 161 S.
- Hoppenstedt, A. & Stocks, B.*, 1991: Visualisierung bzw. Simulation von Landschaftsbildveränderungen. – In: *Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL)* (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. – Bonn-Bad Godesberg, S. 97-120
- Krause, C.L.*, 1985: Zur planerischen Sicherung der Landschaftsbildqualitäten im Eingriffsfall. – In: *Eingriffe in Natur und Landschaft durch Fachplanungen und privaten Vorhaben*. Dokumentation zum 183. Kurs des Instituts für Städtebau Berlin gemeinsam mit der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn vom 28. bis 30. Mai 1984 in Grünberg/Hessen, S. 136-152. – Berlin: Institut für Städtebau Berlin der Deutschen Akademie für Städtebau und Landesplanung 1985 (= Veröff. d. Inst. f. Städtebau Berlin der Deutschen Akademie für Städtebau und Landesplanung, Bd. 37).
- Krause, C.L.*, 1991: Lösungsansätze zur Berücksichtigung des Landschaftsbildes in der Eingriffsregelung im Spannungsfeld zwischen Theorie und Praxis. – In: *Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL)* (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. Dokumentation einer Arbeitstagung vom 12. bis 14. September 1990 in Bonn. – Bonn-Bad Godesberg: S. 75-95
- Krause, C.L.* 1991: Die Praxis der Landschaftsbilderfassung am Beispiel Straßenbau. – In: *Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL)* (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. Dokumentation einer Arbeitstagung vom 12. bis 14. September 1990 in Bonn. – Bonn-Bad Godesberg: S. 121-141
- Krause, C.L. & Adam, K.*, 1983: Landschaftsbilder der Bundesrepublik Deutschland. – In: *Krause, C.L., Akam, K. & Schäfer, B.*: Landschaftsbildanalyse. Methodische Grundlagen zur Ermittlung der Qualität des Landschaftsbildes, S. 52-113. – Bonn-Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 25, 168 S.
- Kühling, W.*, 1989: Grenz- und Richtwerte als Bewertungsmaßstäbe für die Umweltverträglichkeitsprüfung. – In: *Hübner/Otto/Zimmermann*: Bewertung der Umweltverträglichkeit. – Taunusstein
- Nohl, W.*, 1991: Konzeptionelle und methodische Hinweise auf landschaftsästhetische Bewertungskriterien für die Eingriffsbestimmung und die Festlegung des Ausgleichs. – In: *Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL)* (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. Dokumentation einer Arbeitstagung vom 12. bis 14. September 1990 in Bonn. – Bonn-Bad Godesberg: BFANL, S. 59-73
- Schermer, E.R.*, 1995: Bewertung von Organismen und Flächen aus der Sicht eines Biologen. – In: Dokumentation zu den 11. Pillnitzer Planergesprächen
- UVPG – Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung* vom 12. Februar 1990 (BGBl. I S. 205), zuletzt geändert durch Gesetz vom 27. Dezember 1993 (BGBl. I S. 2378).
- UVPVwV – Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeit*: Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Ressortabgestimmter Referentenentwurf vom 29. September 1994, Bundesratsdrucksache vom 30.9.1994
- Winkelbrandt, A.*, 1991: Anforderungen der Eingriffsregelung an die Erfassung. – In: *Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL)* (Hrsg.): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. Dokumentation einer Arbeitstagung vom 12. bis 14. September 1990 in Bonn. – Bonn-Bad Godesberg: BFANL, S. 229-232

*Winkelbrandt, A.*, 1995: Die Bedeutung von Bewertungsverfahren in Umweltverträglichkeitsstudien und Landschaftspflegerischen Begleitplänen zur Fernstraßenplanung als Entscheidungsgrundlagen für die Bundesverwaltungen. — In: Dokumentation zu

den 11. Pillnitzer Planergesprächen  
*Winkelbrandt, A. & Peper, H.*, 1989: Zur Methodik der Landschaftsbilderfassung und -bewertung für Umweltverträglichkeitsprüfungen. — *Natur und Landschaft* 64 (7, 8), S. 303-309

#### **Anschrift des Verfassers**

A. Winkelbrandt  
Bundesamt für Naturschutz  
AS-Leipzig  
Karl-Liebkecht-Straße 143  
04277 Leipzig

# Rechtliche Anforderungen an die Bewertung von Eingriffen

von Hans Walter Louis

## 1. Einführung

Die rechtlichen Anforderungen an die Bewertung von Eingriffen legen zugleich die fachlichen Mindeststandards fest, die bei der Umsetzung der Eingriffsregelung zugrunde zu legen sind.

Von besonderer Bedeutung ist hier die Standardisierung der Bewertungsverfahren zur Festlegung der Schwere des Eingriffs und der erforderlichen Kompensation.

Seit die Umsetzung der Eingriffsregelung ernst genommen wird – und das ist noch nicht allzu lange – ist die Bewertung von Eingriffen und, daraus abzuleiten, der Umfang der erforderlichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen umstritten. Die Forderung nach Vereinfachungen und dennoch nachvollziehbaren Bewertungsverfahren möglichst an Hand schematisierter Bewertungen wird verstärkt erhoben, seit die Eingriffsregelung in der Bauleitplanung umzusetzen ist, verwunderlich ist, daß die Straßenbauverwaltungen in vielen Bundesländern die Eingriffsregelung auch ohne solche Verfahren zufriedenstellend anwenden, deren Erfahrungen aber für die Bauleitplanung nicht genutzt werden.

Kritiker standardisierter Verfahren führen das plötzliche Bedürfnis nach solchen Verfahren auf die mangelnde natur-schutzfachliche Qualifikation der mit der Bauleitplanung beauftragten Planer. Ein fähiger Landschaftsplaner, so wurde mir versichert, benötige solche Standards nicht. Allerdings zeigt die Praxis, daß die für erforderlich gehaltenen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen auch bei gleichen Sachverhalten in Art und Umfang unterschiedlich ausfallen. Diese ist weniger auf die unzureichende Qualifikation des einzelnen Planer zurückzuführen, als auf den Mangel an einheitlichen Wertvorstellungen und Konventionen. Diese unterschiedlichen Maßstäbe bei der Anwendung der Eingriffsregelung rufen den Widerstand der Betroffenen hervor, die diese Maßnahmen bezahlen sollen. Sie fordern nachvollziehbare Begründung für Art und Umfang der Kompensationsmaßnahmen

ein. Dabei ist der Hinweis auf ähnliche Fälle, in denen weniger oder andere Kompensationsmaßnahmen angeordnet wurden, die Grundlage für die Ablehnung der Maßnahmen.

Standardisierten Verfahren wird zudem im allgemeinen unterstellt, daß sie zu zutreffenden Ergebnissen kommen. Dabei ist es allgemein bekannt, daß z.B. Statistiken leicht manipulierbar sind. Dennoch scheint die Begründung von Kompensationsmaßnahmen aus der Eingriffsregelung gegenüber einem Gemeinderat leichter zu fallen, wenn die Verwaltung sich auf quasi-mathematische Verfahren stützen kann. Standardisierte Verfahren haben insoweit den Vorteil, daß ihre landesweite Anwendung zumindest eine annähernde Gleichbehandlung gleichartiger Fälle im Lande sicherstellt.

## 2. Standardisierungen im Recht

Die Akzeptanz im Naturschutz für schematische oder mathematisierte Bewertungsverfahren ist gering. Während für andere Umweltmedien feste Wertgrenzen und Konventionen zu deren Schutz oder Nutzung durch Rechts- oder Verwaltungsvorschriften oder sonstige Normungen Gang und Gäbe sind, werden sie im Naturschutz nicht für akzeptabel angesehen, da sie dem Einzelfall nicht immer gerecht werden.

Die Erkenntnis, daß Normierungen nicht unbedingt zu einer im Einzelfall vollständigen und zufriedenstellenden Lösung führen können, ist nichts Neues. Die Festlegung pauschaler Standards ist in der Rechtsprechung durchaus üblich. Sie wird sogar in weitem Umfang akzeptiert, selbst wenn keine gesetzliche Grundlage vorhanden ist. Ein gutes Beispiel hierfür ist das Schmerzensgeld, das von den Gerichten in weitem Umfang nach einer Tabelle festgesetzt wird. Im Unterhaltsrecht werden pauschale Tabellen verwendet, um den angemessenen Unterhalt von Ehegatten oder Kindern festzulegen.

Auch im öffentlichen Recht sind Standards an der Tagesordnung. Lärm ist eine sehr subjektive Empfindung. Die Stärke

von Lärm läßt sich zwar objektiv messen, doch ob er störend ist, wird von einzelnen sehr unterschiedlich beurteilt. Der Motorradfahrer mag seine röhrende Maschine lieben, der Nachbar hingegen weniger, vor allem um Mitternacht. Es bestehen eine Anzahl von nicht gesetzlichen Regelungen, wie die die Zulässigkeit von Lärm regelnde TA-Lärm. Auch die Werte der TA-Luft sind Standards, die dem Einzelfall nicht immer gerecht werden und auf subjektive Empfindungen wenig Rücksicht nehmen. Solche nicht objektivierbaren Beeinträchtigungen können nur durch Konventionen in zumutbare und nicht zumutbare Beeinträchtigungen eingestuft werden. Die Unwägbarkeiten, die im Naturschutz gegen Standardisierungen sprechen, gelten auch in den o.g. Bereichen. Dennoch sollte man beachten, daß z.B. das Schlagwort TA-Eingriff mehr verspricht, als es halten kann. Die TA-Luft wird auf der Grundlage des § 48 BImSchG, die TA-Abfall auf der Grundlage des § 4 (5) AbfG in einem fast schon förmlichen Beteiligungsverfahren erlassen. Eine Rechtsgrundlage zum Erlaß einer TA-Eingriff gibt es hingegen nicht, so daß die Länder an eine solche Verwandlungsvorschrift des Bundes nicht gebunden wären. Sie können sie nur freiwillig übernehmen.

## 3. Standardisierungen der Eingriffsregelung

Auch wenn es keine gesetzliche Grundlage für ein bundesweites Eingriffsschema gibt, ist die Eingriffsregelung Standardisierungen und Konventionen durch Verwaltungsvorschriften der Länder zugänglich. Das Naturschutzrecht arbeitet mit sehr weiten Begriffen wie „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ oder „Eigenart, Vielfalt und Schönheit des Landschaftsbildes“. Es bestehen keine grundsätzlichen juristischen Bedenken, diese Begriffe durch Verwaltungsvorschriften zu konkretisieren. Das gilt auch für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Ein Ausgleich ist gegeben, wenn nach Beendigung des Eingriffs keine erheblichen Beeinträchtigungen des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes zurückbleiben, die gestörten Funktionen gleichartig (im betroffenen Raum in gleicher Weise) wieder hergestellt wurden. Ein Ersatz liegt vor, wenn die gestörten Funktionen und Werte des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes gleichwertig (im betroffenen Raum in

ähnlicher Art und Weise) wieder hergestellt sind. Gerade hier ergeben sich Spielräume, die durch Vorgaben gefüllt werden können, z.B. wann die verbliebene Beeinträchtigung im Sinne eines Ausgleichs noch „erheblich“ ist oder wann die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild „in ähnlicher Art und Weise wieder hergestellt“ sind. Vorgaben können die Handhabbarkeit der Normen erleichtern. Dies ist juristisch durchaus wünschenswert. Doch müssen standardisierte oder gar mathematisierte Verfahren den Anforderungen der Eingriffsregelung gerecht werden.

Die Diskussion, ob solche Verfahren fachlich sinnvoll sind, will ich hier nicht führen; sie hat, wie mir scheint, teilweise ideologischen Charakter. Dieser Vortrag beschränkt sich auf juristische Grenzen standardisierter Verfahren.

Es sind zur Zeit zahlreiche Verfahren in Gebrauch. In Nordrhein-Westfalen wird das Modell Adam/Nohl/Valentin angewendet. In Niedersachsen ist eine vom Niedersächsischen Städtetag, dem Umwelt- und dem Sozialministerium erarbeitete „Arbeitshilfe zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung“ erschienen. Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie hat „Naturschutzfachliche Hinweise zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung“ herausgegeben, die das Problem naturschutzfachlich gründlich angehen. Zudem werden in Niedersachsen in den Gemeinden verschiedene Modelle praktiziert. Einige niedersächsische Gemeinden wenden das Modell Adam/Nohl/Valentin an. Eine Vielzahl der Gemeinden stützt sich auf das sog. Osnabrücker Modell. Die Städte Braunschweig und Hannover haben eigene Modelle entwickelt. Der Bedarf nach solchen schematisierten Verfahren ist offensichtlich erheblich. Das VG Oldenburg (Niedersächsischer Städtetag – Nachrichten 1995, 69) hat klargestellt, daß es den Gemeinden freisteht, sich jedes brauchbaren Modells bei der Anwendung der Eingriffsregelung zu bedienen. In konkreten Fall hat es das Verfahren Adam/Nohl/Valentin bestätigt, zumindest solange für Niedersachsen kein verbindliches Modell existiert. Bei der Diskussion einheitlichen Verfahren sollte man nie aus den Augen verlieren, daß den Gemeinden im Rahmen der Bauleitplanung eine umfassende Planungshoheit zusteht. Daher können sie durch Erlasse der Landesregierung nicht auf die Anwendung bestimmter Bewer-

tungsverfahren verpflichtet werden. Das Land kann hier nur Hinweise und Ratschläge geben. Die Gemeinden können auch auf die Anwendung eines solchen Modells verzichten oder sich für andere Verfahren entscheiden. Relevant ist nur, daß ein fachlich vernünftiges Ergebnis herauskommt.

Ungeeignet zur Bewertung der Eingriffsregelung sind im Regelfall die Verfahren zur Berechnung der Ausgleichsabgabe, die in einigen Bundesländern bestehen. Zum einen hat die Ausgleichsabgabe im Regelfall (von Hessen abgesehen) die Funktion, für verbleibende Beeinträchtigungen durch den Eingriff, die auch durch Ersatzmaßnahmen nicht ausgeglichen werden können, einen Geldbetrag zu erheben. Somit erfüllt die Ausgleichsabgabe einen anderen Zweck als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Darüber hinaus sind die dort festgesetzten Werte nicht an fachlichen Kriterien meßbar, da eine Verordnung eine gesetzliche Vorgabe darstellt, die nur daran zu messen ist, ob sie von der jeweiligen gesetzlichen Ermächtigungsgrundlage gedeckt ist.

### 3.1 Die Bewertung von Eingriffen

Die Bewertung von Eingriffen erfolgt auf 2 Ebenen:

1. Auf der Ebene der Tatbestandsvoraussetzung zur Feststellung der Schwere der durch den Eingriff zu erwartenden Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und der Landschaftsbildes und
2. auf der Ebene der Rechtsfolgen zur Bestimmung des Umfangs von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.

Bei der Anwendung schematischer Verfahren muß sich der Anwender darüber im klaren sein, ob dieses Verfahren für die Bewertung der Schwere des Eingriffs oder für die Ermittlung des Umfangs der erforderlichen Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen oder für beides geeignet ist. Ein Verfahren, das lediglich für die Ermittlung des Umfangs von Kompensationsmaßnahmen erstellt wurde, ist für eine Bewertung der Schwere des Eingriffs im Regelfalle ungeeignet. Es kann daher in diesem Bereich nicht verwendet werden.

#### 3.1.1 Die Bestandsaufnahme

Grundlage der qualitativen und quantitativen Bestimmung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ist eine ausreichende Er-

fassung des Zustandes von Natur und Landschaft. Fehlt es bereits daran, kann der Eingriff nicht angemessen beurteilt werden, so daß auch keine zutreffenden Kompensationsmaßnahmen abgeleitet werden können. Ist die Tatsachengrundlage für die Anwendung der Eingriffsregelung nicht ausreichend ermittelt, sind auch die darauf aufbauenden weiteren Entscheidungen meistens mangelhaft. Das gilt für die Anwendung der Eingriffsregelung im Genehmigungsverfahren wie auch in der Bauleitplanung. Es ist heute unbestritten, daß ohne eine ausreichende Bestandsaufnahme Abwägungen und Bewertungen per se unzutreffend sind (zuletzt OVG Lüneburg, Baurecht 1995, S. 501 ff.).

#### 3.1.2 Umfang der Bestandsaufnahme

Zunächst ist festzulegen, wie umfangreich die Bestandsaufnahme sein soll. Dafür ist der Untersuchungsrahmen abzustecken der den Untersuchungsraum, den Untersuchungsinhalt, die Untersuchungsmethoden und den Untersuchungsschwerpunkt festlegt.

#### Der Untersuchungsraum

Der Untersuchungsraum deckt sich nicht zwangsläufig mit der Fläche oder dem Plangebiet, auf der oder in dem der Eingriff stattfinden soll. Er umfaßt vielmehr den Bereich, in dem mit Auswirkungen des Vorhabens auf die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und das Landschaftsbild zu rechnen ist. Dazu müssen Informationen über die Empfindlichkeit der Schutzgüter gegenüber potentiellen Beeinträchtigungen und Erkenntnisse über die Wirkfaktoren des Vorhabens vorliegen. Die erforderlichen Informationen werden häufig erst durch die Bestandsaufnahme erlangt, so daß insofern wieder Rückwirkungen auf die Abgrenzung des Untersuchungsraums eintreten können. Es handelt sich also um einen kybernetischen Vorgang. Auch Erkenntnisse über die Wirkfaktoren des Vorhabens können sich im Verlauf der Bestandsaufnahme ändern, so daß der Untersuchungsraum entsprechend angepaßt werden muß.

#### Der Untersuchungsumfang

Wie gründlich Bestandsaufnahmen zu erfolgen haben, ist juristisch nicht abschließend geklärt. Die Gerichte neigen zu der banalen Aussage, daß zu untersuchen ist,

was nach Lage der Dinge einer Untersuchung bedarf. Der Untersuchungsgegenstand muß sich demnach nicht aufdrängen, um ihn zum Gegenstand der Bestandsaufnahme zu machen. Es genügt, wenn vernünftige Anhaltspunkte vorliegen, die eine Untersuchung als angemessen erscheinen lassen. Hieraus folgt, daß die Tiefe der Untersuchung aus Verdachtsmomenten abzuleiten ist. Aufgrund der Komplexität der verschiedenen Wirkungsfaktoren im Naturhaushalt sind detaillierte Aussagen oft nur über längere Beobachtungszeiträume möglich. Bestimmte Umstände, wie z.B. zufällige Wetterlagen (ein besonders heißer oder kalter Sommer) können z.B. die Artenzusammensetzung in einem Bereich wesentlich verändern, so daß Ergebnisse zufällig sind. War ein Jahr besonders naß, können sich Bereiche als Feuchtgrünland darstellen, die in anderen Jahren trocken sind. Untersuchungen von 5 Jahren oder mehr vorangehen, da ansonsten auf wirtschaftliche oder gesellschaftliche Bedürfnisse nicht reagiert werden kann. Hier muß man sich auf Konventionen einigen, um die verschiedenen Interessen zur Deckung zu bringen. Im Regelfall genügt eine Vegetationsperiode (März bis September), um ausreichende Daten zu erhalten; doch können besondere Umstände auch längere Untersuchungen erfordern. Andererseits ist es möglich, daß über einen Bereich ausreichende Kenntnisse vorhanden sind, so daß auf langwierige Untersuchungen verzichtet werden kann. Darüber hinaus gibt es Flächen, in denen sich vegetationskundliche Untersuchungen erübrigen können. Soweit der Zustand einer Fläche auch ohne Untersuchung erkannt werden kann, ist eine Untersuchung entbehrlich, z.B. bei einem versiegelten Parkplatz. Bei landwirtschaftlich genutzten Flächen muß zumindest geklärt werden, welche ökologischen Beziehungen sich zur Umgebung aufgebaut haben. Grenzt die Fläche auf der einen Seite an bestehende Industrie und auf der anderen Seite an eine sechspurige Autobahn, erübrigt sich eine solche Untersuchung. Den Bestand an Bäumen eines Waldes festzustellen, ohne die ökologische Bedeutung zu untersuchen, ist jedenfalls ungenügend (OVG Lüneburg, a.a.O.).

### Das Arbeiten mit Hypothesen

Im Bereich der Arten- und Lebensgemeinschaften ist eine standardisierte Betrachtung

mit Hilfe von Leitarten ein gängiger Weg. Werden bestimmte Leitarten festgestellt, erübrigt sich die Untersuchung anderer Arten, die üblicherweise mit diesen Leitarten einhergehen. Deren Existenz wird für die weitere Betrachtung unterstellt. Will die Gemeinde von der untypischen Situation ausgehen, daß die Leitarten die Existenz anderer Tier- und Pflanzenarten nicht bedingen, ist dies durch eine Untersuchung zu belegen.

Unzulässig ist eine sog. „worst case“ Betrachtung, die ohne Bestandsaufnahme oder sonstige Untersuchung die Existenz aller möglichen Faktoren der Eingriffsregelung für das weitere Verfahren als gegeben unterstellt und dann in die Abwägung einstellt. Dieser Ansatz ist nicht haltbar, da er schon bei der Tatsachenerhebung davon ausgeht, daß das Vorhaben zulässig ist und die Belange von Natur und Landschaft, unabhängig von ihrer Bedeutung, auf jeden Fall zurücktreten. Dies ist eine in einem Abwägungsverfahren unzulässige Annahme.

### 3.1.3 Die Bewertung des Zustandes von Natur und Landschaft vor dem Eingriff

#### Der aktuelle Zustand oder die Entwicklungspotentiale als Grundlage der Bewertung

Ist der Zustand von Natur und Landschaft ausreichend ermittelt, gilt es festzustellen, inwieweit sich das geplante Vorhaben als Eingriff darstellt und wie schwer dieser Eingriff in Naturhaushalt und Landschaftsbild einzustufen ist. Bei dieser Bewertung stellt sich die Frage, ob ausschließlich auf den tatsächlichen Zustand von Natur und Landschaft abgestellt wird.

Wissenschaftlich gibt es dafür verschiedene Bewertungsverfahren

1. Einzelfallunabhängige Biotopverfahren (Indirektverfahren)
2. Biotopverfahren mit Einzelfallbezug (Direktverfahren)
3. Biotopverfahren mit fallweiser funktionaler Ergänzung
4. Schutzgutorientierte Verfahren
5. Funktionsorientierte Einzelverfahren.

Zu den Verfahren nach Nr. 1 bis 3 ist anzumerken, daß sie Arten- und Biotop-schutz in den Vordergrund stellen. Bei der Anwendung solcher Verfahren ist daher unbedingt zu berücksichtigen, daß an-

dere wesentliche Schutzgüter der Eingriffsregelung, wie z.B. Klima/Luft, nicht abgedeckt werden und insoweit ergänzend zu betrachten sind. Sonst ist die Eingriffsregelung in der Planung nicht angemessen berücksichtigt.

Juristisch sind grundsätzlich alle Verfahren zulässig. Es stellt sich die Frage, welches Verfahren der Eingriffsregelung am besten gerecht wird. Schutzgutorientierte Verfahren sind vorzuziehen, da damit alle Schutzgüter der Eingriffsregelung berücksichtigt werden. Bei der Bewertung von Biotopen sollte das Indirektverfahren angewendet werden, bei dem einzelfallunabhängig auf den Biotopwert abgestellt wird. Praktiziert wird zur Zeit wohl eher das Direktverfahren, bei dem der aktuelle Zustand des Biotops ausschlaggebend ist. Der entscheidende Nachteil dieses Verfahrens liegt darin, daß der aktuelle Zustand der Fläche oft zufällig ist. Eine landwirtschaftliche Fläche in einem Grünbracheprogramm stellt sich als wertvoller dar als eine intensiv genutzte Fläche. Eine Fläche, die noch nicht drainiert wurde, wird als wertvoller angesehen als die drainierte Nachbarfläche. Damit wird derjenige, der bei seiner Nutzung des Grundstücks, die Belange von Natur und Landschaft berücksichtigt hat, anders behandelt als jemand, der ohne Rücksicht auf Verluste sein Grundstück nutzt. Häufig tritt wirtschaftlich gesehen für den „vernünftigen“ Nutzer dadurch ein Nachteil ein, weil sein Grundstück ggf. mit höheren Kompensationsmaßnahmen belastet oder als unbebaubar eingestuft wird. Hinzu kommt, daß der aktuelle Zustand des Grundstücks für die Zukunft nicht gesichert ist. Eine zur Zeit durchgeführte extensive Weidenutzung mag keine Zukunft haben, da der landwirtschaftliche Betrieb mangels ausreichender ökonomischer Grundlage oder der Bereitschaft eines Nachfolgers, ihn zu übernehmen, geschlossen werden wird. Diese Zufälligkeiten zur Grundlage der Bewertung des Zustandes von Natur und Landschaft zu machen, führt zu erheblichen Unzulänglichkeiten und Ungerechtigkeiten. Gerade die längerfristig angelegte Bauleitplanung sollte nicht auf den zur Zeit zufällig gegebenen Zustand von Flächen abstellen, vielmehr sind die vorhandenen Entwicklungspotentiale für die Beurteilung der Fläche die entscheidenden Kriterien, denn die Entwicklungsmöglichkeiten der Fläche werden durch eine bauliche Nutzung auf unabsehbare Zeit

gestoppt. Juristisch bestehen gegen diese Vorgehensweise keine Bedenken, im Gegenteil; sie erscheint weniger von Zufälligkeiten beherrscht und daher gerechter.

#### **Ermittlung des Eingriffs in die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und das Landschaftsbild**

Die Schwere des Eingriffs in die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts wird durch eine hypothetische Gegenüberstellung des Zustands von Natur und Landschaft vor und nach dem Eingriff ermittelt. Die Darstellung der vorgesehenen Veränderungen umfaßt die Beschreibung des Vorhabens und der davon ausgehenden Wirkungen. Die zu erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigungen führenden Auswirkungen des Projekts sind zu identifizieren. Es sind alle bau-, anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen vollständig darzustellen. Wesentlich sind die Art der Wirkungen, ihre Intensität, räumliche Ausdehnung und die Dauer ihres Auftretens. Die Kenntnis der räumlichen Ausdehnung ermöglicht eine Abgrenzung des notwendigen Untersuchungsgebiets. Es sind Standort- und Projektvarianten einzubeziehen, um sie hinsichtlich ihrer Umwelteffekte zu vergleichen. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung, um die Vermeidbarkeit von Beeinträchtigungen zu prüfen.

Die Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes ist anhand wissenschaftlicher Kriterien zu bestimmen. Das gilt auch für die Vielfalt und Eigenart der Landschaft. Nur bei der Schönheit der Landschaft wird auf den Durchschnittsbeobachter abgestellt (abwegig: Stich/Mitchang, Kommentar zum LPfIG RP, § 8a Rn. 7, die auch für Beurteilung der Beeinträchtigungen des Naturhaushalts einen durchschnittlichen, für den Naturschutz aufgeschlossenen Beobachter heranziehen).

#### **4. Die Festlegung des Umfangs von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen**

Ist der Umfang der Beeinträchtigung festgelegt, stellt sich die Frage nach dem Umfang der Kompensationsmaßnahmen. Die nicht vermeidbaren Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes sind aus-

zugleichen. Soweit ein Ausgleich nicht möglich ist, sind Ersatzmaßnahmen anzuordnen.

##### **4.1 Die Bewertung von Kompensationsmaßnahmen**

###### **Zeitliche Faktoren als Teil der Bewertung**

Die Festlegung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen macht erhebliche Schwierigkeiten, nicht zuletzt, weil die Zeit einen erheblichen Faktor darstellt. Wenn für einen gefällten alten Baum 2700 neue Bäume zu pflanzen sind, so ist diese Aussage nur zu einem bestimmten Zeitpunkt zutreffend, nämlich wenn die gepflanzten Bäume sehr jung sind. Mit zunehmendem Alter verstärkt sich die Funktion eines jeden Baums. Nach 20 Jahren mag die Lage dann so sein, daß der ursprünglich zu ersetzende Baum abgängig wäre, während die Ersatzbäume nun einen Wald wertvoller alter Bäume bilden. Es tritt eine „Überkompensation“ ein. Insofern müssen Konventionen gefunden werden, die den Zeitpunkt für die Feststellung der Kompensation bestimmen. Von wesentlicher Bedeutung ist dabei die Wiederherstellbarkeit von Biotopen. Ist ein Biotop nur sehr langfristig wiederherstellbar, muß bei einer Kompensation der Zeitfaktor berücksichtigt werden. Je kurzfristiger ein Biotop hingegen wieder entsteht, um so weniger spielt der Zeitfaktor eine Rolle. Der Verursacher ist nach der Eingriffsregelung nicht verpflichtet, Verbesserungen herbeizuführen; er soll nur die tatsächlichen Beeinträchtigungen ausgleichen. Das geht, wegen der Eigendynamik der Natur, nur durch Festlegung von Konventionen.

###### **Der betroffene Raum**

Zudem ist der Raum festzulegen, in dem die Kompensationsmaßnahmen durchgeführt werden können. Die Eingriffsregelung geht grundsätzlich davon aus, daß zunächst Ausgleich und erst danach Ersatz zu leisten ist. Der Unterschied zwischen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen liegt darin, daß ein ausgeglichener Eingriff zulässig ist. Soweit ein Ausgleich nicht erfolgt, ist abzuwägen, ob die Belange von Natur und Landschaft die anderen Anforderungen an Natur und Landschaft überwiegen. Überwiegen die Belange von Natur und Landschaft, ist das Vorhaben unzulässig, andernfalls sind Er-

satzmaßnahmen anzuordnen. Da nach § 8a (1) BNatSchG die zwischen Ausgleich und Ersatz angesiedelte naturschutzrechtliche Abwägung entfällt, ist die Unterscheidung zwischen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für die Bauleitplanung ohne Relevanz. Es müssen daher nicht vorrangig Ausgleichsmaßnahmen auf den Grundstücken festgesetzt werden, ehe Kompensationsmaßnahmen an anderer Stelle ins Auge gefaßt werden können. Wichtig ist vor allem die Funktionalität der Maßnahmen. Trägt ein Teilausgleich auf den Baugrundstücken bei einer Gesamtbetrachtung weniger zur Beseitigung der Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes bei, als eine in sich geschlossene, an anderer Stelle des Gemeindegebiets festgesetzte Ersatzmaßnahme, kann sich die Gemeinde für diese Ersatzmaßnahme entscheiden und auf die Festsetzung von Teilausgleichsmaßnahmen auf den Baugrundstücken verzichten. Für Ersatzmaßnahmen wird man im Regelfall das Gemeindegebiet als betroffenen Raum zugrunde legen können, außer wenn durch die Gemeinde tatsächlich die Grenze sehr unterschiedlicher Landschaftsräume verläuft. In den Mittelgebirgen ist die Lage insofern anders, als der betroffene Raum kleinräumiger zu beschreiben ist. Maßnahmen, die in einem Flußtal des Sieger- oder Sauerlandes vorgenommen werden können, können nicht auf den umliegenden Höhen kompensiert werden; sie müssen im Tal erfolgen. Für das Landschaftsbild wird der betroffene Raum durch Sichtbeziehungen bestimmt. Auch da sind Höhenlagen anders zu beurteilen als Tal-lagen; der betroffene Raum für Maßnahmen auf einer Bergkuppe ist ungleich weiter als in einem Tal.

##### **4.2 Standardisierende Verfahren zur Festlegung von Kompensationsmaßnahmen**

Für die Quantifizierung der Kompensationsmaßnahmen können standardisierte Verfahren verwendet werden. Ein fachliches Argument solcher Verfahren ist u.a., daß diese Verfahren zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommen, ein Effekt, der auch bei der nicht-standardisierten Betrachtungsweise eintritt. Juristisch gilt hier die Aussage des VG Oldenburg (a.a.O.). Stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, so steht es dem Planer frei, für welches Verfahren er sich ent-

scheidet, solange nachvollziehbare Ergebnisse herauskommen. Juristisch ist es nicht erforderlich, daß alle Verfahren zu gleichen Ergebnissen kommen. Solange fachlich keine allgemein anerkannten Verfahren bestehen, folgt daraus juristisch nicht, daß solche Verfahren nicht angewendet werden dürfen, sondern nur, daß für den Anwender eine erhebliche Freiheit in der Wahl des Verfahrens besteht. Das Verfahren muß jedoch grundsätzlich für die Problemlösung geeignet sein.

Zur Festlegung von Kompensationsmaßnahmen wird häufig auf sog. Biotopwertverfahren zurückgegriffen. Dabei muß man sich verdeutlichen, daß diese Verfahren nicht zur Bewertung der Schwere der durch den Eingriff zu erwartenden Beeinträchtigungen anwendbar sind, sondern zur Festlegung des Umfangs von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Auch hier ist zu beachten, daß eine Reduktion der Eingriffsregelung auf Arten- und Biotopschutz bei der Festlegung der Kompensationsmaßnahmen unzureichend ist. Es sind alle beeinträchtigten Faktoren zu kompensieren. Die verschiedenen Biotopwertverfahren gehen im Regelfall von Wertstufen aus, die sich zwischen 1 und 5 bis 1 und 36 Stufen bewegen. Dabei werden die Biotoptypen bestimmten Wertklassen bzw. -stufen zugeordnet. Sie er-

halten so eine Wertpunktzahl. Dann wird die Schwere der Beeinträchtigung festgestellt und der voraussichtliche Zustand des Biotops nach dem Eingriff prognostiziert. Die beeinträchtigte Fläche wird dann mit der Wertpunktzahl multipliziert, um auf diese Weise die naturschutzfachliche Wertminderung zu ermitteln. Der so ermittelte Wert ist zugleich die Grundlage zur Berechnung der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen und die Kompensation wird dann endgültig festgesetzt, indem die vorgesehene Kompensationsfläche vor und nach Durchführung der Maßnahmen nach den rechnerischen Grundlagen bewertet wird. In der Festlegung der zu verrechnenden Einzelwerte innerhalb der eröffneten Punkte- oder Wertrahmen wird sich immer die Wertschätzung des jeweiligen Anwenders widerspiegeln. Eine Vollkompensation ist gegeben, wenn rechnerisch auf der Kompensationsfläche ein Zugewinn eintritt, der dem Verlust auf der Ausgleichsfläche entspricht.

### Fazit

Standardisierte Verfahren zur Bewertung von Eingriffen und zur Ermittlung des Umfangs von Kompensationsmaßnahmen begegnen keinen juristischen Bedenken. Rein mathematische Verfahren, so reizvoll

sie auch sein mögen, haben oft den Nachteil, grobschlächtig oder kompliziert zu sein. Im übrigen sind solche Verfahren nur zulässig, wenn sie im Regelfall zu angemessenen Ergebnissen führen und Öffnungsklauseln für ungewöhnliche Situationen haben. Je mehr Faktoren mathematisch festgelegt und in Rechenoperationen umgesetzt werden, um so größer ist die Fehlerquote, da geringfügige Abweichungen sich in mehreren Rechenoperationen zu massiven Fehlern entwickeln können.

Juristische Bedenken bestehen gegenüber standardisierten Verfahren nicht. Sie können vielmehr zu einer größeren Gleichbehandlung führen. Der Anwender muß sich aber im klaren sein, daß diese Verfahren nur eine Entscheidungsgrundlage liefern, nicht dagegen die Entscheidung selbst. Eine vernünftige Bewertung des gefundenen Ergebnisses unverzichtbar. Die Tatsache, daß Verfahren rein rechnerisch angewendet werden, ohne das Ergebnis nochmals auf Schlüssigkeit zu überprüfen, spricht aber gegen das Verfahren, sondern gegen den Anwender.

### Anschrift des Verfassers

Dr. Hans Walter Louis  
Gartenweg 6 B  
38104 Braunschweig

# Bewertung des Landschaftsbildes

von Babette Köhler

## Vorbemerkung

Diese Veröffentlichung ist die Kurzfassung einer Arbeit über das Schutzgut „Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft“, die im Auftrage des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie verfaßt wurde (Köhler 1995). Die vollständige Arbeit soll dort veröffentlicht werden. Ziel des vorliegenden Artikels ist es, die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Methode zur Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes vorab vorzustellen.

## 1. Einleitung

Schutz, Pflege und Entwicklung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft sind ein zentrales Naturschutzanliegen. Die emotionale Beziehung zwischen Menschen und der sie umgebenden Natur und Landschaft ist die Triebfeder des Naturschutzes und gleichzeitig seine nachvollziehbarste Begründung. Natur und Landschaft, die uns umgeben, prägen nicht nur unser physisches, sondern auch unser psychisches Wohlbefinden.

Der gesetzliche Schutzauftrag des § 1 NNatG umfaßt die „Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft“, die mit dem Begriff „Landschaftsbild“ aus der Eingriffsregelung umschrieben werden können. Das Landschaftsbild setzt sich zusammen aus dem Gesicht der Landschaft, das heißt ihrer sichtbaren und greifbaren naturraumtypischen, historisch gewachsenen Eigenart, und aus ihren charakteristischen Geräuschen und Gerüchen.

Das Bild der meisten mitteleuropäischen Landschaften hat sich in den letzten fünfzig bis hundert Jahren stark verändert – Veränderungen, die überwiegend als negativ empfunden werden. Ehemals reichstrukturierte, vielfältige Landschaften sind monoton geworden, die Unwirtlichkeit der Städte und Landschaften wird beklagt, Lärm und Gestank haben auch periphere Regionen erreicht. Perpeet (1992: 8) spricht in diesem Zusammenhang von einer „ästhetischen Umweltkatastrophe“.

Trotz der offensichtlichen, hohen Bedeutung dieses Problems gibt es bis heute kaum anerkannte Methoden für die Erfassung und Bewertung des Schutzgutes Landschaftsbild. Der Grund dafür liegt auf der Hand: Vielfalt, Eigenart und insbesondere die Schönheit von Natur und Landschaft entziehen sich teilweise einer objektiven und vor allem einer quantifizierenden Erfassung und Bewertung.

Die Wahrnehmung von Natur und Landschaft ist immer subjektiv, da ein wahrnehmendes Subjekt vorhanden sein muß; zudem ist Wahrnehmung grundsätzlich selektiv und damit wertend. Während bei den meisten naturwissenschaftlichen Fragestellungen das Objekt im Zentrum der Betrachtung steht (und zumindest eine gewisse „Objektivität“ erreichbar ist), ist bei der Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes die (zwangsläufig subjektive) Wahrnehmung selbst Forschungsgegenstand.

Die Analyse muß sich daher bis zu einem gewissen Grad in Bereiche der menschlichen Wahrnehmung vorwagen, die zu tiefst subjektiv empfunden werden – insbesondere bei der Analyse der Schönheitsempfindung. Dabei ist immer die schwierige Trennung des Allgemeinen vom Individuellen, des Generalisierbaren vom Situationsgebundenen notwendig. „Zum Erleben gehört ein privater Freiraum, der zu respektieren ist. Erlebnis läßt totale Analyse nicht zu.“ (Perpeet 1992: 14).

Es gilt, trotz der genannten grundsätzlichen Probleme Methoden für die Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes und seiner Eignung für das Landschaftserleben zu entwickeln. Dabei ist zu trennen zwischen den Ausprägungen von Natur und Landschaft, die relativ objektiv erfaßt werden können, und ihrer Wirkung auf den wahrnehmenden Menschen als Individuum. Es sind nachvollziehbare Wertmaßstäbe vonnöten, die sich aus dem Zielsystem des Naturschutzes ableiten, das die anderen Schutzgüter mitumfaßt.

## 2. Begriffsdefinitionen

Das hier behandelte Thema ist besonders anfällig für begriffliche Unsicherheiten,

weil es auch inhaltlich schwer zu fassen ist. So sind die fachliche Interpretation und die Definition der Begriffe eng verwoben, eines ist die Voraussetzung des anderen. Hier soll mit den Begriffsbedeutungen begonnen werden, obgleich damit fachliche Interpretationen teilweise vorweggenommen werden müssen.

**Natur** ist die „Gesamtheit der nicht vom Menschen geschaffenen belebten und unbelebten Erscheinungen“ (ANL & DAF 1991:70). So ist Natur auch im NNatG gemeint: Sie schließt die wild lebenden Organismen in ihren Beziehungen zur biotischen und abiotischen Umwelt, nicht aber die menschlichen Hervorbringungen ein (Blum, Agena & Franke 1990, vgl. Hasse & Schwahn 1991: Teil II, S. 45).

Inwieweit eine solche Trennung von Menschenwerk und Natur gerechtfertigt ist, wird aktuell z.B. von Schäfer (1993) diskutiert: Schließlich ist der Mensch samt seinen Hervorbringungen letztlich auch ein Produkt der natürlichen Evolution, also Teil der Natur. In diesem Sinne wäre der Begriff Natur jedoch allumfassend und damit bedeutungslos. Sinnvoller ist es, Natur als das aus sich selbst, ohne Einfluß des Menschen Entstehende zu begreifen. Daran schließt sich die Frage an, inwieweit der Mensch selbst als außerhalb der Natur stehend zu betrachten ist oder ob er als Teil der Natur in eingeschränktem Maße auch zu den Schutzgegenständen des Naturschutzrechtes zu zählen ist. Das Naturschutzgesetz richtet sich an Menschen mit der Aufforderung, Natur auch für menschliche Bedürfnisse zu erhalten. Damit sind jedoch nicht ressourcenverbrauchende, der Bereicherung Einzelner dienende Nutzungen, sondern menschliche Grundbedürfnisse gemeint – unter anderem die Möglichkeit, Natur und Landschaft erleben zu können. So verstanden umfaßt der Begriff Natur im Naturschutzgesetz auch die Natur des Menschen, das heißt seine körperliche und psychische Unversehrtheit, seine Gesundheit und sein Wohlbefinden – nicht aber seine technischen Hervorbringungen oder seine ökonomischen Interessen.

**Natürlichkeit** ist eine im Naturschutz vieldiskutierte Eigenschaft, die in der Wissenschaft unterschiedlich definiert wird.<sup>1</sup> Für das Empfinden bzw. Wahrnehmen von Natürlichkeit im Landschaftsbild ist offensichtlich der Eindruck entscheidend, daß Strukturen ohne Einwirken des Menschen aus sich selbst heraus entstanden sind oder

<sup>1</sup> Ausführlich dazu: Kowarik (1988).

sich zumindest zeitweise autonom entwickelt haben, also in hohem Maße selbstreguliert sind und einem eigenen Ordnungsprinzip folgen.<sup>2</sup>

Natur und Landschaft werden demnach als natürlich wahrgenommen und empfunden, wenn sie folgende Eigenschaften oder Bestandteile aufweisen:

- Pflanzen, die ihre natürliche Wuchsform frei ausbilden und ihren Lebenszyklus weitgehend ungestört durchlaufen können. Den Gegensatz dazu bildet die gebaute Umwelt ebenso wie Pflanzenbestände, die fortwährend intensiv von Menschen beeinflusst werden, wie Scherrasen oder gestutzte Hecken.

- Das Vorkommen von wildlebenden Tierarten. Dabei kommt es für die Wahrnehmung vor allem auf die Präsenz (Sicht- oder Hörbarkeit) von Tieren an.

- Eine Verteilung und Vielfalt von Arten, die auf eine spontane, natürliche Ansiedlung schließen läßt. Dabei ist die ursprüngliche Herkunft der Arten unerheblich, wenn sie im Sinne des BNatSchG als heimisch zu bezeichnen sind<sup>3</sup>.

- Unverändert wirkende abiotische Elemente der Naturlandschaft, wie Felsen, Dünen und Gewässer.

- Fließende Übergänge zwischen verschiedenen Biotopen, die keine klare Nutzungsgrenze erkennen lassen, oder unregelmäßige Übergänge zwischen unterschiedlich genutzten Flächen und Beständen.

- Die Präsenz und Wahrnehmbarkeit natürlicher Abläufe wie Wachstum, Sukzession und Dynamik (z.B. eines Flusses), sowie lebendige Bewegung in der Landschaft (z.B. durch Tiere).

Der Ausdruck „natürlich“ erscheint linguistisch geeigneter als „naturnah“ oder „naturbetont“, da diese Begriffe suggerieren, daß es einen definierten Naturzustand gebe, dem sich der beschriebene Zustand mehr oder weniger (nie aber ganz) annähert.

**Landschaft** umfaßt den besiedelten und unbesiedelten Bereich. Auch Gegenden, deren Vielfalt, Eigenart und Schön-

heit gering ist, sind Landschaften. Die Umgebung des Menschen wird erst durch seine Wahrnehmung zur Landschaft. Landschaft ist ein „nach Struktur (Landschaftsbild) und Funktion (Landschaftshaushalt) geprägter, als Einheit aufzufassender Ausschnitt der Erdoberfläche, aus einem Gefüge von Ökosystemen oder Ökotypen bestehend.“ (ANL & DAF 1991: 58).

Dieser funktionalen Definition steht z.B. die Auffassung *Hards* (1991) gegenüber, der die Bedeutung des Begriffs Landschaft aus der Sprachgeschichte herleitet: „So bedeutet Landschaft ein bildfähiges, wie gemaltes Stück Erdoberfläche, ..., das in ästhetischer Einstellung gesehen und in das ein Kunstwerk hineingesehen werden kann.“ Landschaft ist demnach ein modernes Bildsymbol für die Harmonie zwischen Mensch und Natur (*Hard* 1992). Diese Ergebnisse sind für die Interpretation des gesetzlichen Auftrags aufschlußreich, sie geben Hinweise auf verborgene Wertprämissen in der Zielstellung des Naturschutzrechts (ebd.). Das Wort Landschaft wird hier jedoch als neutraler Begriff im Sinne der oben zitierten Definition von ANL & DAF (1991) verwendet und benötigt. Für das positive Erleben von Natur und Landschaft steht in dieser Arbeit verkürzend der Begriff Landschaftserleben.

Der Begriff **Landschaftsbild** umfaßt die für den Menschen wahrnehmbaren Eigenschaften von Natur und Landschaft, also ‚Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft‘. Er bezeichnet eines der Schutzgüter des Naturschutzes. Damit ist das Landschaftsbild nicht nur auf den visuellen Teil der Wahrnehmung beschränkt, da Vielfalt, Eigenart und Schönheit ebenso alle anderen Sinne ansprechen. Dabei wird Landschaftsbild als übergeordneter Begriff im besiedelten und unbesiedelten Bereich verwendet.

Die Bedeutung von **Vielfalt** im Kontext des § 1 NNatG interpretiert LOUIS (1990a: 319-320) wie folgt: „Vielfalt einer Landschaft ist deren vielgestaltige Erscheinungsform.“ Der Schutz landschaftlicher Vielfalt dient der „Verhinderung der Vereinheitlichung und Verarmung der Landschaft“. Gemeint ist nicht eine maximale Elementvielfalt, sondern die „naturraumtypische standörtliche Vielfalt der gewachsenen Landschaft“ (ebd.: 121). Damit ist Vielfalt eng an die Eigenart der Landschaft gebunden. Die maximale Vielfalt ist erreicht, wenn innerhalb eines Naturraums die landschaftliche Eigenart vollständig ausgeprägt ist. Vielfalt bedeutet nicht nur

Strukturvielfalt in Relief und Vegetation, sondern auch Arten- und Individuenreichtum der Tier- und Pflanzenwelt<sup>4</sup>. Der Begriff bezieht sich darüberhinaus auf jahreszeitliche Vielfalt (z.B. Blühaspekte).

Die **Eigenart** einer Landschaft ist „das Individuelle eines Ortes – nicht das allgemein Übliche, das Beharrliche – nicht das allerorten Einbürgerungsfähige, das Gewachsene – nicht das Reproduzierbare, das Heimatliche – nicht das Fremde, der Geist des Ortes – nicht das Modische“ (*Krause* 1985: 139). Landschaftliche Eigenart ist also die Unverwechselbarkeit, der Charakter einer Landschaft. Eigenart ist der zentrale, übergeordnete Begriff in der Trias „Vielfalt, Eigenart und Schönheit“. Auch die Rechtsprechung hat Eigenart immer wieder als entscheidendes Kriterium herausgestellt (*Fischer-Hüftle* 1993, *Gassner* 1989). Die Eigenart einer Landschaft beinhaltet auch eine historische Dimension, nämlich die Zeugnisse früherer Nutzungen in der Landschaft. Landschaften, die „als Ganzheit geprägt [sind] von menschlichen Aktivitäten der Vergangenheit, wobei Flächengröße, Anordnung raumbildender Landschaftselemente, Bodennutzung, Siedlungsstruktur und Verkehrswege im wesentlichen erhalten geblieben sind“ (*Wöbse* 1994: 10) können als **historische Kulturlandschaften** bezeichnet werden. Ihr Erhalt ist jedoch nur ein Teil des Ziels, landschaftliche Eigenart zu erhalten. Vor allem kann die historische Perspektive nicht als unreflektiertes Vorbild gestalterischer Maßnahmen in der Landschaft dienen. *Hard* (1994) warnt in diesem Zusammenhang zu Recht vor „ästhetischem Historismus“ in Naturschutz und Landschaftspflege. Landschaftliche Eigenart ist historisch gewachsen und entwickelt sich weiter. Dies ist ein kontinuierlicher Prozeß, der durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege nicht angehalten werden kann und soll. Der Erhalt landschaftlicher Eigenart ist als Prozeß der Auseinandersetzung mit den standörtlichen und kulturellen Gegebenheiten in der Landschaft zu verstehen.

**Schönheit** ist die harmonische Wirkung der Gesamtheit und ihrer Teile, sie drückt die individuelle positive Empfindung beim Erleben von Natur und Landschaft aus. Das Erlebnis der vollkommenen Schönheit ist ein sehr emotionales – es kann ausgelöst werden vom Duft einer

<sup>4</sup> Nach der Rechtsprechung wird die Vielfalt z. B. durch die Umwandlung einer artenreichen, teilweise verbuschten Brache in eine artenarme Fettwiese beinträchtigt (OVG Koblenz 1986).

<sup>2</sup> Ausführlich dazu z.B. *Kowarik* 1987; *Dinnebier* 1994, *Böhme* 1991. *Trepl* 1991/1992 u.a.

<sup>3</sup> Heimisch ist nach § 20 a (4) BNatSchG eine wildlebende Art, die ihr Verbreitungsgebiet oder regelmäßiges Wanderungsgebiet ganz oder teilweise im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland hat oder in geschichtlicher Zeit hatte. Dies gilt auch für einwandernde oder (vom Menschen) eingebürgerte Arten, die sich in freier Natur ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten.

Blüte, vom Gesang einer Nachtigall, von der zarten Äderung eines Blattes oder von der bizarren Silhouette der Alpengipfel. Die Schönheitsempfindung ist bedingt durch die Atmosphäre des Augenblicks. Auch die Tristesse industrieller Ruinen kann bei entsprechender Gemütslage als schön empfunden werden, wenn sie der Stimmung des Wahrnehmenden entspricht: Umgebung und Gefühl stimmen überein, dadurch entsteht „Stimmung“ im Sinne einer Harmonie zwischen emotionalen und realen Gegebenheiten (Pohlmann 1993). Schön ist also keinesfalls gleichzusetzen mit ‚hübsch‘, ‚gefällig‘, ‚attraktiv‘ oder ‚reizvoll‘.

Schönheit kann in unterschiedlichsten Umgebungen individuell immer aufs neue erlebt werden: Das Erlebnis von Schönheit ist in hohem Maße situationsgebunden und privat. Die vollkommene, von jedem jederzeit gleichermaßen empfundene Schönheit eines Abschnitts der Erdoberfläche ist objektiv unerreichbar, da ihre Voraussetzungen kaum beeinflussbar und noch weniger planbar sind. Dennoch wird der Begriff Schönheit im Naturschutzgesetz verwendet: Der Gesetzgeber meint eben diese vielschichtige, emotionale Verbundenheit der Menschen mit Natur und Landschaft. Sie soll ermöglicht, erhalten und gefördert werden. Der Schönheitsbegriff im Naturschutzgesetz will nach Gassner (1989:63) „die harmonische Einheit einer Mannigfaltigkeit als Grund der Schönheitswirkung“ erfassen. Beeinträchtigungen können seiner Ansicht nach Maßstabsverlust oder Strukturstörungen sein. Dem kann insoweit gefolgt werden, als die angesprochene Übereinstimmung zwischen emotionalen und realen Gegebenheiten nur möglich ist, wenn letztere in sich stimmig sind. Dies bedeutet, daß die jeweilige landschaftliche Eigenart ohne gravierende (Maßstabs-) Störungen in ihrer historischen Kontinuität ausgeprägt sein muß.

Die **historische Kontinuität** beschreibt eine zeitliche Dimension der Landschaft: Da die Eigenart von Kulturlandschaften historisch gewachsen ist, ist dem Ablauf dieses Prozesses besonderes Augenmerk zu widmen. Besondere Eigenart und einen harmonischen Gesamteindruck vermitteln i.d.R. solche Landschaften, die ohne tiefgreifende Umwälzungen oder Einschnitte über Jahrzehnte oder Jahrhunderte kontinuierlich entstanden sind. Die natürlichen Standortbedingungen und die Art, wie der Mensch entsprechend seinen veränderlichen Fähigkeiten

und Ansprüchen über die Zeit mit ihnen umgegangen ist, sind in der Landschaft noch ablesbar. Neue Nutzungsanforderungen haben das Alte nicht restlos überformt, sondern sich in einem zeitlichen Kontinuum eingefügt, ohne alle Spuren zu verwischen. Solche Landschaften sind von besonderer historischer Kontinuität geprägt.

### 3. Die Wahrnehmung und ihre Operationalisierung für die Erfassung des Landschaftsbildes

Die menschlichen Sinne, die bei der Wahrnehmung von Landschaft eine Rolle spielen, sollen im folgenden vorgestellt werden. Im Vordergrund steht dabei ihr Stellenwert beim Erleben von Landschaft. Die unterschiedliche Eignung der einzelnen Sinneswahrnehmungen für die analytische Erfassung des Landschaftsbildes soll hier bereits als Grundlage für die Wahl der Erfassungsmethoden dargestellt und diskutiert werden.

Nur ein Bruchteil der Wahrnehmungen erreicht das Bewußtsein und wird damit Gegenstand unseres Denkens – aus Wahrnehmung wird Erkennen (Kognition). Voraussetzung und Bestandteil der Kognition ist die Einordnung der Wahrnehmungen in einen Kontext (Kiemstedt & Walters 1986) aus angeborenen Assoziations- und Reaktionsmustern sowie aus erlernten und erworbenen Vorstellungen, Symbolen und Zusammenhängen. Wenn Landschaftswahrnehmungen nicht den Erwartungen entsprechen, mit denen sie verglichen werden, entsteht Interesse, aber ggf. auch Widerstand gegen die neue Wahrnehmung. Erst wenn sie häufiger auftritt, findet eine Gewöhnung statt (Kiemstedt & Walters 1986).

Wahrnehmung ist demnach auf allen Ebenen ihres Entstehens selektiv und in hohem Maße subjektiv. Was wahrgenommen wird und wie es wahrgenommen wird, hängt vom Anlaß und den Begleiterscheinungen des Einzelfalls und vor allem von der wahrnehmenden Person mit ihrer individuellen Geschichte ab.

#### 3.1 Sichtbare Landschaft

Der Gesichtssinn ist bei Menschen der dominierende Sinn. Er ist maßgeblich für die Orientierung im Raum und steht bei der Wahrnehmung der Umgebung im Vordergrund (BVerwG 1990). Der Begriff Landschaft wird spontan mit einem inneren Bild assoziiert,

weniger mit Geräuschen, Gerüchen oder anderen vorstellbaren Wahrnehmungen.

Die visuelle Wahrnehmung ist ein gerichteter, selektiver, bewußt steuerbarer Sinn. Zudem ist der Gesichtssinn der Sinn, mit dem Natur und Landschaft am umfassendsten wahrgenommen werden: Praktisch alle Landschaftsbestandteile sind sichtbar, während nur ein Teil von ihnen Gerüche oder Geräusche produziert, sich bewegt oder erreichbar (und damit ertastbar) ist. Die visuelle Wahrnehmung umfaßt also auch einen großen Teil der mit den anderen Sinnen wahrnehmbaren Landschaftsmerkmale. Deshalb steht sie auch in der Erfassung des Landschaftsbildes an zentraler Stelle.

#### 3.2 Geräusche der Landschaft

Das Gehör dient der Kommunikation zwischen Menschen, der Umgebungswahrnehmung und als „Alarmanlage“. Dies hat zur Folge, daß Menschen der sie umgebenden Geräuschkulisse nahezu wehrlos ausgeliefert sind. Geräusche werden nicht immer bewußt wahrgenommen, bestimmen aber nachhaltig die Wahrnehmung von Landschaft. Sie gehören unverzichtbar zur Vollständigkeit des Landschaftsbildes. Bezeichnend für den hohen Stellenwert der auditiven Landschaftswahrnehmung ist, daß Rachel Carson (1962) ihr wegweisendes Buch über die Verarmung der Landschaft „Silent Spring“ („Der stumme Frühling“) nannte.

Lautstarke, störende Geräusche (Lärm) können zu Streß führen und das Wohlbefinden, langfristig auch die Gesundheit beeinträchtigen. Planungsrelevant sind die Geräusche, die über die visuelle Wahrnehmung nicht erschlossen werden können, und die im Naturschutzhandeln beeinflussbar sind. Dies sind

- Geräusche, die z.B. von überwiegend nicht sichtbaren (weil versteckt lebenden) Tieren erzeugt werden.

- Geräusche menschlicher Nutzungen, die meist über den direkt einsehbaren Raum hinaus wahrnehmbar sind (Lärm).

Notwendig ist also in jedem Fall die Erfassung von Belastungen durch anthropogen verursachten Lärm. Sinnvoll ist zusätzlich die Auswertung vorhandener Biotopkartierungen und faunistischer Daten in Hinblick auf Lautäußerungen von Tieren (Vögel, Heuschrecken, Säugetiere), da sie durch eine rein visuelle Landschaftsbilderfassung nicht angemessen berücksichtigt werden.

### 3.3 Gerüche und Geschmack der Landschaft

Geruch und Geschmack sind zwar zwei unterschiedliche Sinne, sie hängen aber eng zusammen. Es sind „chemische“ Sinne, die den Körper vor gefährlichen Substanzen warnen und zu nutzbaren führen sollen.

Mit dem Geschmack der Landschaft ist der Geschmack von Substanzen (Früchte, Quellwasser etc.) gemeint, die der Mensch in der Landschaft finden und zu sich nehmen kann. Das Geschmackserlebnis erfordert zunächst eine willentliche Aktion, nämlich etwas in den Mund zu nehmen. Dies tun die meisten Menschen in freier Landschaft selten, zumal angesichts der gegenwärtigen allgemeinen Umweltbelastung davon abzuraten ist. Die Landschaft ist durch diese erzwungene Selbstbeschränkung ärmer an Erlebnismöglichkeiten geworden. Der Geschmack hat insofern nur eine sehr geringe Planungsrelevanz.

Gerüchen hingegen ist der Mensch ebenso wehrlos ausgeliefert wie Geräuschen. Der Geruchssinn ist ein sehr irrationaler: Gerüche werden dann als unangenehm empfunden, wenn mit ihnen unangenehme Ereignisse, Orte oder Zustände assoziiert werden. Für andere Menschen können die gleichen Gerüche positive oder neutrale Gefühle auslösen (Dahl 1984). Die meisten der von Menschen verursachten Gerüche (aus Produktion, Verkehr, Tierhaltung etc.) werden ab einer gewissen Intensität überwiegend als Gestank empfunden, der das Wohlbefinden beeinträchtigt. Viele der emittierten Gase können die Gesundheit gefährden. Gerüche haben eine ungleich höhere Bedeutung für das Landschaftserleben als der Geschmack – daher ist auch ihre Planungsrelevanz höher. Die von menschlichen Aktivitäten verursachten Gerüche sind zudem häufig nicht am visuellen Bild der Landschaft ablesbar. Die Erfassung der Emittenten von Gerüchen (Produktionsstätten, Kraftwerke, Deponien, Verkehrswege, Ställe) und eine Abschätzung der räumlichen Verteilung von starken Geruchsbelastungen ist daher erforderlich (Olfaktometrie).

### 3.4 Fühl- und tastbare Landschaft

Über die Haut sind Oberflächenbeschaffenheiten, die Beschaffenheit des Bodens unter den Füßen, die Temperatur und Bewegung von Luft, Gegenständen und Substanzen sowie die Feuchte wahrnehmbar. Mit Hilfe des Gleichgewichtssinns sind zu-

sätzlich Landschaftseigenschaften wie Relief, Gravitation und Erschütterungen wahrnehmbar. Voraussetzung jeder haptischen Wahrnehmung ist die direkte Berührung, die nur in nächster Nähe möglich ist: die haptisch wahrnehmbare Landschaft ist nur der in Reichweite liegende Raum. Haptische Wahrnehmungen sind beschreibbar und anhand von Bildern vorstellbar. Das Relief der Landschaft und die Vegetation sowie abiotische Elemente in der Landschaft werden ohnehin für das visuelle Landschaftsbild dargestellt und vermitteln auch einen Eindruck von den haptischen Wahrnehmungsmöglichkeiten. Eine gesonderte Erfassung ist daher nicht notwendig.

### 3.5 Veränderung und Bewegung der Landschaft

Der Zeitsinn und die Erinnerung ermöglichen es, Veränderungen und Bewegung in Natur und Landschaft wahrzunehmen. Bewegungen und Veränderungen werden überwiegend visuell, akustisch und olfaktorisch wahrgenommen – der Zeitsinn ist daher auch kein zusätzlicher, sondern ein übergeordneter Sinn. Dabei handelt es sich um vier gänzlich unterschiedliche Phänomene:

■ Die „**Bewegung**“ der (statischen) **Landschaft durch eigene Bewegung des Subjektes** (und damit des Blickwinkels) in der Landschaft – Landschaften werden zu einem großen Teil aus Verkehrsmitteln heraus oder z.B. auf Wanderungen bzw. Spaziergängen erlebt. Diese Art von Bewegung ist für den Naturschutz, der die Gesamtlandschaft betrachtet, nicht relevant.

■ Die **Bewegung von Objekten in der Landschaft** – Beispiele: Der Flug der herbstlichen Vogelschwärme, die Bewegung von Zweigen und Ästen im Wind, das Ziehen der Wolken, fließendes Wasser. Planungsrelevant sind hier nur die Bewegungen der Tiere, alle anderen Phänomene sind nicht planerisch beeinflussbar.

■ Tages- und jahreszeitliche, meist **rhythmische oder zyklische Veränderungen** – Beispiele: Der Sonnenauf- und -untergang, die Blüte und Fruchtreife von Obstbäumen, der herbstliche Laubfall, die morgendliche Reifbildung im Winter. Diese Veränderungen sind, soweit sie planerisch beeinflussbar sind, gesondert zu erfassen und in die Bewertung einzubeziehen, da sie durch die „Momentaufnahme“ einer Kartierung nicht abbildbar sind.

■ Lang- oder kurzfristige, **gerichtete Veränderungen der Landschaft**: Das Wachstum von Gehölzen, die Erosion eines Uferabbruchs, die Rodung eines Waldes, die Sukzession der Pflanzengesellschaften auf einer Brache. Gerichtete Veränderungen der Landschaft sind nicht als Bestandteil des Landschaftsbildes, sondern als Landschaftsbildveränderung zu verstehen. Damit sind sie nicht Gegenstand der Erfassung und Bewertung, sondern allenfalls des historischen Vergleichs oder der Prognose. Je langsamer eine Veränderung vor sich geht, desto weniger wird sie wahrgenommen. Abrupte Veränderungen hingegen werden intensiv wahrgenommen und häufig skeptisch bzw. negativ beurteilt.

## 4. Naturschutzziele und Bewertungskriterien für das Landschaftsbild

Wesentliche Voraussetzung jeder Planung ist die klare Formulierung von Zielen, an denen der gegenwärtige Zustand sowie geplante oder prognostizierte Veränderungen gemessen werden können. Für die (Naturschutz-)Verwaltung verbindlich (weil demokratisch legitimiert) sind die Ziele, die in den Naturschutzgesetzen verankert sind. Sie stellen einen gesellschaftlichen Konsens dar, der in der öffentlichen Planung und im Verwaltungshandeln umzusetzen ist.

In den Gesetzen manifestieren sich gesellschaftliche Ziele, die unterschiedlich ausgelegt, erklärt und begründet werden können. Sie sind für die hier gestellte Aufgabe der Landschaftsbildbewertung zu interpretieren. Die Interpretation beruht einerseits auf einer Auswertung der naturschutzgesetzlichen Formulierungen und ihrer Auslegung in der Rechtsprechung, andererseits auf einer Auswertung unterschiedlichster (ökologischer, anthropologischer, psychologischer, empirischer, historischer etc.) Herleitungen und Begründungen in der Literatur (ausführlich dazu Köhler 1997).

Die Interpretation der gesetzlichen Ziele für das Landschaftsbild soll im folgenden zusammengefaßt dargestellt werden:

■ **Schönheit**: Das Empfinden von Schönheit (§ 1 NNatG) beruht auf einer harmonischen Übereinstimmung der individuellen emotionalen Situation mit der Umgebung (s.o.: Begriffsdefinitionen). Je größer das Angebot unterschiedlicher, in sich harmonischer Situationen in Natur und Landschaft ist, desto mehr Möglichkeiten gibt

es, Schönheit zu empfinden. Dies spricht für die Stärkung landschaftlicher Eigenart und Vielfalt sowie für in sich harmonische Landschaftsbilder. Landschaft ist i.d.R. dann in sich harmonisch, wenn sie natürlich wirkt und eine historische Kontinuität der Nutzungen und der Gestalt der Landschaft vorhanden ist. Die Harmonie der Landschaft bedeutet auch Ruhe und reine Luft. Luftverunreinigungen (auch: Gerüche) und Lärmeinwirkungen sind Beeinträchtigungen dieser Landschaftsqualitäten, die nach § 2 NNatG möglichst gering zu halten sind.

■ **Eigenart:** Die Identität und Individualität der Landschaft (Heimat), das heißt auch ihre historische Kontinuität, spielen eine große Rolle. Sie ermöglichen Identifikation und Orientierung, vermitteln Sicherheit und Verlässlichkeit. Heimatliche Landschaften, mit denen Erinnerungen verknüpft sind, haben für den Einzelnen einen besonderen Wert. Abrupte Landschaftsveränderungen werden daher abgelehnt. Die Forderung nach historischer Kontinuität ist unter anderem Grundlage des gesetzlichen Gebotes, daß sich bauliche Anlagen aller Art in Natur und Landschaft schonend einzufügen haben.

■ **Vielfalt:** Interessant und angenehm sind reichstrukturierte, transparente Landschaften, wie die geordnete, genutzte Kulturlandschaft. In ihnen sind Ordnungsprinzipien erkennbar, die die Landschaft durchschaubar und verständlich machen und die Orientierung erleichtern. Dies gilt im besonderen für historische Kulturlandschaften, die nach § 2 NNatG zu erhalten sind. Solche Landschaften zeichnen sich häufig durch Struktur-, Aspekt- und Artenvielfalt aus. Vielfalt heißt insbesondere Wechsel möglicher Ausprägungen und Individualität räumlicher Situationen, ist also in Abhängigkeit von der landschaftlichen Eigenart zu bestimmen (s.o.: Begriffsdefinitionen).

■ **„Natur“:** Wald, sonstige ungestörte, geschlossene Pflanzendecken und die Ufervegetation sind nach § 2 NNatG zu sichern; Flächen, deren Pflanzendecke beseitigt worden ist, sind wieder standortgerecht zu begrünen; Gewässer sollen nicht technisch ausgebaut werden. Diese natürlichen Landschaften und Landschaftsteile sind von unverwechselbarer Eigenart. Wo natürlich wirkende Landschaftselemente weitgehend selbstreguliert und ungestört in Erscheinung treten, wird Landschaft als ursprünglich und unberührt empfunden. Sie beinhaltet dann allgemeine Symbole ab-

strakter Werte wie Freiheit und Frieden. Dies gilt besonders für Landschaften, in denen natürliche Dynamik, Wachstum und Spontaneität erlebbar sind. Der Auftrag des NNatG umfaßt den besiedelten und den unbesiedelten Bereich. Dabei sind unbebaute Bereiche in genügender Größe zu erhalten, insbesondere auch begrünte, also natürlich wirkende Flächen im besiedelten Bereich (Freiräume).

Aus den so interpretierten allgemeinen Naturschutzziele sind Bewertungskriterien zu entwickeln, die im konkreten Planungsfall am Leitbild für die Landschaft zu eichen sind.

Bei der Interpretation der naturschutzgesetzlichen Ziele wird die herausgehobene Stellung der landschaftlichen **Eigenart** deutlich – sie ist der Rahmen, innerhalb dessen die weiteren Ziele zu definieren sind. Eigenart ist folgerichtig auch das Leitkriterium bei der Bewertung des Landschaftsbildes in der Fläche. Das Leitkriterium Eigenart weist die Bewertungsmethodische Besonderheit auf, daß es inhaltlich nicht festgelegt, sondern für jeden Planungsraum zunächst zu definieren ist: Dies ist die Aufgabe eines Leitbildes (s. 5.1).

**Eigenart** kann weiter beschrieben und operationalisiert werden durch die ebenfalls aus den Naturschutzziele ableitbaren Unterkriterien **Vielfalt**, **Natürlichkeit** und **historische Kontinuität** (s.o., vgl. 2.). Diese können nicht gleichrangig neben das Leitkriterium Eigenart gestellt werden, weil sie nur in Abhängigkeit von der Eigenart gültig sind. In jedem Planungsfall sind sie anhand des Leitbildes in Abhängigkeit von der landschaftlichen Eigenart zu definieren und zu eichen.

Zu einer sinnvollen Bewertung auch der großräumigeren Wirkungen in der Landschaft ist neben der Eigenart ein zweites Leitkriterium erforderlich: Die **Ungestört-heit** des Landschaftsbildes, also die **Freiheit von Beeinträchtigungen** visueller, akustischer und olfaktorischer Art ist ergänzend zur landschaftlichen Eigenart eine wesentliche Voraussetzung für positives Landschaftserleben.

Das Leitkriterium **Freiheit von Beeinträchtigungen kann durch die drei Unterkriterien Freiheit von störenden Geräuschen, Freiheit von störenden Gerüchen und Freiheit von visuellen Störungen** beschrieben werden. Das Leitkriterium und die drei Unterkriterien sind in Abhängigkeit von der Eigenart zu bestimmen: Störend wirken Geräusche, Gerüche und visuelle Wirkungen, die der im

Leitbild definierten Eigenart nicht entsprechen. Beispiel: Die Brandungsgeräusche und der Geruch nach Tang an der Nordseeküste sind nicht als Störungen zu bewerten, weil sie der Eigenart entsprechen.

Den Zielen lassen sich also zunächst zwei Leitkriterien zuordnen, nach denen die Bewertung sinnvoll gegliedert werden kann:

■ Leitkriterium **Eigenart**, beschrieben durch die Unterkriterien

- Vielfalt
- Natürlichkeit und
- Historische Kontinuität

■ Leitkriterium **Freiheit von Beeinträchtigungen**, beschrieben durch die Unterkriterien

- Freiheit von störenden Geräuschen,
- Freiheit von störenden Gerüchen und
- Freiheit von visuellen Störungen

Für die Bewertung sind diese beiden Schritte voneinander zu trennen und getrennt zu betrachten. Es wird daher eine Bewertung des Landschaftsbildes in zwei Stufen vorgeschlagen, deren Ergebnisse jedoch nicht zu einer Gesamtwertung für eine Landschaftseinheit aggregiert werden können. Beide Bewertungsschritte sind nicht aggregierbar, da sie inhaltlich und nach ihrem Gewicht nicht vergleichbar sind. Die Bewertung der Eigenart ist deshalb der erste Schritt, weil die Freiheit von Störungen in Abhängigkeit von der Eigenart zu bestimmen ist.

## 5. Methode zur Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes

Auf welcher Planungsebene die folgenden Methoden anzuwenden sind, hängt vor allem vom Maßstab der Planung und damit auch von der Größe des Kreis- bzw. Gemeindegebietes ab. In der Regel ist davon auszugehen, daß die detaillierte Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes auf der Planungsebene erfolgt, auf der auch die detaillierte Biototypenkartierung durchgeführt wird. Das ist häufig die Ebene des Landschaftsplans oder des Landschaftsrahmenplans.

### 5.1 Orientierung, Leitbildentwicklung

Der Erfassung und Bewertung sollte ein intensives Quellenstudium vorausgehen, das dem Verständnis der landschaftlichen Eigenart und der Formulierung von Zielen für das Landschaftsbild dient.

In dieser ersten Phase ist es sinnvoll und fruchtbar, eine Fachöffentlichkeit z.B. im Rahmen einer „Zukunftswerkstatt“ zu beteiligen. Der Teilnehmerkreis sollte sich zusammensetzen aus interessierten politischen Vertretern (Stadt- bzw. Gemeinderäte), Vertretern der Verwaltung (Stadtplanung, Denkmalschutz, Gartenamt, Umweltamt etc.), Vertretern der Verbände (Heimat-, Wander- und Naturschutzvereine) und besonders engagierten Privatpersonen (ggf. auch Vertretern der Presse). Im Rahmen einer solchen Veranstaltung wird die landschaftliche Eigenart des Plangebietes charakterisiert und ein Leitbild entwickelt.

Da der ständige Landschaftswandel nicht gestoppt werden kann und soll, sind zur Lösung aktueller Probleme und bei der Durchführung von Naturschutzmaßnahmen kreative Gestaltungsideen vonnöten, die auf die vorhandene landschaftliche Eigenart (auch im besiedelten Bereich) eingehen. Leitbilder in der Landschaftsplanung müssen flexibel genug sein, um die zeitgemäße Interpretation landschaftlicher Eigenart im Einzelfall zuzulassen.

Als Bestandteil des Leitbildes wird ein Kanon unterschiedlicher Merkmale der landschaftlichen Eigenart beschrieben. Neben historisch gewachsenen gehören dazu auch neue Landschaftsmerkmale, die in wahrnehmbarer Beziehung zur vorhandenen landschaftlichen Eigenart stehen und diese stärken (*Schwineköper, Seiffert & Konold* 1992). Darzustellen sind insbesondere:

- Merkmale historischer Kulturlandschaften und Kulturlandschaftselemente,
- Siedlungs- und Gebäudestrukturen, Formen, Farben und Baumaterialien, die das Orts- und Landschaftsbild charakterisieren,
- Typische Bodennutzungen und Vegetationsstrukturen,
- Typische Besonderheiten der Geomorphologie.

Darüberhinaus sind die Mindestansprüche des Naturschutzes hinsichtlich der Landschaftserhaltung und -entwicklung zu formulieren, die in Abwägungsprozessen besondere Priorität erhalten sollen. Solche Mindestansprüche könnten beispielsweise den Erhalt bedeutender historischer Kulturlandschaften und -landschaftsteile beinhalten. Aus den Mindestansprüchen und dem Spektrum der Entwicklungsmöglichkeiten entsteht im Idealfall ein flexibles und dennoch konkretes Leitbild für einen Planungsraum.

## 5.2 Flächendeckende Erfassung und Bewertung des Nahbereichs

Viele landschaftsbildrelevante Parameter werden bei einer qualifizierten Biotopkartierung miteinfaßt. Die Erfassung ist zu ergänzen um Landschaftsmerkmale, die sich in der Orientierungsphase als wichtig für die landschaftliche Eigenart herausgestellt haben. Dazu zählen z.B. historische Kulturlandschaftselemente oder charakteristische geomorphologische Formen. Auf der Grundlage der Biotopkartierung können dann Landschaftsbildeinheiten abgegrenzt werden, die im Gelände als Einheit erlebbar und homogen zu bewerten sind (z.B. das zusammenhängende Grünland einer Bachaue, ein alter Dorfkern, eine Allee). Sie sind die Bewertungsobjekte.

Die Landschaftsbildeinheiten werden nach dem oben genannten Leitkriterium Eigenart jeweils für sich, ohne Berücksichtigung großräumigerer Wirkungen bewertet. Die Eigenart wird durch die Unterkriterien Vielfalt, Natürlichkeit und historische Kontinuität beschrieben. Um die verbale Bewertung vergleichbar und nachvollziehbar zu machen, sollte sie sich an den hier für die einzelnen Unterkriterien formulierten Hilfsfragen orientieren, die mit ‚ja‘ (= überwiegend zutreffend) oder ‚nein‘ (= überwiegend nicht zutreffend) zu beantworten sind.

### Vielfalt:

- Ist die Vielfalt der natürlichen Standorte nicht nivelliert, sondern gut erkennbar?
- Ist der vielfältige Wechsel jahreszeitlicher Aspekte, soweit er der Eigenart entspricht, erhalten?
- Ist die räumliche Struktur und Gliederung der Landschaft entsprechend ihrer Eigenart vielgestaltig?
- Ist die Vielfalt der naturraum- und standorttypischen Arten vorhanden?

### Natürlichkeit:

- Sind die verschiedenen natürlichen Standorte überwiegend von natürlichen Lebensgemeinschaften geprägt?
- Ist natürliche Dynamik möglich und erlebbar?
- Sind der freie Wuchs und die Spontanität der Vegetation möglich, sind natürliche Lebenszyklen erlebbar?
- Sind wildlebende Tiere und ihre Lebensäußerungen noch in natürlicher Dichte wahrnehmbar?

### Historische Kontinuität:

- Ist die Landschaftsgestalt in ihren historisch gewachsenen Dimensionen und ihrer Maßstäblichkeit ungestört?
- Wirkt die Landschaftsbildeinheit harmonisch, ohne abrupte und untypische Kontraste in Farbe und Form?
- Sind einzelne, herausragende historische Kulturlandschaftselemente erhalten und als solche erkennbar?
- Ist die Landschaftsbildeinheit als ganzes Teil einer großräumigeren historischen Kulturlandschaft?

Die für die Unterkriterien ermittelten Werte müssen zu einer Gesamtbewertung der Eigenart aggregiert werden. Ergebnis der Bewertung soll die Zuordnung der Landschaftsbildeinheiten zu drei (bis fünf) Wertstufen sein:

- **Eigenart gut ausgeprägt:** Landschaftsbildeinheiten, die dem Leitbild bereits weitgehend entsprechen. Für diese Flächen ist im weiteren Verlauf der Planung die Schutzwürdigkeit des Landschaftsbildes zu prüfen.
- **(Eigenart ausgeprägt)**
- **Eigenart erkennbar:** Landschaftsbildeinheiten, die dem Leitbild nur teilweise entsprechen bzw. bei denen die Eigenart der Landschaft zwar noch erkennbar, aber nicht mehr gut ausgeprägt ist.
- **(Eigenart teilweise erkennbar)**
- **Eigenart nicht mehr erkennbar:** Landschaftsbildeinheiten, bei denen die Eigenart der Landschaft vollständig überformt ist. Sie sind unter Berücksichtigung der im Leitbild formulierten Merkmale der naturraumtypischen Eigenart neu zu entwickeln. In Übereinstimmung mit der räumlichen Lage der jeweiligen Einheit und mit dem Leitbild können für diese Flächen Entwicklungsalternativen aufgezeigt werden.

Die Zuordnung zu den Wertstufen kann durch die Entwicklung einer Bewertungsvorschrift transparent gemacht werden. Eine solche Bewertungsvorschrift könnte sich auf die Anzahl der für die Unterkriterien jeweils mit „ja“ beantworteten Hilfsfragen stützen.<sup>5</sup> In die flächendeckende Bewertung der Eigenart fließen nur die Merkmale der Landschaftseinheit selbst ein: ihr visuelles, greifbares Erscheinungsbild und die zugehörigen, charakteristischen Geräusche und Gerüche. Unberücksichtigt bleiben dabei zunächst störende

<sup>5</sup> Ein Vorschlag dazu, der allerdings zunächst in der Praxis zu erproben wäre, wird in Köhler (1995) gemacht.

Einflüsse aus weiter entfernt liegenden Quellen ebenso wie Beeinträchtigungen durch weithin sichtbare Objekte in der Landschaft, da diese gesondert erfaßt und bewertet werden.

### 5.3 Erfassung und Bewertung großräumiger Wirkungen

Über die Eigenart der Landschaftsbildeinheiten hinaus sind in einem weiteren Schritt bei der Bewertung großräumige Wirkungen wie Lärm, störende Gerüche oder weithin sichtbare, störende Bauwerke zu berücksichtigen. Diese visuellen, akustischen und olfaktorischen Beeinträchtigungen sollen jeweils gesondert erfaßt und bewertet werden. Die Landschaftsbildeinheiten sind also von größeren Bereichen überlagert, in denen sich einzelne Landschaftsbestandteile visuell, akustisch oder olfaktorisch auswirken. Diese Bereiche werden Wirkzonen genannt (Nohl 1991).

Es kann generell von in ihrer Reichweite begrenzten Wirkzonen mit nach außen abnehmender Intensität der negativen Wirkung ausgegangen werden. Die mit zunehmendem Abstand zur Quelle abnehmenden Beeinträchtigungen können dadurch dargestellt werden, daß die Wirkzonen in mehrere, konzentrisch gestaffelte Zonen abnehmender Intensität gegliedert werden. Die Berechnung dieser Wirkzonen kann teilweise standardisiert werden. Dazu müssen häufige Eingriffsvorhaben typisiert werden.

#### Visuelle Beeinträchtigungen

Die meisten Einzelobjekte in der Landschaft sind nur in der Landschaftsbildeinheit, in der sie sich befinden, oder allenfalls noch von den benachbarten Einheiten aus sichtbar. Sie können bei der Beschreibung und Bewertung dieser Einheiten berücksichtigt werden und brauchen hinsichtlich ihrer Fernwirkung nicht besonders gekennzeichnet zu werden. Eine gesonderte Erfassung ist nur bei den Objekten sinnvoll, die von einer deutlich größeren Fläche aus wahrnehmbar sind. Für die Ebene des Landschaftsrahmenplans sind großräumige Wirkungen relevant, wie sie beispielsweise von Hochspannungsleitungen oder Sendemasten ausgehen können.

Weithin sichtbare Bauwerke können das Landschaftsbild beeinträchtigen, wenn sie überdimensioniert erscheinen und in der Formgebung, in Farbe und Material

nicht der landschaftlichen Eigenart entsprechen. Es wäre jedoch nicht sachgerecht, von einer gleichschweren Beeinträchtigung des Landschaftsbildes in der gesamten visuellen Wirkzone eines solchen Bauwerks auszugehen. Mit steigender Entfernung nivelliert sich nämlich das Werturteil des Betrachters, so daß die negative Wirkung von Objekten nur bis zu einer bestimmten Entfernung relevant für die Qualität des Landschaftsbildes ist.<sup>6</sup>

Die Ausdehnung der visuellen Wirkzone ist sowohl von der Größe und Art (bzw. der visuellen Dominanz)<sup>7</sup> des Objektes als auch von den Sichtverhältnissen abhängig. Einen Vorschlag für eine Standardisierung macht Nohl (1992) für mastenartige Eingriffe. Der tatsächliche Auswirkungsbereich wird ermittelt, indem von den abstrakt festgelegten, gestaffelten Wirkzonen die ‚sichtverschatteten‘ Bereiche abgezogen werden. Dieser Arbeitsschritt kann manuell (aufgrund der topographischen Karten bzw. durch Geländebegehungen) oder rechnergestützt durchgeführt werden. Die visuelle Wirkzone entspricht einer Kreisfläche mit Aussparungen für die sichtverschatteten Bereiche.

#### Akustische und olfaktorische Beeinträchtigungen

Die meisten Geräusche und Gerüche in der Landschaft sind nur in der Landschaftsbildeinheit, in der sie entstehen, oder allenfalls noch von den benachbarten Einheiten aus wahrnehmbar. Sie entsprechen der jeweiligen Eigenart und können bei deren Bewertung berücksichtigt werden. Dies gilt ohnehin für alle Geräusche und Gerüche, die die Eigenart der Landschaft positiv kennzeichnen.

Lärm und intensive, unangenehme Gerüche wirken sich jedoch häufig weiträumig negativ aus. Verlärmte und mit Gerüchen belastete Bereiche müssen in der Landschaftsplanung daher gesondert berücksichtigt werden. Dazu werden die potentiellen Quellen störender Geräusche und Gerüche ausgemacht und die Intensität und Weiträumigkeit der Beeinträchtigungen abgeschätzt.

<sup>6</sup> So wirkt ein Funkturm auf einer Bergkette aus der Nähe als störendes technisches Bauwerk. Aus weiterer Entfernung wird er eher neutral oder sogar positiv als kennzeichnende, die Bergkette überhöhende und akzentuierende Landmarke wahrgenommen.

<sup>7</sup> Die visuelle Dominanz ist z.B. bei beweglichen Baukörpern (Windkraftanlagen) gegenüber statischen Baukörpern erhöht.

Der beeinträchtigte Bereich ist durch Geräusch- und Geruchsbarrieren begrenzt und ist stark von der Witterung abhängig. Akustische und olfaktorische Wirkzonen sind aufgrund der starken Windabhängigkeit und anderen variablen Rahmenbedingungen<sup>8</sup> nicht kreisförmig, sondern mehr oder weniger amorph. Für Lärmbelastungen gibt es standardisierte Verfahren zur Prognose der beeinträchtigten Bereiche unter Berücksichtigung der Lärmschutzfunktion unterschiedlicher Landschaftselemente (DIN 18005; Marks et al. 1992). Eine Typisierung von Geruchsquellen ist anhand technischer Daten möglich (Einwohnergleichwerte und Bauart bei Kläranlagen, Großvieheinheiten bei Tierhaltungsbetrieben, Anteil Schwerlastverkehr bei Straßen etc.)<sup>9</sup>. Die Wirkzonen der Lärm- und Geruchsbelastungen können kartografisch als Schraffuren über die flächendeckend dargestellten Landschaftsbildeinheiten gelegt werden, die Quellen der Störungen werden durch Symbole markiert.

### 5.4 Bewertung der Schutzwürdigkeit des Landschaftsbildes

Der Stellenwert des Landschaftsbildes unter den rechtlichen Kriterien zur Schutzgebietsausweisung (Schutzzwecke) ist relativ hoch (Rosenstock 1984): Während z.B. für den Artenschutz formal nur die Schutzkategorie Naturschutzgebiet zur Verfügung steht (Louis 1990 b), können zum Schutz des Landschaftsbildes alle Schutzgebietskategorien verwendet werden. Darüber hinaus ist auch eine Erklärung zum Naturpark möglich. Die Formulierungen in der Naturschutzgesetzgebung ermöglichen die Feststellung der Schutzwürdigkeit von Landschaftsteilen. Sie geben Hinweise auf die Kriterien, die zur Bewertung der Schutzwürdigkeit anzulegen sind.

Bei den historischen Kulturlandschaftselementen gibt es einen breiten Überschneidungsbereich mit dem Kulturdenkmalschutz – hier ist zu prüfen, inwieweit bereits ein gesetzlicher Denkmalschutz besteht, der durch Eintragung in die Liste der Kulturdenkmäler (als Einzelobjekt oder Ensemble) manifestiert werden kann.

<sup>8</sup> Jahres- und tageszeitabhängig wirken z. B. variable Größen wie die Verkehrsdichte, der Betriebsablauf in der Landwirtschaft (Silage, Tierhaltung, Düngung) oder die Lufttemperatur bzw. der Niederschlag.

<sup>9</sup> Die Geruchsschwellenbestimmung richtet sich nach der VDI (Verein Deutscher Ingenieure) Richtlinie 3881.

## 5.5 Darstellung der Ergebnisse für die Planung

Erfassung und Bewertung sind bis hierhin zu folgendem Ergebnis gekommen:

■ Es liegt ein hinreichend konkretes und dennoch flexibles Leitbild vor. Das Leitbild kann z.B. bestehen aus einer Karte, in der Landschaftsteilräume unterschiedlicher Eigenart abgegrenzt sind. Für diese liegen verbal, als Photodokumentation und/oder Landschaftsskizzen „Gebietsbriefe“ vor, die die spezifische Eigenart der Landschaftsteilräume beschreiben und so das Leitziel „Erhalt/Entwicklung der landschaftlichen Eigenart“ verdeutlichen. Mindestansprüche des Naturschutzes hinsichtlich des Erhaltes besonders eigenartiger Landschaften sind verbal oder kartographisch formuliert.

■ Die Biotoptypenkartierung (z.B. nach *Drachenfels* 1994) mit Angaben zur Struktur und Nutzung von Vegetationsbeständen und zusätzlichen Angaben zu Landschaftsmerkmalen, die typisch oder prägend für die landschaftliche Eigenart des Untersuchungsgebietes sind, liegt vor. Siedlungen und Bauten sind ebenso wie geomorphologische Besonderheiten und historische Kulturlandschaftselemente detailliert kartografisch und ggf. zusätzlich in einem Kataster erfaßt. Auf dieser Grundlage sind Landschaftsbildeinheiten abgegrenzt, die in der Landschaft als Einheit überblickbar und erfahrbare sind.

■ Die Landschaftsbildeinheiten sind nach dem Leitkriterium Eigenart bewertet und Wertstufen zugeordnet worden, die in einer Bewertungskarte z.B. als Flächenfarben dargestellt sind.

■ Visuelle, akustische und olfaktorische Beeinträchtigungen sind in der Bewertungskarte z.B. als überlagernde Schraffur gekennzeichnet und im Text beschrieben. Eine Aggregation zu einer Gesamtbewertung ist weder fachlich noch methodisch sinnvoll.

■ Die Teile von Natur und Landschaft, die aufgrund des Landschaftsbildes schutzwürdig sind, sind kartographisch entsprechend gekennzeichnet und ggf. bereits der passenden Schutzgebietskategorie zugeordnet. Sie entsprechen i.d.R. den im Leitbild bereits formulierten Mindestansprüchen des Naturschutzes und konkretisieren diese räumlich und inhaltlich.

Das so dargestellte Bewertungsergebnis liefert direkt konkrete Hinweise für die Planung, weil Ansatzpunkte für Maßnah-

men transparent verdeutlicht werden. Belastungsschwerpunkte, wenig beeinträchtigte Bereiche und wertvolle bzw. schutzwürdige Bereiche sind aus der Bewertung ablesbar.

Maßnahmen können in der Fläche ansetzen (Schutz besonders wertvoller Flächen, Entwicklung der Eigenart in stärker überformten Bereichen) oder auf die Verringerung von großräumigeren visuellen, akustischen oder olfaktorischen Beeinträchtigungen an der Quelle abzielen.

Das Leitbild bietet wertvolle Hinweise für die Weiterentwicklung der landschaftlichen Eigenart. In diesem Planungsstadium bietet sich darüberhinaus ein zweiter Schritt der Partizipation an, um Entwicklungsszenarien für das Landschaftsbild auf der Grundlage der Erfassung und Bewertung zu diskutieren und abzustimmen (Teilnehmerkreis und Rahmen analog zur Leitbildentwicklung, s. 5.1).

## 6. Anwendung der Methode in Eingriffsregelung und Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

Die vorgestellte Methode wurde in Hinblick auf die Eingriffsregelung und die UVP als häufigste Planungsfälle des Naturschutzes optimiert. Sie bietet eine geeignete Grundlage für den Vergleich des Zustandes des Landschaftsbildes vor dem Eingriff mit dem Zustand nach der Durchführung des Vorhabens. Im Idealfall kann auf der Erfassung und Bewertung eines vorliegenden Landschafts(rahmen)plans aufgebaut werden. Dazu ist zusätzlich der Endzustand nach dem Eingriff zu prognostizieren, um die Wirkungen abschätzen zu können (Wirkungsprognose).

### 6.1 Abgrenzung des vom Eingriff betroffenen Raums; Erfassung und Bewertung des Ausgangszustandes

Der betroffene Raum ist nicht nur die Grundfläche, auf der der Eingriff stattfindet, sondern die gesamte von seinen Auswirkungen betroffene Fläche. Im Fall von Masten oder Türmen ist dies bezogen auf das Landschaftsbild ein erheblicher Unterschied: Einer direkten Eingriffsfläche von nur wenigen Quadratmetern steht ein beeinträchtigter Bereich von u.U. mehreren Quadratkilometern gegenüber. Wenn die visuellen, akustischen und olfaktorischen Wirkzonen des Eingriffsvorhabens kartografisch überlagert werden,

so ist ihre jeweils äußerste Grenze gleichzeitig die Grenze des beeinträchtigten Bereiches. Er wird sinnvoll arrondiert zu dem betroffenen Raum, der in die Untersuchungen einbezogen wird.

Die Erfassung, die Abgrenzung der Landschaftsbildeinheiten im betroffenen Raum und ihre Bewertung nach dem Leitkriterium Eigenart folgt der oben beschriebenen Methodik.

In einem zweiten Schritt werden vorhandene visuelle, akustische und olfaktorische Vorbelastungen erfaßt und bewertet – auch, wenn ihre Quellen außerhalb des Untersuchungsgebietes liegen. Die Quellen und ihre Wirkzonen sind zu markieren.

### 6.2 Erstellung der Wirkungsprognose

Der künftige Zustand des Landschaftsbildes ist zu prognostizieren. Hilfreich sind dazu Simulationstechniken, die die Prognose anschaulicher und damit leichter bewertbar machen (Videosimulation, Photomontagen, Simulation im Gelände; vgl. *Hoppenstedt & Stocks* 1991).

Das prognostizierte künftige Landschaftsbild der direkt vom Eingriff betroffenen Grundfläche ist analog zur Bewertung des Ausgangszustands nach dem Leitkriterium Eigenart zu bewerten. Die Bewertungen des bestehenden und des prognostizierten Zustandes von Natur und Landschaft auf der Eingriffsfläche werden gegenübergestellt.

Darüberhinaus sind die großräumigeren visuellen, olfaktorischen und akustischen Wirkzonen des Vorhabens zu prognostizieren. Bei Geräusch- und Geruchsbelastungen sind sehr effektive Vermeidungsmaßnahmen an der Quelle möglich (Lärmschutzwände, Filter, Abdeckungen, Ableitung und thermische Verwertung von Biogas etc.). Diese sind in der Eingriffsregelung einzufordern und bei der Bemessung der Wirkzonen zu berücksichtigen.

### 6.3 Vorkehrungen zur Vermeidung von Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes

Hinweise auf Vermeidungsmöglichkeiten ergeben sich aus dem Leitbild und den Bewertungskriterien. Allgemein sind folgende Vorkehrungen zur Vermeidung von Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes denkbar:

■ Wahl eines Standortes, der bezüglich

der Eigenart bereits einer niedrigen Wertstufe zuzuordnen ist (Vermeidung der Zerstörung naturraumtypischer Eigenart).

■ Wahl eines Standortes in der Nähe gleicher oder ähnlicher Vorbelastungen (Bündelung von Eingriffen, Erhalt der Eigenart).

■ Verwendung von Materialien, Farben und Bauformen, die der Eigenart entsprechen; Anpassung der Dimension der Anlage an die Maßstäblichkeit der Landschaft.

■ Vermeidung oder Verringerung von Geruch- und Geräuschemissionen durch technische Maßnahmen an der Quelle.

Wenn die prognostizierten Beeinträchtigungen soweit vermieden werden können, daß sie nicht mehr erheblich sind, so ist die Eingriffsregelung damit erfüllt.

#### 6.4 Planung von Ausgleichsmaßnahmen

Falls trotz der weitmöglichsten Vermeidung erhebliche Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes zurückbleiben, sind Ausgleichsmaßnahmen zu planen. Ausgleichsmaßnahmen sollen die beeinträchtigten Werte wiederherstellen oder zu einer landschaftsgerechten Neugestaltung beitragen. Sie müssen im vom Eingriff beeinträchtigten Bereich liegen, also innerhalb der prognostizierten Wirkzonen.

Zur Ausgleichbarkeit können folgende Arbeitshypothesen zugrundegelegt werden:

■ Erhebliche Beeinträchtigungen der Eigenart der Eingriffsfläche können durch die Sanierung oder Entwicklung gleich großer, weniger wertvoller Bereiche im Untersuchungsgebiet ausgeglichen werden („landschaftsgerechte Neugestaltung“, § 10 (1) NNatG).

■ Erhebliche visuelle Beeinträchtigungen durch landschaftsfremde Baukörper sind durch den Abbau gleichschwerer Beeinträchtigungen im selben Raum ausgleichbar.

■ Erhebliche Beeinträchtigungen durch Gerüche und Geräusche sind, soweit sie nicht vermeidbar sind, auch nicht ausgleichbar. (Diese Hypothese beruht auf der Tatsache, daß Lärm und Gerüche in dem von ihnen beeinträchtigten Bereich die Landschaftswahrnehmung dominieren, da sie unausweichlich wahrgenommen werden. Beeinträchtigungen durch Lärm und Geräusche können auch nicht mit dem Abbau von Vorbelastungen verrechnet werden, da sie sich unterschiedliche Geräusche bzw. unterschiedliche Gerüche auf-

grund ihrer unterschiedlichen Qualität i.d.R. nicht substituieren.)

Wenn die prognostizierten Beeinträchtigungen soweit ausgeglichen werden können, daß sie nicht mehr erheblich sind, so ist die Eingriffsregelung damit erfüllt.

#### 6.5 Abwägung und Planung von Ersatzmaßnahmen

Wenn die erheblichen Beeinträchtigungen nicht vollständig ausgleichbar sind, muß abgewogen werden, ob die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege vorgehen. Ist dies nicht der Fall, so müssen die verbleibenden erheblich beeinträchtigten Funktionen und Werte des Landschaftsbildes weitmöglichst ersetzt werden.

Die Ersatzmaßnahmen orientieren sich an den beeinträchtigten Funktionen und Werten, die nicht durch Ausgleichsmaßnahmen wiederhergestellt werden können. Sie sollen in möglichst ähnlicher Art und Weise in dem vom Eingriff betroffenen Raum ersetzt werden. Dabei können folgende Arbeitshypothesen zugrundegelegt werden:

■ Funktionen und Werte, die durch Lärm oder Gerüche erheblich beeinträchtigt werden, sind durch die Verringerung oder Beseitigung gleich schwerer Lärm- oder Geruchsbelastungen ersetzbar.

■ Erhebliche visuelle Beeinträchtigungen sind durch die Verringerung oder Beseitigung gleich schwerer, jedoch anders garteter visueller Beeinträchtigungen kompensierbar.

#### 6.6 Eingriffsbilanz

Die Gegenüberstellung von Vorkehrungen zur Vermeidung und Kompensationsmaßnahmen mit den beeinträchtigten Funktionen und Werten kann tabellarisch erfolgen. Die ‚Bilanzierung‘ erfolgt verbal. Dabei ist insbesondere festzustellen, ob eine vollständige Kompensation erreicht wird.

Eine solche Gegenüberstellung sollte sinnvollerweise nicht nur das Landschaftsbild, sondern auch alle anderen Schutzgüter (Funktionen und Werte des Naturhaushaltes) und die dafür ermittelten Kompensationsmaßnahmen enthalten. Es ist dabei festzustellen, welche Kompensationsmaßnahmen mehrere Funktionen erfüllen bzw. Werte wiederherstellen können. Dadurch kann sich der Gesamtumfang der Kompensationsmaßnahmen verringern (NLÖ 1994).

#### Literatur

*BNatSchG*: Bundesnaturschutzgesetz i.d.F. vom 12.03.1987, zuletzt geändert durch Gesetz vom 26.08.1993.

*NNatG*: Niedersächsisches Naturschutzgesetz i. d. F. vom 02.07.90, zuletzt geändert durch Gesetz vom 18.10.1993 (in Kraft seit 01.11.1993).

*BVerwG* (1990): Urteil, NuR 1991 (3): 124

*OVG Koblenz* (1986): Urteil, NuR 1987 (6): 275-276

*Ahr, B., Baumgart, J. & Kirsch-Stracke, R.* (1993 a): Konzeption für das Ökologische Gutachten als Grundlage zur Umweltverträglichkeitsprüfung in der Flurbereinigung. – Erarbeitet im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung, Abteilung Landentwicklung, Hannover.

*Ahr, B., Baumgart, J. & Kirsch-Stracke, R.* (1993 b): Ökologisches Gutachten zur Flurbereinigung Alheim-Oberellenbach und Alheim-Sterkelshausen. – Erarbeitet im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung, Abteilung Landentwicklung, Hannover.

*ANL & DAF* (Hrsg.; 1991): Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. – Informationen 4, Hrsg.: Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Dachverband wiss. Gesellsch. der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. Laufen/Salzach, Frankfurt.

*BFANL* (Hrsg., 1991): Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild. – Dokumentation einer Arbeitstagung vom 12. bis 14. September 1990, Bonn-Bad Godesberg.

*Blum, P., Agena, C.-A. & Franke, J.* (1990): Niedersächsisches Naturschutzgesetz, Kommentar, Wiesbaden.

*Böhme, G.* (1991): Die Frage nach einem neuen Naturverständnis. – Politische Ökologie (24) 20-24.

*Carson, R. L.* (1962): Der stumme Frühling (Silent Spring). – Aus dem Amerikanischen von Margaret Auer. Biederstein, München.

*Dinnebier, A.* (1994): Spontanatur und Stadtkultur. Ästhetische Aspekte eines ökologischen Gegenstandes. – Das Gartenamt (8) 524-526.

*Drachenfels, O. v.* (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der

- nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope, Stand September 1994. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen (A/4) 1-192, Hannover.
- Fischer-Hüftle, P. (1993): Rechtliche Aspekte bei Eingriffen in das Landschaftsbild. – *NNA-Berichte* 6 (1) 25-30.
- Gareis-Grahmann, F.-J. (1993): Beurteilung des Landschaftsbildes bei linienförmigen Vorhaben – Beispiel Straßenbau. – *Berichte der ANL* (17) 31-39. Laufen/Salzach.
- Gassner, E. (1989): Zum Recht des Landschaftsbildes. *Natur und Recht* 11 (2) 61-66.
- Hard, G. (1991): Landschaft als professionelles Idol. – *Garten und Landschaft* 91 (3) 13-18.
- Hard, G. (1992): Konfusionen und Paradoxien. – *FLÖL-Mitteilungen* 92 (1) 6-33.
- Hard, G. (1994): Schützt die Natur vor den Naturschützern. Replik auf eine Preddigt. – *Garten und Landschaft* (7) 6-8.
- Hasse, J. & Schwahn, C. (1991): Windenergie und Ästhetik der Landschaft – Ästhetische Landschaftsverträglichkeit von Windenergieanlagen und Windenergieparks (Beispiel Wesermarsch). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landkreises Wesermarsch.
- Hoisl, R., Nohl, W., Zekorn, S. & Zöllner, G. (1987): Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung. Empirische Grundlagen zum Erlebnis der Agrarlandschaft. – *Materialien zur Flurbereinigung* (11). Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- Hoppenstedt, A. & Stocks, B. (1991): Visualisierung bzw. Simulation von Landschaftsbildveränderungen. – In: *BFANL* (Hrsg.; 1991, a. a. O.) 97-120.
- Kiemstedt, H. & Walters, M. (1986): Zur Operationalisierung umweltpsychologischer Erkenntnisse für die Bewertung der Landschaft. – Berlin, Hannover.
- Köhler, B. (1993): Das Landschaftsbild in der Eingriffsregelung. – Häusliche Prüfungsarbeit im Rahmen der großen Staatsprüfung (Fachrichtung Landschaftspflege). Manuskript.
- Köhler, B. (1997): Grundlagen und Methoden zur Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes – Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft. – Erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, im Druck.
- Kowarik, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zur zeitgemäßen Modifikation. – *Tuexenia* (7) 53-67. Göttingen.
- Kowarik, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). – *Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin* 56, Berlin.
- Krause, C. L. (1985): Zur planerischen Sicherung des Landschaftsbildes und zur Berücksichtigung der Landschaftsbildqualitäten im Eingriffsfall. – In: *Eingriffe in Natur und Landschaft durch Fachplanungen und private Vorhaben*. Hrsg. Institut für Städtebau gemeinsam mit der BFANL. 136-152. Berlin.
- Krause, C. L., Adam, K. & Schäfer, B. (1983): Landschaftsbildanalyse – Methodische Grundlagen zur Ermittlung der Qualität des Landschaftsbildes. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 25. Bonn-Bad Godesberg.
- Langer, H., Hoppenstedt, A. & Stocks, B. (1990): Landschaftsbild – Ermittlung von Empfindlichkeit, Eingriffsbewertung sowie Simulation möglicher zukünftiger Zustände. – *Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik* 610. Hrsg.: BMV (1991). Bonn-Bad Godesberg.
- Louis, H.-W. (1990 a): Niedersächsisches Naturschutzgesetz, Kommentar 1. Teil, §§ 1 bis 34, Braunschweig.
- Louis, H.-W. (1990 b): Artenschutz durch Ausweisung von Naturdenkmalen, Landschaftsschutzgebieten und besonders geschützten Landschaftsbestandteilen. – *Natur und Recht* 1990 (3) 105-108.
- Marks, R., Müller, M.J., Leser, H. & Klink, H.J. (Hrsg.; 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* Bd. 229. Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Trier.
- Martins, J. (1993): Landschaftsbildbewertung Ostorfer See/Schwerin. – Diplomarbeit am Fachbereich Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Hannover.
- Mönnecke, M. (1991): Gutachten Landschaftsbildbewertung im Stadtraum. Entwicklung eines Verfahrens zur Landschaftsbildbewertung im bebauten Bereich der Hansestadt Lübeck. – Gutachten des Büros Tourismus- und Erholungsplanung (BTE, Projektleitung H. Schapf & W. Harfst) im Auftrag der Hansestadt Lübeck (Umweltamt), Hannover.
- NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 1994): Naturschutzfachliche Hinweise zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 14 (1) 1-60, Hannover.
- Nohl, W. & Neumann, K.-D. (1986): Landschaftsbildbewertung im Alpenpark Berchtesgarden. *Umweltpsychologische Untersuchungen zur Landschaftsästhetik*. – *MAB-Mitteilungen* 23 (1986) 2., verb. Auflage.
- Nohl, W. (1991): Konzeptionelle und methodische Hinweise auf landschaftsästhetische Bewertungskriterien für die Eingriffsbestimmung und die Festlegung des Ausgleichs. – In: *BFANL* (Hrsg.; 1991, a. a. O.) 59-74.
- Nohl, W. (1992): Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes durch mastenartige Eingriffe. *Materialien für die naturschutzfachliche Bewertung und Kompensationsermittlung*. – Studie im Auftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Fassung vom November 1992, Kirchheim bei München.
- Perpeet, M. (1992): Landschaftserlebnis und Landschaftsgestaltung. – *Schriftenreihe des Institutes für Landespflege der Universität Freiburg* (19).
- Planungsgruppe Grün (1991): Landschaftsplan Bremervörde. – Erstellt im Auftrag der Stadt Bremervörde, Bremen.
- Planungsgruppe Ökologie und Umwelt/ALAND (1992): Landschaftsrahmenplan gemäß § 5 Niedersächsisches Naturschutzgesetz für den Landkreis Peine (1992). – Hrsg.: LK Peine, Amt für Umweltschutz und Regionalplanung, Peine.
- Pohlmann, K. (1993): Über die Bedeutung der Ästhetik in der Landschaftsplanung. – In: *Landschaftsplanung zwischen Rationalität und Natur*. TU Berlin, Fachbereich 14, Mskr., 309-330. – Berlin.
- Riccabona, S. (1991): Die Praxis der Landschaftsbildbewertung bei komplexen, flächenhaften Eingriffen im Bergland aus der Sicht des Sachverständigen. – In: *BFANL* (Hrsg.; 1991, a. a. O.) 37-58.
- Rosenstock, A. (1984): Zur Abgrenzung der Schutzgebiete und Schutzobjekte des Bundesnaturschutzgesetzes und seiner Ausführungsbestimmungen. – *Natur und Landschaft* 59 (1) 12-14.

Schäfer, R. (Hrsg.; 1993): Was heißt denn schon Natur? – Callwey, München.

Schwahn, C. (1990): Landschaftsästhetik als Bewertungsproblem. Zur Problematik der Bewertung ästhetischer Qualität von Landschaft als Entscheidungshilfe bei der Planung von landschaftsverändernden Maßnahmen. – Beiträge zur räumlichen Planung (28), Schriftenreihe des Fachbereichs Landespflege der Universität Hannover.

Schwineköper, K., Seiffert, P. & Konold, W. (1992): Landschaftsökologische Leitbil-

der. – Garten und Landschaft 1992 (6) 33-38.

Trepl, L. (1991/1992): Ökologie als Heilslehre. Zum Naturbild der Umweltbewegung. – Politische Ökologie (25) 39-45.

Winkelbrandt, A. & Peper, H. (1989): Zur Methodik der Landschaftsbilderfassung und -bewertung für Umweltverträglichkeitsprüfungen – am Beispiel von Retentionsmaßnahmen im Raum Breisach. – Natur und Landschaft 64 (7/8) 303-309.

Wöbse, H. H. (1994): Schutz historischer

Kulturlandschaften. – Beiträge zur räumlichen Planung (37), Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover.

### **Anschrift der Verfasserin**

Dipl.-Ing. Babette Köhler  
Stadtplanungsamt Freiburg,  
Landschafts- und Grünordnungsplanung  
Fehrenbachallee 12  
79106 Freiburg i. Br.

# Bewertung ästhetischer Qualitäten in Stadtlandschaften

von Margit Mönnecke

In den Naturschutzgesetzen des Bundes und der Länder wird der Schutz, die Pflege und die Entwicklung der 'Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft' mit der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes gleichgesetzt. Doch der praktische Vollzug bleibt weit hinter diesen Ansprüchen zurück.

Maßstabslose Monotonie in Beton und Glas in Ignoranz der jeweiligen Örtlichkeit und Landschaft, übertriebene Pflege der öffentlichen und privaten Grünanlagen verändern Stadtbilder allmählich zu immer größerer Uniformität. Die spezielle Vielfalt und das Charakteristische der Landschaftsräume gehen dabei häufig verloren. Dies gilt gleichermaßen für den besiedelten wie den unbesiedelten Bereich.

Gleichzeitig wirkt diese zunehmende Zersiedlung der Landschaft und ihre Überformung durch den Menschen dem Bedürfnis nach einer ästhetisch befriedigenden Umwelt entgegen, die eine Ressource zur psychischen und physischen Erholung des Menschen sein sollte.

Dieser Diskrepanz wird auch in den Fach- und Gesamtplanungen aller Ebenen nur unzureichend begegnet. Ästhetische Qualitäten der Landschaft – umschrieben mit dem Begriff Landschaftsbild – müssen bei Planungen stärker als bisher berücksichtigt werden.

## 1. Zielsetzung und Anforderungen an das Bewertungsverfahren

Mit der Absicht, dieser eben skizzierten Nivellierungstendenz der Landschaftsräume entgegenzutreten, hat die Hansestadt Lübeck den Auftrag vergeben (BTE 1991), einen Verfahrensansatz zu entwickeln, mit dessen Hilfe die ästhetische Qualität der Stadtlandschaft systematischer in Entscheidungen über die Flächennutzung eingebracht werden kann. Der Ansatz zur Landschaftsbildbewertung soll zur Handhabung und Bewertung der ästhetischen Kategorien im

Rahmen der Eingriffsregelung, der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Bauleitplanung dienen, sowie einen qualifizierten Beitrag zur Landschaftsbewertung leisten. Darüber hinaus soll das Bewertungsverfahren die folgenden Anforderungen erfüllen:

- Flächendeckende Anwendung für den besiedelten und den unbesiedelten Stadtbereich,
- Berücksichtigung der unterschiedlichen Charakteristika der Lübecker Landschaft,
- Praktikabilität, z.B. keine komplizierte Bewertungsmethode,
- Ordinales Bewertungsniveau,

■ Größenordnung der einzeln zu bewertenden ästhetischen Raumeinheiten bis zu zwei Hektar (mit Ausnahme der Wald- und landwirtschaftlichen Flächen).

## 2. Begriffsbestimmung „Landschaftsbild“

Bei der Diskussion über Landschaftsbilder bzw. Landschaftsbildbewertungsverfahren ist eine Verständigung über den Begriff „Landschaftsbild“ notwendig, da dieser Begriff nicht einheitlich verwendet wird. Bei diesem Verfahrensansatz wird dem psychologisch-phänomenologischen Ansatz gefolgt (vgl. Nohl 1991), der nicht von einem starren Verhältnis zwischen seelischen Erleben und den materiellen Landschaftsstrukturen ausgeht. So ist das Landschaftsbild zum einen die real existierende Landschaft mit ihren Formen und Strukturen, zum anderen gleichzeitig aufgrund ihrer Beschaffenheit Auslöser von Reflexionsprozessen.

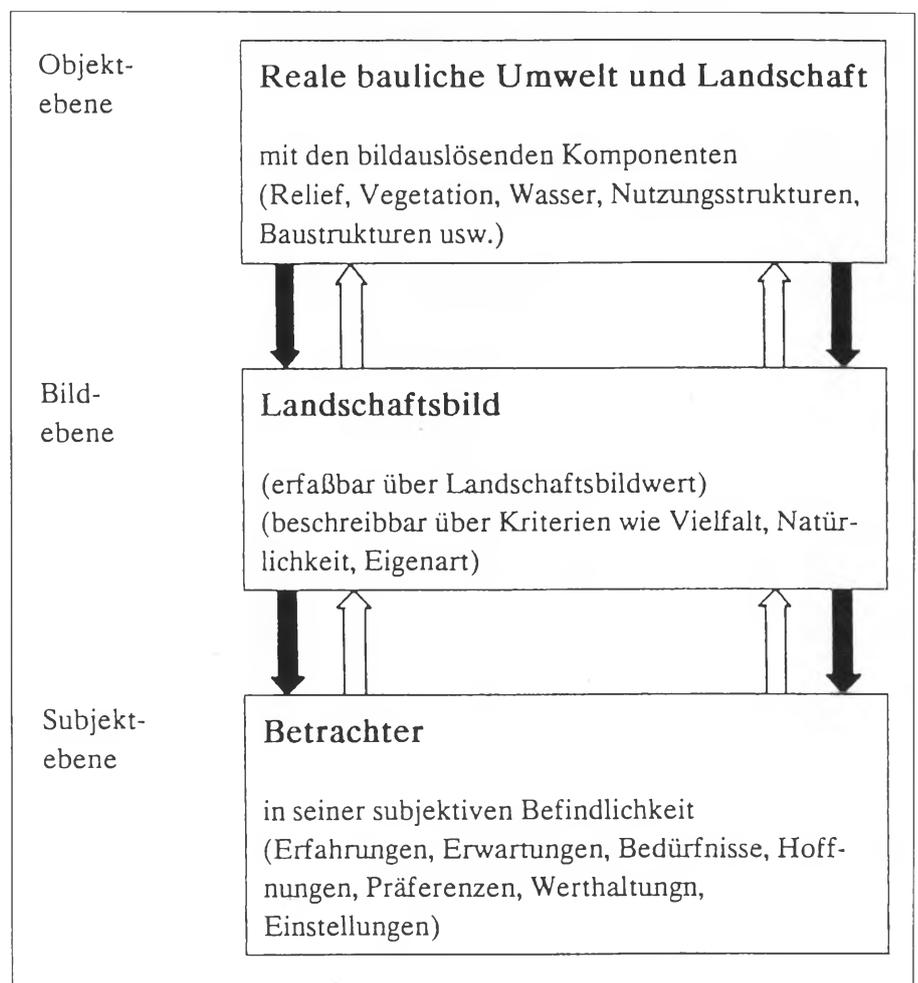


Abbildung 1

Die Wahrnehmung, das Erleben einer vorgefundenen Landschaftssituation wird bestimmt sowohl durch den zeitlich und kulturell bedingten „Landschaftsgeschmack“ (z.B. galt die Lüneburger Heide vor mehreren hundert Jahren als eine trostlose Steppe) als auch durch die Bedürfnisse der Nutzerinnen und Nutzer, die auf die Situation gerichtet sind, beispielsweise Ausüben einer Tätigkeit.

Bei der Wahrnehmung der vorgegebenen realen Landschaft schafft sich der Betrachter ein „Abbild“ des Landschafts, „bildes“. Dieses Abbild ist geprägt durch Erfahrungen mit der Landschaft, mit Erwartungen, Bedürfnissen, Wünschen und Werthaltungen. Das reale Bild, die materielle Beschaffenheit der Landschaft (Formen, Strukturen) wird vom Betrachter aufgenommen und löst gleichzeitig innere Gefühls- und Reflexionsprozesse aus, die so ein subjektives Abbild der realen Landschaftssituation beim Betrachter entstehen lassen. Daß dieses Abbild mehr ist, als die Zusammenfassung einzelner Bildelemente, wird dann deutlich, wenn einige Elemente entfernt werden, beispielsweise

Bäume bei einem Landschaftsausschnitt, aber dennoch das Erleben nicht beeinträchtigt wird.

Dies könnte nun den Schluß nahelegen, daß es zwar objektive Landschaften gibt, aber die Landschaftsbilder „in den Köpfen“ der Menschen aufgrund der unterschiedlichen sozialen, situativen und persönlichkeitspezifischen Einflußfaktoren zu verschieden sind, um sie einheitlich bewerten zu können. Doch konnte in vielen empirischen Studien (vgl. Adam et al 1986) eine Art „Durchschnittserleben“ nachgewiesen werden. Nach den Ergebnissen von Untersuchungen sind die Unterschiede im Werten (Erlebnisunterschiede) eher quantitativer als qualitativer Art (Nohl 1976).

Dem dargestellten Zusammenhang zwischen Landschaftsbild, Landschaft und Betrachter/in gibt die Abb. 1 wieder.

### 3. Entwicklung und Anwendung eines nutzerunabhängigen Verfahrensansatzes

Auf der Grundlage unterschiedlicher Verfahrensansätze zur Landschaftsbildbewertung

wurde ein nutzerunabhängiges Bewertungsverfahren entwickelt, das in seinem Ansatz Elemente anderer Verfahren<sup>1</sup> berücksichtigt bzw. mitaufnimmt. Dieser Verfahrensansatz wurde im Modellgebiet Lübeck-Schlutup erstmalig angewendet und später für andere Stadtgebiete übernommen.

Folgende Arbeitsschritte weist das Verfahren (vgl. Abb. 2) auf:

#### 1. Arbeitsschritt: Abgrenzung und Bildung ästhetischer Raumeinheiten

Um der Zielsetzung nach flächendeckender Erfassung und Bewertung ästhetischer Qualitäten im Stadtraum bei begrenzten Arbeits- und Zeitkapazitäten Rechnung zu tragen, wird der Ansatz mit typisierten Raumeinheiten (Landschaftsbildtypen) gewählt.

Die Abgrenzung der ästhetischen Raumeinheiten erfolgt nach funktionalen (z.B. Gewerbenutzung) und strukturalen (z.B. gliedernde Baumreihe) Merkmalen. Sie werden einem Landschaftsbildtyp zugeordnet, der die Bezugseinheit für die Bewertung bildet. Dadurch werden „wiederkehrende“ Typen, die an verschiedenen Stellen im jeweiligen Untersuchungsgebiet vorkommen (beispielsweise Brachflächen), und nur „einmalig“ auftretende Typen (beispielsweise Verkehrsübungsplatz) definiert.

Bei der Bestimmung der Landschaftsbildtypen wird zwischen dem unbesiedelten und besiedelten Bereich unterschieden, da aufgrund der Bedeutung von Freiflächen im städtischen Bereich diese Flächen mit der freien Landschaft nicht verglichen werden sollen.

#### 2. Arbeitsschritt: Bewertung der ästhetischen Raumeinheiten

Ausgehend von den Erkenntnissen der Wahrnehmungspsychologie wurde dem Verfahrensansatz von Adam et al. (1986) gefolgt, der von den dargestellten Subjekt-Objekt-Beziehungen verschiedene Bedürfnisse der Betrachter an das Landschaftsbild ableitet. Zum einen ist es das Bedürfnis nach Information (Landschaftserfahrung) und Orientierung, zum ande-

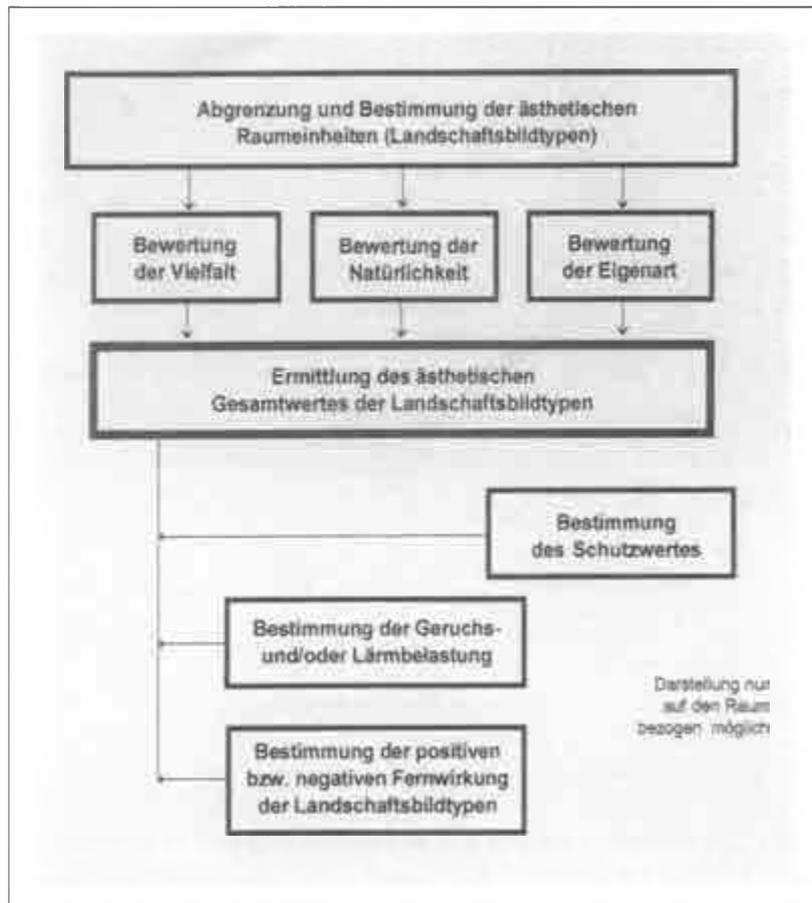


Abb. 2: Verfahren zur Bewertung ästhetischer Qualitäten im Stadtraum – Ablaufschema –

<sup>1</sup> Bei den konzeptionellen Überlegungen wurden u.a. folgende Verfahrensansätze analysiert: Adam/Nohl/Valentin (1986); AG Stadtbiotopkartierung (1985); Bierhals/Kiemstedt/Panteleit (1986); Krause/Adam/Schäfer (1983); Nohl/Neumann (1986) und Winkelbrandt/Peper (1989).

ren besteht das Bedürfnis nach Selbstverwirklichung und Freiheit sowie nach Heimat (im Sinne von einem Ort der Identifikation).

Neben der rein visuellen Komponente der ästhetischen Wahrnehmung ermittelten Bedürfnissen der Nutzer und Nutzerinnen an das Landschaftsbild werden landschaftsästhetisch wirksame Kriterien wie „Vielfalt“, „Natürlichkeit/Naturnähe“ und „Eigenart“ abgeleitet.

Eine Landschaft, die vielfältig ist, kann das Bedürfnis nach Information befriedigen. Dem Wunsch nach Selbstverwirklichung kommt eine Landschaft entgegen, in der die dingliche Ausstattung hauptsächlich durch Natürlichkeit gekennzeichnet ist und in der die Natur als Sinnbild von Autonomie erscheint. Dem Bedürfnis nach Heimat und Identifikation wird das Kriterium „Eigenart“ zugeordnet. Dabei wird Eigenart als eine Charakteristik der Landschaft verstanden, die sich im Laufe der Geschichte herausgebildet hat.

Jeder gebildete Landschaftstyp wird in seiner Charakteristik beschrieben und anhand der Kriterien „Vielfalt“, „Natürlichkeit/Naturnähe“ und „Eigenart“ bewertet. Für jeden Landschaftsbildtyp erfolgt die Bewertung – durchgeführt von verschiedenen Experten – gesondert für jedes der drei Kriterien, auf einer fünfstufigen Skala.

**Vielfalt** ist als Gestaltvielfalt der Landschaft zu verstehen, die sich nach ihren Bildträgern bestimmen läßt. Für die Bewertung der Vielfalt kann es sinnvoll sein, die einzelnen Komponenten getrennt zu erfassen, beispielsweise Nutzungs-, Gewässer-, Vegetationsvielfalt etc. Je höher die Anzahl der visuell unterscheidbaren Elemente und Strukturen, desto höher die landschaftliche Vielfalt.

Beim Kriterium **Natürlichkeit** ist zu berücksichtigen, daß häufig Landschaftsteile aus phänomenologischer Sicht als „natürlich“ eingestuft werden, die unter ökologischen Gesichtspunkten diesem Anspruch nicht gerecht würden. (Adam et al. 1986: 135 f). Natürlichkeit bzw. Naturnähe kann über die folgenden beiden Aspekte erfaßt werden:

- Fehlen von Strukturen, die als typisch anthropogen bedingt gedeutet werden,
- Vorhandensein von Vegetation mit erkennbarer Eigenentwicklung.

Bei der Erfassung und Bewertung der Natürlichkeit/Naturnähe ist zu beachten, daß nicht nur die Vegetation, sondern

auch das Relief oder die Gewässer in ihrer Natürlichkeit beeinträchtigt sein können. Ebenso können bauliche sowie land- und forstwirtschaftliche Strukturen die Natürlichkeit/Naturnähe einer ästhetischen Raumeinheit beeinflussen. Je schwächer der menschliche Einfluß und/oder je mehr eine Eigenentwicklung der Natur zu sehen ist, um so natürlicher bzw. naturnäher wird der Landschaftsbildtyp erlebt.

Das Kriterium **Eigenart** bestimmt aus phänomenologischer Sicht die spezifische Erscheinung einer Landschaft zu einem vergangenen Zeitpunkt. Hinsichtlich des Bedürfnisses nach Heimat erhält der Eigenartverlust seine Bedeutung.

Verluste lassen sich benennen, wenn ein Vergleichspunkt festgelegt wird. Der heutige Zustand der Landschaft wird mit der Zeit von vor zwei Generationen (etwa um 1950) als Referenzpunkt verglichen, da bei dieser Zeitspanne ein hohes Maß an eigener Erinnerung und mündlicher Überlieferung gesichert sowie Betroffenheit vorhanden ist und somit Gewöhnungsprozessen entgegenwirkt.

Eigenartverlust bedeutet in einer Landschaft, die durch technisch bedingte Überformung geprägt ist, ein Verlust an Vielfalt und Natürlichkeit/Naturnähe sowie v.a. in besiedelten Bereichen ein Verlust an Kulturgut.

**Vielfalt:** Anzahl der visuell unterscheidbaren Elemente und Strukturen (wie Oberflächenformen, flächige Vegetations-, Wasser- und Nutzungsformen, Kleinstrukturen, Blickschneisen, erkennbare Einzelgegenstände)

- |          |   |
|----------|---|
| Stufe 1: | Sehr viele visuell unterscheidbare Elemente und Strukturen  |
| Stufe 2: | Viele visuell unterscheidbare Elemente und Strukturen       |
| Stufe 3: | Mehrere visuell unterscheidbare Elemente und Strukturen     |
| Stufe 4: | Wenige visuell unterscheidbare Elemente und Strukturen      |
| Stufe 5: | Sehr wenige visuell unterscheidbare Elemente und Strukturen |

**Natürlichkeit/Naturnähe:** Anthropogene Überformung der sichtbaren Natur und/oder Spontan-/Eigenentwicklung der Natur.

- |          |  |
|----------|--|
| Stufe 1: | Sehr schwacher Einfluß des Menschen / stark erkennbare Eigenentwicklung der Natur        |
| Stufe 2: | Schwacher Einfluß des Menschen / viel erkennbare Eigenentwicklung der Natur              |
| Stufe 3: | Sichtbarer Einfluß des Menschen / erkennbare Eigenentwicklung der Natur                  |
| Stufe 4: | Starker Einfluß des Menschen / wenig erkennbare Eigenentwicklung der Natur               |
| Stufe 5: | Sehr starker Einfluß des Menschen / kaum bis keine erkennbare Eigenentwicklung der Natur |

**Eigenartverlust:** Ausmaß des (land-)baulichen, des Vielfalts- und des Naturnähewandels

- |          |  |
|----------|--|
| Stufe 1: | Sehr geringes Ausmaß des (land-)baulichen, des Vielfalts- und des Naturnähewandels |
| Stufe 2: | Geringes Ausmaß des (land-)baulichen, des Vielfalts- und des Naturnähewandels      |
| Stufe 3: | Mittleres Ausmaß des (land-)baulichen, des Vielfalts- und des Naturnähewandels     |
| Stufe 4: | Starkes Ausmaß des (land-)baulichen, des Vielfalts- und des Naturnähewandels       |
| Stufe 5: | Sehr starkes Ausmaß des (land-)baulichen, des Vielfalts- und des Naturnähewandels  |

Für die Bewertung kann es u.U. hilfreich sein, die drei Verlustarten (Vielfalts-, Naturnähe- und (land-)baulicher Verlust), – ggf. Einbeziehung der Kulturgutzerstörungen – getrennt zu bewerten, um dann in einem anschließenden Arbeitsschritt einen gemeinsamen

Wert für den Landschaftsbildtyp zu ermitteln.

Die Eigenart einer Landschaft ist um so mehr erhalten, je weniger ein (land-)baulicher, Vielfalts- und Naturnähewandel im Vergleich zum Referenzpunkt stattgefunden hat.

1 - 4	◇ Wertstufe I	(außergewöhnlich hohes ästhetisches Erleben)
5 - 7	◇ Wertstufe II	(hohes ästhetisches Erleben)
8 - 10	◇ Wertstufe III	(mittleres ästhetisches Erleben)
11 - 13	◇ Wertstufe IV	(geringes ästhetisches Erleben)
14 - 15	◇ Wertstufe V	(wenig / kein ästhetisches Erleben)

Abb. 3: Bewertungsstufen

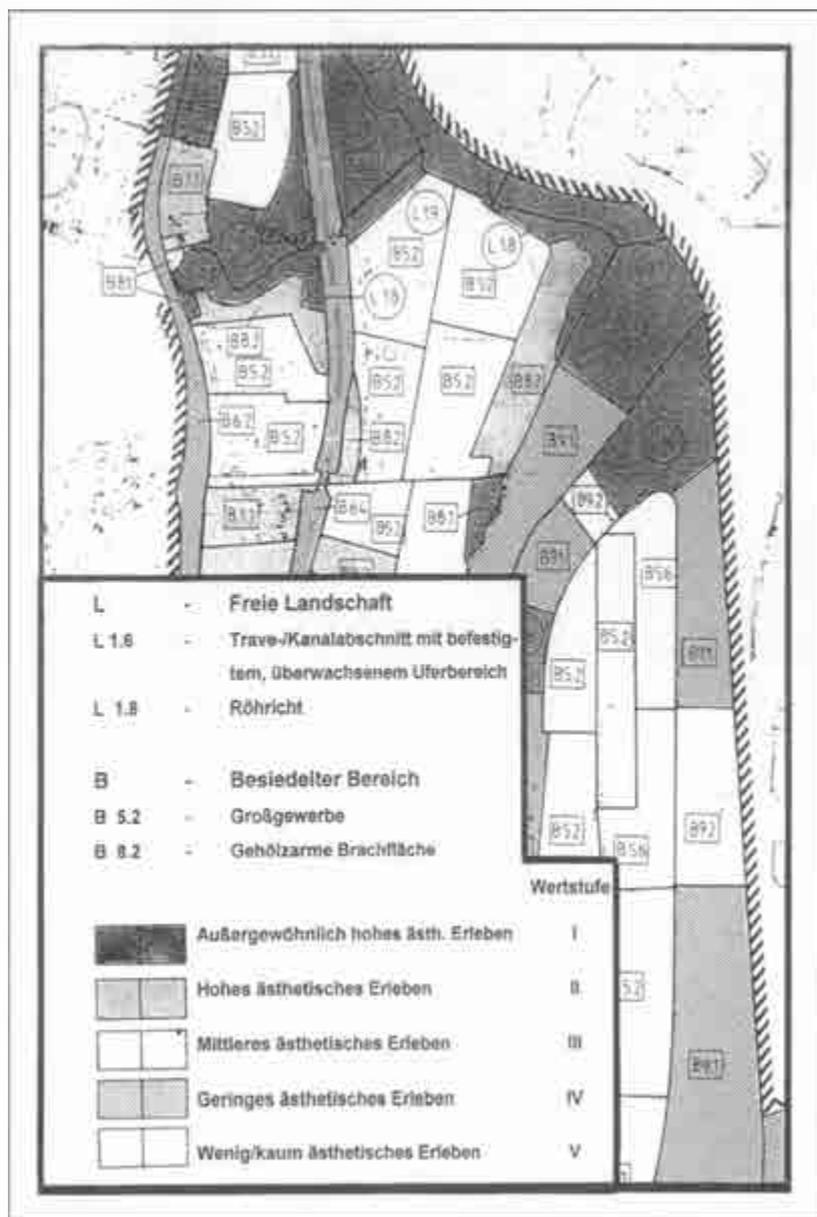


Abb. 4: Bewertung des ästhetischen Erlebens – Ausschnitt –

### 3. Arbeitsschritt: Aggregation der Einzelwerte zu einem Gesamtwert

In einem weiteren Arbeitsschritt werden für jeden Landschaftsbildtyp die Einzelwerte für die Kriterien „Vielfalt“, „Natürlichkeit/Naturnähe“ und „Eigenart“ ungewichtet aggregiert und einer fünfstufigen Skala zugeordnet: (Vgl. Abb. 3)

### 4. Arbeitsschritt: Bestimmung des Schutzwertes

Zusätzlich wird für einzelne Landschaftsbildtypen ein „Schutzwert“ definiert, der die in Natur- und Kulturgeschichte abgebildeten gesellschaftlichen Werte bzw. Wertvorstellungen (z.B. NSG, denkmalgeschütztes Gebäude), die auch in das ästhetische Erleben einfließen, berücksichtigt. Dieser „Schutzwert“ kann nur raumbezogen und anhand der Kriterien „Unersetzbarkeit“, „Seltenheit“ und „Repräsentativität“ erfaßt werden. Zur Ermittlung des Schutzwertes kann auf bestehende Schutzsysteme (Natur- und Denkmalschutz) zurückgegriffen werden. Landschaftsbildtypen, die einen Schutzwert besitzen, werden extra gekennzeichnet, um sie von anderen Landschaftsbildtypen hervorzuheben.

### 5. Arbeitsschritt: Bestimmung der Beeinträchtigungen

Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes durch aktuell vorhandene Geruchs- und/oder Lärmbelastungen können nur räumlich bezogen dargestellt werden (vgl. Abb. 4). In den meisten Untersuchungsgebieten bestehen vorwiegend Belastungen durch den Straßenlärm. Mittels eines Meßverfahrens nach der DIN-Norm 18005 (Vornorm) und/oder RLS-81 kann die Lärmbelastung operationalisiert werden. Flächen mit einem Schallpegeln von > 40 db (A) werden als lärmbelastete Zonen ausgewiesen.

### 6. Arbeitsschritt: Bestimmung der Landschaftstypen mit positiver bzw. negativer Fernwirkung

Aufgrund der räumlichen und städtebaulichen Gegebenheiten werden Landschaftsbildtypen, die durch ihre Lage über den Nahbereich des Betrachters hinaus weit sichtbar sind, bestimmt. Je nach der Wertigkeit der Landschaftsbildtypen wird

der Fernwirkungsbereich als positiv (hohes ästhetisches Erleben) oder negativ (geringes ästhetisches Erleben) bezeichnet (vgl. Abb. 5).

#### 4. Überprüfung des nutzerunabhängigen Bewertungsverfahrens mittels eines nutzerabhängigen Bewertungsverfahrens

In der Pilotstudie wurde überprüft, inwieweit die Ergebnisse der Expertenbefragung (nutzerunabhängiges Bewertungsverfahren) mit denen eines nutzerabhängigen Verfahrens übereinstimmen. Diese Überprüfung wird mit Hilfe einer Befragung durchgeführt. Da eine Befragung vor Ort mit sehr großem Aufwand verbunden ist (Variablen wie Wetter, Lichtverhältnisse, Standpunkte müssen konstant gehalten werden), wird die Befragung mit Simulationsmaterial (hier Farbfotos) durchgeführt.

Als methodisches Instrument für die Befragung wird das Q-Sort-Verfahren (Fotoordnungsverfahren) angewendet. Dabei werden Testpersonen aufgefordert, eine größere Anzahl von Bildern nach ihrem ästhetischen Gefallen auf einer vorgegebenen Urteilsskala zu ordnen (vgl. Abb. 6). Die Ergebnisse der Befragung geben Auskunft über eine Rangfolge des Gefallens durch die Betrachter, aber nicht, welche Bildelemente, welche Gefühle, Werthaltungen, zu einem positiven bzw. negativen Eindruck führen.

Die Ergebnisse der Befragung in Lübeck werden mit den Ergebnissen des nutzerunabhängigen Bewertungsverfahrens mittels einer Korrelationsanalyse überprüft<sup>2</sup>. Daraus läßt sich ableiten, daß zwischen dem Werturteil der Befrag-

<sup>2</sup> Das Expertenergebnis (Mittelwert aus den Faktoren „Vielfalt“, „Natürlichkeit/Naturnähe“ und „Eigenart“) wird mit dem Mittelwert des Gesamtergebnisses der Befragung korreliert. Der Korrelationskoeffizient von 0,72 kann als hoch signifikant bezeichnet werden.

ten und dem nutzerunabhängigen Verfahrensansatz zur Landschaftsbildbewertung ein enger Zusammenhang besteht und somit das entwickelte Bewertungsverfahren durch die Befragung bestätigt wird.

#### 5. Einschätzung und Grenzen des Bewertungsverfahrens

Das entwickelte Verfahren ist flächendeckend, auf das gesamte Stadtgebiet der Hansestadt Lübeck übertragbar. Nach einer kurzen Einarbeitungszeit ist es für Fachleute möglich, die definierten Landschaftstypen anhand ihrer Beschreibung „vor Ort“ zu identifizieren.

Bei der Übertragbarkeit des Verfahrens auf andere Stadtgebiete müssen u.U. auffällige Besonderheiten gesondert erfaßt werden. Dabei ist immer der Frage nachzugehen, ob neu hinzugekommene bzw. weggefallene Elemente und/oder Strukturen die Charakteristika des Typs än-

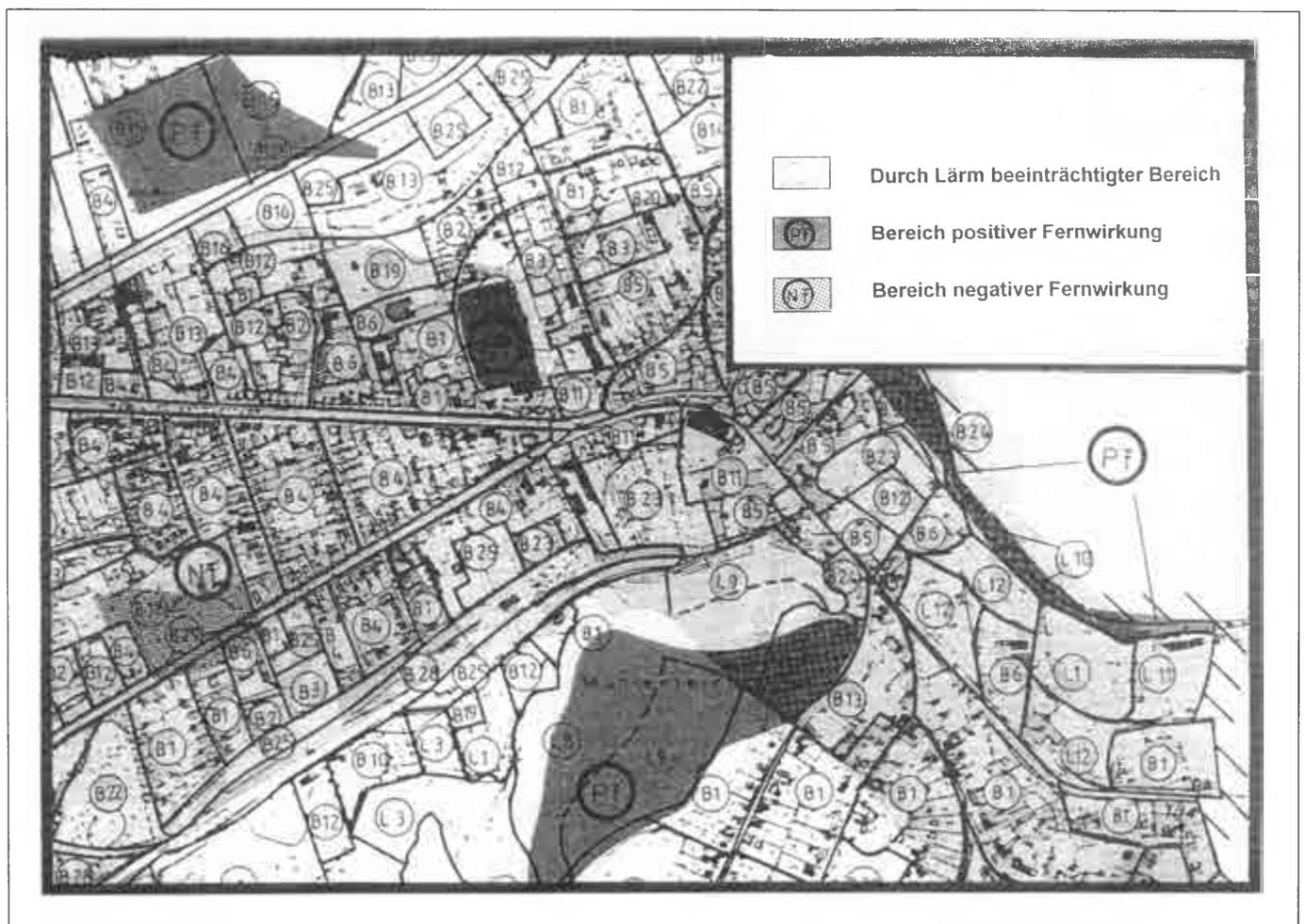


Abb. 5: Beeinträchtigungen des ästhetischen Erlebens und Bereiche mit positiver bzw. negativer Fernwirkung - Ausschnitt -

<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Gefällt mir sehr gut	Gefällt mir gut	Gefällt mir mittelmäßig	Gefällt mir wenig	Gefällt mir überhaupt nicht

Abb. 6: Ablage für das Fotoordnungsverfahren

dern. Wenn dies der Fall ist, müßte ein neuer Landschaftsbildtyp gebildet werden.

Durch den Ansatz der Typenbildung erfolgt eine Art Reduktion auf die charakteristischen Merkmale der jeweiligen 'Landschaftsbilder'. Jeder Landschaftsbildtyp bildet nur die gemeinsamen Merkmale der ihm zugeordneten ästhetischen Raumeinheiten ab. Kleine spezifische, für den Typ weniger relevante Eigenschaften der Landschaftsbilder entfallen. Bei der Einschätzung von kleinen Eingriffen kann dies ein Nachteil sein. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt jedoch darin, daß nach der Abgrenzung der ästhetischen Raumeinheiten die Bewertung für jeden Landschaftsbildtyp nicht erneut durchgeführt werden muß.

Daüber hinaus könnte das Verfahren um eine raumbezogene Betrachtung erweitert werden. Die spezifische Ausprägung jeden Typs könnte durch einfache Zusatzinformationen dargestellt werden.

Beispielsweise erhält der Landschaftsbildtyp 'Spielplatz' ein „+“, wenn sich die ästhetischen Qualitäten einer einzelnen Raumeinheit besonders gut von den definierten Merkmalen abheben. Im umgekehrten Fall erhält ein Landschaftsbildtyp ein „-“, wenn die spezifische Ausprägung einer ästhetischen Raumeinheit der vorgegebenen Charakteristik nicht im vollen Maße entspricht.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß das Bewertungsverfahren für

ästhetische Qualitäten in Stadtlandschaften eine Informations- und Entscheidungsgrundlage für zukünftige Planungen bildet. Auf dieser Grundlage ist eine landschaftsästhetische Bewertung von Planungen bzw. von Eingriffsvorhaben sowie die Entwicklung von Maßnahmen zur Kompensation von Eingriffen möglich. Ferner können auf dieser Grundlage Maßnahmen bestimmt werden, die sich auf die landschaftliche Ausstattung beziehen (z.B. Gehölzanzpflanzungen, Wegeführung) und so zur Erhöhung des landschaftsästhetischen Erlebens beitragen.

#### Literatur

- Adam, K.; Nohl, W.; Valentin, W. 1986: Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft. — Forschungsauftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- AG Stadtbiotopkartierung 1985: Stadtbiotopkartierung Hannover. Auswertung der Strukturkartierung für den Arten- und Biotopschutz und das Naturerleben in der Stadt, Hannover
- Bierhals, E.; Kiemstedt, H.; Panteleit, S. 1986: Gutachten zur Erarbeitung der Grundlagen des Landschaftsplans in Nordrhein-Westfalen, am Beispiel „Dorstener Ebene“. Im Auftrag des MURL Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- BMV 1981: Richtlinie für den Lärmschutz an Straßen — RLS-81, Bonn

Bürogemeinschaft für Tourismus- und Erholungsplanung (BTE) 1991: Landschaftsbildbewertung im Stadtraum. — Gutachten im Auftrag der Hansestadt Lübeck, Hannover, (unveröffentlicht)

Harfst, W.; Scharpf, H.; Wöbse, H.H. 1988: Erlebnisqualität baulicher Strukturen in Fremdenverkehrsgemeinden. — Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover, Hannover

Krause, C.L.; Adam, K.; Schäfer, B. 1983: Landschaftsbildanalyse: Methodische Grundlagen zur Ermittlung der Qualität des Landschaftsbildes — Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz der BFANL, Bd. 25, Bonn-Bad Godesberg

Nohl, W. 1976: Erlebniswirksamkeit von Brachflächen. — KTLB (Hrsg.): Brachflächen in der Landschaft, Hilstrup

Nohl, W.; Neumann, K.-D. 1986: Landschaftsbildbewertung im Alpenpark Berchtesgaden. — Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ — „MAB-Mitteilungen“, H.23, 2. Aufl., Bonn

Nohl, W. 1991: Konzeptionelle und methodische Hinweise auf landschaftsästhetische Bewertungskriterien für die Eingriffsbestimmung und die Festlegung des Ausgleichs. — BFANL (Hrsg.): Landschaftsbild — Eingriff — Ausgleich, 59-73, Bonn-Bad Godesberg

Winkelbrandt, A.; Peper, H. 1989: Zur Methodik der Landschaftsbilderfassung und -bewertung für Umweltverträglichkeitsprüfungen. — Natur und Landschaft 64, 7/8, 303-309

#### Anschrift der Verfasserin

Dipl.-Ing. Margit Mönnecke  
Institut für Landschaftspflege und  
Naturschutz der Universität Hannover  
Herrenhäuser Straße 2  
30149 Hannover

# Beziehungen zwischen naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren und Leitbildentwicklung

von Gerhard Wiegleb

## 1. Einführung

Im naturschutzfachlichen Kontext werden Leitbildentwicklung und Bewertungsverfahren heute gleichermaßen häufig diskutiert. Eine Vielzahl von Publikationen, Tagungsberichten und Fachgutachten weist dies aus. Wenig untersucht sind bisher jedoch die wechselseitigen Entsprechungen oder Anforderungen beider eng verbundener Bereiche. Im folgenden soll deshalb versucht werden, diesen Problembereich anzudiskutieren. Endgültige Lösungen sind dabei nicht zu erwarten. Es sollen zunächst nur gängige Mißverständnisse über Leitbildentwicklung und Bewertung beseitigt werden, um einen rationalen Diskurs zu ermöglichen. Dazu werden erstens einige grundsätzliche Bemerkungen zur Leitbildmethode als Planungsmethode gemacht. Es sollen hier keine Leitbilder oder Grundmotive des Naturschutzes (Nachhaltigkeit, Biodiversität u.ä.) im einzelnen diskutiert werden. Zweitens werden einige konzeptionelle Verbindungen zwischen Leitbildentwicklung und Bewertung diskutiert. Drittens werden auf der Basis einer empirischen Auswertung gängige Bewertungsverfahren klassifiziert und wesentliche Kennzeichen herausgearbeitet. In einem abschließenden Schritt wird untersucht, welche technischen Entsprechungen zwischen Leitbildern, Datenerhebung und der Mechanik des Bewertungsverfahrens gegeben sein müssen, um dem im vorangehenden formulierten konzeptionellen Anspruch gerecht zu werden.

## 2. Die Leitbildmethode als Planungsmethode

Planungstheoretisch gesehen spielt die Leitbildmethode inzwischen eine große Rolle und ist vielfach beschrieben (vgl. z.B. Roweck 1995, Jessel 1996, Bastian 1996, Wiegleb 1997). Das ältere Standardmodell der Planung „Erfassung-Bewertung-Maßnahmen“ (Wiegleb 1997) wird nur noch selten angewendet. Die Leitbildmethode

als Planungsmethode auf allen Planungsebenen und in allen Planungsbereichen (Vorwald & Wiegleb 1996) bezieht ihre Berechtigung vor allem daraus, daß es keine absoluten Werte gibt, auch nicht im Naturschutz. Es müssen stets raum-zeitlich angepaßte Wertmaßstäbe für die Beurteilung von Sachverhalten im Natur- und Umweltschutz (und nicht nur dort) gefunden werden.

Da diese Notwendigkeit nicht immer erkannt wurde, stieß die Leitbildmethode in der „ökologischen“ Planung zunächst auf nicht unerheblichen Widerstand. Kontextbezogene Anpassungen von Normen und Werten sind wenig beliebt. „Gefo-

rene Konventionen“ (Grenzwerte, Rote Listen u.ä.) sind auch im Natur- und Umweltschutz verbreitet. Sie ersparen scheinbar das Nachdenken über die Besonderheiten der Situation. Diese ständige Anpassung bedeutet nicht Beliebigkeit von Naturschutzziele. „Ökologisch orientierte“ Leitbilder müssen sich auf jeden Fall an den anerkannten Normen der Menschenrechte, der pluralistischen Demokratie („civil society“), der sozialen Marktwirtschaft und des Rechtsstaates messen lassen. Das heißt nicht zuletzt, daß sie in einem logischen Verhältnis zu § 1 BNatSchG stehen müssen.

## 3. Zur Verbindung zwischen Leitbildentwicklung und Bewertung

Leitbildentwicklung und Bewertung sind Teile eines Geflechts von Planungsschritten (Abb. 1). Hierzu gehört zu Beginn immer eine gesellschaftliche Fragestellung, die unterschiedliche Anlässe haben kann (Gefahrenabwehr, Umweltvorsorge, Prio-

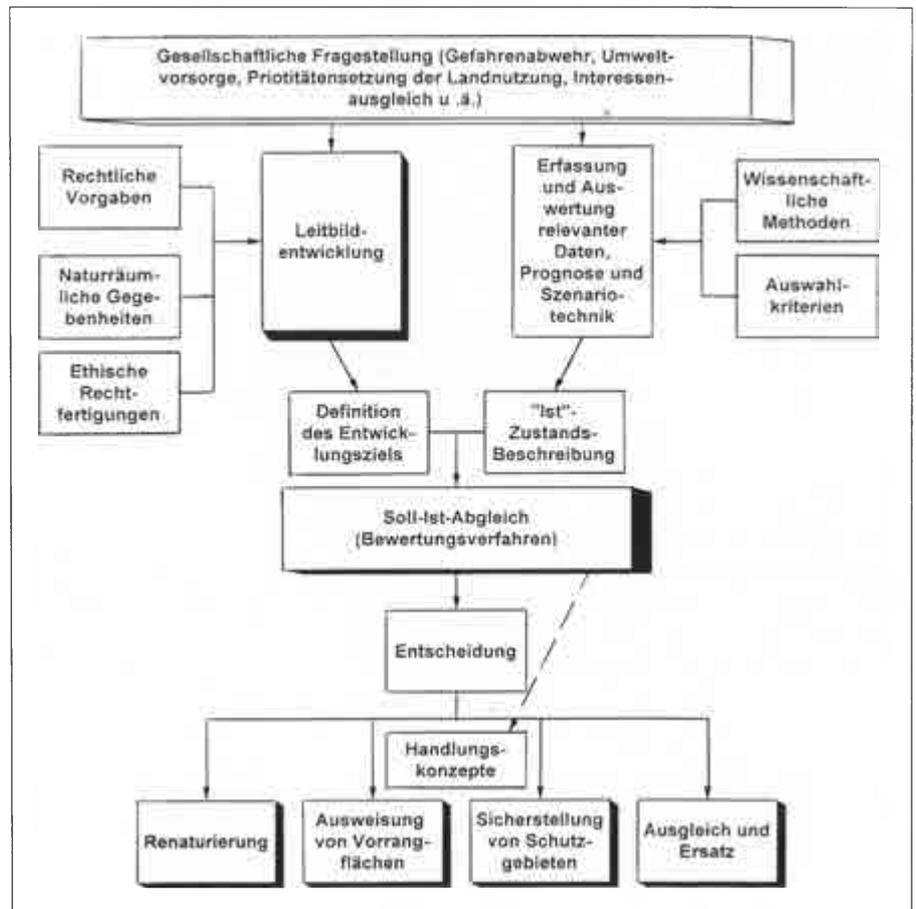


Abb. 1: Verbindung von Leitbildentwicklung, Bewertung und Handlungskonzepten in der Naturschutzplanung.

ritätensetzung der Landnutzung usw.). Dies ruft die Leitbildentwicklung unter Berücksichtigung vorhandener Umweltzielvorstellungen, rechtlicher Vorgaben, naturräumlicher Gegebenheiten sowie ethischer Begründungen von Naturschutzhandlungen auf den Plan. Gleichzeitig beginnt die gezielte Datenerhebung in einem Plangebiet, die über verschiedene Auswertungsschritte in Tabellen und Karten dargestellt wird, was im Regelfall auch Prognosen und Szenarien für zukünftige Entwicklungen mit einschließt. Auch der Erfassungsteil ist nicht gänzlich wertfrei, obwohl er auf wissenschaftlichen Methoden beruht. Allein die Auswahl der Meßgrößen bringt hier ein subjektives Element hinein.

Anschließend werden die Ergebnisse beider Bearbeitungsstränge (Entwicklungsziele und Ist-Zustände) verglichen, wobei der Begriff „Ist-Zustand“ auch zukünftige prognostizierte Zustände mit einschließt. Dieser Vergleich wird im Bewertungsverfahren durchgeführt. An die Bewertung schließt sich eine Entscheidung über Maßnahmen und Handlungskonzepte an. Diese können sehr unterschiedlicher Art sein (Renaturierung, Ausweisung von Vorrangflächen für bestimmte Nutzungen, Ausweisung von Schutzgebieten, Kompensation von Eingriffen, Schutzprogramme für Arten oder Biotope, Vertragsnaturschutz usw.). Für das Bewertungsverfahren spielt dies keine entscheidende Rolle.

Es ist jedoch so, daß die wenigsten am Verfahren Beteiligten den Gesamtkomplex übersehen oder sich auch nur für ihn interessieren.

■ Philosophen (Umweltethiker) interessieren sich überwiegend für die Normen und Werte, die der ethischen Rechtfertigung oder der Bevorzugung von Leitbildern zugrunde liegen. Die gängige Literatur verbleibt jedoch meist im Bereich des allgemeinen Umweltschutzes und des Tierschutzes und ist für naturschutzfachliche Fragestellungen im engeren Sinne kaum nutzbringend anzuwenden.

■ Biologen und Ökologen interessieren sich überwiegend für die Erfassung ihrer jeweiligen Artengruppen, ggf. noch für die Auswertung der Daten und die Einspeisung ins Bewertungsverfahren. Vor einer echten gesellschaftlichen Inwertsetzung scheuen sie oft zurück oder wollen diese auch gar nicht durchführen, weil sie meinen, „wertfreie“ Fakten reichten für die Ermittlung des Handlungsbedarf aus.

■ „Praktiker“ interessieren sich meist für den nicht zulässigen Bypass zwischen Bewertung und Handlungskonzept, in der Hoffnung, das Bewertungsverfahren könnte ihnen die Entscheidung abnehmen. Bewertung und Entscheidung sind völlig unterschiedliche Aktionsformen mit unterschiedlicher Logik und Theorie, allerdings ist eine rationale Entscheidung ohne vorherige Bewertung unmöglich.

Im Sinne der hier dargestellten Leitbildmethode gibt es keine „Bewertungskriterien“ (wie zum Beispiel in Reck 1996 und ähnlichen Publikationen ausführlich diskutiert). Alle relevanten „Wertmaßstäbe“ oder „wertgebenden Faktoren, Parameter oder Kriterien“ kondensieren sich während der Leitbildentwicklung im Leitbild oder Entwicklungsziel. Als Beispiel sei die „heutige potentielle natürliche Vegetation“ (HPNV) als Leitbild genannt (Wiegleb 1997). Die HPNV sichert mit hinreichender Wahrscheinlichkeit die Wiederherstellung und den Erhalt von naturnahen und vielfältigen Lebensgemeinschaften mit seltenen und gefährdeten Arten. Dies ist nicht willkürlich, sondern steht in logischer Beziehung zu § 1 BNatSchG. Die genannten wertgebenden Kriterien können im Bewertungsverfahren nicht nochmals auftauchen, weil das redundant wäre (vgl. auch Nipkow 1995). Es können auch keine anderen Kriterien auftauchen, weil das zu Widersprüchen führen muß. Da ein typologisches Leitbild vorgegeben ist, wird auch eine typologisch orientierte Datenerfassung (z.B. eine Vegetations- oder Biotoptypenkartierung) benötigt. Alles andere regelt die Mechanik des Bewertungsverfahrens.

Einziges „Bewertungskriterium“ kann dabei direkt der Erfüllungsgrad der Zielfunktion sein. Man kann den Grad der Naturnähe nicht über die Artenzahl einer Indikatorgruppe messen, sondern nur über den Erfüllungsgrad der Naturnähefunktion. Auch die „Synthese“, „Hierarchisierung“ oder „Optimierung“ von Zielfunktionen müssen also vorab, d.h. bei der Leitbildentwicklung erfolgen, und nicht im Bewertungsverfahren. Getrennt berechnete Werte von Gewässergüte, Gewässermorphologie und Durchgängigkeit in einer Fließgewässerbewertung lassen sich nicht hinterher synthetisieren.

Die Leitbildentwicklung löst nicht das Bewertungsproblem. Leitbilder sind jedoch eine notwendige, aber nicht hin-

reichende Voraussetzung für die Durchführung einer Bewertung. Da die Wertzuweisung selbst erst im Bewertungsverfahren erfolgt, muß auch das Bewertungsverfahren technisch sauber konstruiert sein.

Zur Integration von Leitbildern und Bewertungsverfahren zeichnen sich zwei Hauptlinien der Entwicklung ab:

■ Expertenmodelle (unabgestimmte Fachplanungen), in denen Experten Zielvorgaben erarbeiten und diese dann planungstechnisch umsetzen, und

■ offene Planungen („diskursive“ Leitbildentwicklung, DVWK 1996, Wiegleb 1996, 1997), wobei Nutzer, Interessensvertreter und Experten im ständigen Dialog miteinander Ziele festlegen und ggf. korrigieren.

Aufgrund von Akzeptanzproblemen für Expertenmodelle sind offene Planungen in jedem Fall zu bevorzugen, auch wenn sie anstrengender sind für alle Seiten. Offene Planungen haben auch den Vorteil, daß der Unterschied zwischen „Naturschutzbewertung“ und „naturschutzpolitischer Bewertung“ im Sinne von Erz (1997) irrelevant wird.

## 4. Bewertungsverfahren

### 4.1 Allgemeine Kennzeichen von Bewertungsverfahren

Unglücklicherweise wird das Wort „Bewertung“ in der naturschutzfachlichen und planerischen Literatur in mindestens vier Bedeutungen gebraucht:

■ im Sinne von „Analyse“ (= „Bewertung“ von Daten, eigentlich „Auswertung“),

■ im Sinne von „Beurteilung“ (= fundierte Lagebeurteilung ohne explizite Wertsetzung),

■ im Sinne einer „Reihung“ (= „relativer Vergleich“ anhand eines implizit oder explizit als wertgebend definierten Kriteriums), und schließlich

■ im Sinne eines „Soll-Ist-Zustandsabgleiches“ (= Bewertung i.e.S.).

Um den Unterschied zwischen diesen eng zusammenhängenden Domänen deutlich zu machen, sollen vier Beispielaussagen angeführt werden:

Analytische Aussage: „Die Artenzahl von Trichopteren korreliert negativ mit dem pH-Wert“.

Beurteilende Aussage: „Niedrige pH-Werte sind schädlich für Trichopteren“.

Reihende Aussage: „Je höher die Artenzahl der Trichopteren, desto höher ist der Grad der Naturnähe des Gewässers“.

Wertende Aussage: „Wenn weniger als 40% der potentiell möglichen Trichopterenarten vorkommen, zeigt dies einen unerwünschten Gewässerzustand an. Es besteht Handlungsbedarf“.

Die analytischen und beurteilenden Aussagen („Naturbewertung“ im Sinne von *Erz* 1997) sind also Teile der naturschutzfachlichen Bewertung („Natur-schutzbewertung“ im Sinne von *Erz* 1997), dürfen aber nicht mit ihr selbst verwechselt werden. Darüber hinaus gehende „naturschutzpolitische“ (*Erz* 1997) und „naturschutzstrategische“ Bewertungen (*Eser & Potthast* 1997) sind aus bereits genannten Gründen nicht Gegenstand der weiteren Betrachtungen.

Durch die Anwendung eines Bewertungsverfahrens wird die Bewertung formal und inhaltlich strukturiert, wodurch bis zu einem gewissen Grad die Nachvollziehbarkeit ermöglicht wird. Theoretisch sollte jedes Bewertungsverfahren soweit operationalisierbar sein, daß es in Form eines Expertensystems (z.B. *EXCEPT*, *IBM* 1994) programmiert werden kann. Eine gewisse Ordnung erfahren die Bewertungsverfahren durch den Anlaß der Bewertung. Dieser orientiert sich am besten an der Systematik der Naturschutzgesetze und deren Instrumenten:

- Allgemeine Umweltvorsorge (Landschaftsplanung),
- Abwehr von vermeintlichen Verschlechterungen des Naturzustandes (Eingriffsregelung, auch UVP),
- Erhalt eines vermeintlich wertvollen Naturzustandes (Schutzgebietsausweisung),
- Initiierung von vermeintlichen Verbesserungen des Naturzustandes (Renaturierung und Biotopverbund, jedoch ohne eigenständige Instrumente).

Unabhängig davon hat sich eine Systematik entwickelt, die das Ziel der Bewertung in den Vordergrund stellt, z.B.: Eignungsanalysen, Belastungsanalysen, Risikoanalysen, Empfindlichkeitsanalysen, Wirkungsanalysen usw. diese zielorientierte Einteilung ist mit den o.a. Anlässen teilweise gekoppelt, da eine Eignungsanalyse eher im Rahmen einer Schutzgebietsausweisung und eine Risikoanalyse eher im Rahmen eines geplanten Eingriffs durchgeführt wird. Allerdings ist die Ent-

sprechung nicht eindeutig. Für die Bewertungsmechanik im einzelnen spielt es jedoch keine große Rolle, aus welchem Anlaß bewertet wird. Fragestellungsbezogene und aufeinander abgestimmte Leitbildentwicklung und Datenerfassung haben den Vorrang.

Da Naturschutz per Gesetz meist in Flächen stattfindet, müssen (räumlich oder zeitlich getrennt) Qualitäten von Flächen verglichen werden. Das ist bei manchen Bewertungsverfahren nicht ohne weiteres ersichtlich. Mancher Titel von älteren Publikationen läßt vermuten, daß vielen Bearbeitern unklar war, daß es immer ein räumlich definiertes Objekt geben muß, das bewertet wird, sowie Kriterien, nach denen bewertet wird, und daß Objekte und Kriterien in einer logischen Verbindung stehen müssen. Raumbezug erhält man durch

- die Abgrenzung räumlich definierter Individualobjekte (als „Biotope“, „Ökosysteme“ oder „Landschaften“ bezeichnet), und
- die Zuordnung von Räumen zu typologisch definierten Objekten (als „Biotope“, „Ökosysteme“ oder „Landschaften“ bezeichnet).

Das Vorkommen von bestimmten Organismengruppen (Taxozöosen), Bestandsdichte, Artenvielfalt, Retentionspotential oder Regenerationsfähigkeit von Objekten wie Populationen, Biozöosen oder Ökosystemen, und die Relationen dieser Objekte zu ihrer Umgebung (suggeriert durch Wendungen wie z.B. „Einflüsse“ auf..., „Wirkungen“ von...) sollten als Merkmale dieser oben genannten Räume gefaßt werden.

#### 4.2 Systematik von naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren im engeren Sinne

„Ökologisch orientierte“ oder „ökologisch begründete“ Bewertungsverfahren existieren nicht nur im engeren naturschutzfachlichen Bereich (bezogen auf die Schutzgüter „Arten und Lebensgemeinschaften“ bzw. „Pflanzen, Tiere, Biotope“). Es gibt darüber hinaus wasserwirtschaftliche Bewertungsverfahren (Stichworte „Saprobie- und Trophiebewertung“); planerische Bewertungsverfahren (Stichworte „Nutzwertanalyse“, „Risikoanalyse“, „Wirkungsanalyse“; „Funktion-“ und „Potentialanalyse“ u.ä.); ökonomische Bewertungsverfahren (Stich-

worte „Kosten-Nutzen-Analyse“, „Ausgleichsabgaben“, „Zahlungsbereitschaftsanalyse“); landschaftsästhetische Bewertungsverfahren (Stichwort „Landschaftsbildanalyse“); ökotoxikologische Bewertungsverfahren (Stichworte „kumulative Bioindikation“, Grenzwerte, Umweltqualitätsziele und -standards); und Verfahren der Technikbewertung (Stichworte „Technikfolgenabschätzung“, „Sozialverträglichkeitsprüfung“).

Alle diese Verfahren sind stark utilitarisch geprägt oder haben historisch doch utilitaristische Wurzeln (z.B. die Landschaftsbildanalyse, die aus der Erholungseignungsanalyse hervorging). Utilitaristische Ansätze („monetäre Verfahren“) gibt es auch direkt in Bezug auf das Schutzgut Tier und Pflanze. Ziel von monetären Verfahren ist die Abbildung des Wertes dieser Schutzgüter auf einer externen, allgemein akzeptierten Skala, dem Geldwert. Ein nach wie vor eindrucksvolles Beispiel gibt *Westman* (1978) unter dem programmatischen Titel: How much are Nature's services worth? Dort erfolgt die Berechnung des Wertes eines Feuchtgebietes (z.B. Sauerstoffproduktion, Entnahme tierischer und pflanzlicher Proteine, Reinigungsleistung usw.) entsprechend den Marktpreisen. Danach hat 1 ha Feuchtgebiet einen beachtlichen monetären Wert. Das Schema von *Krebs* (1996) zeigt jedoch, daß sich eine Naturschutzethik nicht auf den reinen Utilitarismus stützen kann (vgl. auch *Birnbacher* 1996), sondern daß eine Vielzahl von ethisch begründbaren Motiven existiert.

Auch nach Abzug der monetären Verfahren ist die Zahl der bisher vorgeschlagenen naturschutzfachlichen Reihungs- und Bewertungsverfahren so groß, daß eine vollständige Übersicht nicht gegeben werden kann. Diesen Verfahren gemeinsam ist, daß sie versuchen, eine Abbildung des Wertes der Schutzgüter auf Skalen zu leisten, die aus den Schutzgütern selbst und deren Relationen untereinander abgeleitet sind. Dies entspricht dem „absoluten Eigenwert“ im Sinne von *Krebs* (1996). Im folgenden werden sechs Aspekte herausgearbeitet, anhand derer die Verfahren logisch eingeordnet werden können. Ansätze dazu wurden bereits in *Wiegleb* (1997) dargestellt und mit Beispielen belegt. Die Gegensatzpaare sollen hier in Bezug auf ihre Beziehung zur Leitbildmethode schärfer gefaßt werden.

#### 4.2.1 Wertzuweisung

Naturschutzfachliche Bewertungsverfahren unterscheiden sich stark in Bezug auf die Explizitheit der Wertzuweisung (Vorwald & Wiegleb 1996, Wiegleb 1997).

Verfahren auf der Basis untransformierter Fakten können als „implizite“ Verfahren (Vorwald & Wiegleb 1996) bezeichnet werden. Vielfach wurden und werden naturwissenschaftliche Fakten (Artenzahl, Vielfalt von Habitaten, Flächengröße, Populationsgröße, Seltenheit, Empfindlichkeit, Repräsentanz, Einzigartigkeit, Zahl gefährdeter Arten, Wiederherstellbarkeit usw.) ohne ausdrückliche Wertzuweisung einfach als Kriterien verwendet. Diese Kriterien werden gerne aufgezählt. Es handelt sich jedoch nicht pers se um Werte, sondern um naturwissenschaftliche Fakten (auch komplexer Art, wie Klassifikationen, numerische Modelle usw.). Diese können als Entscheidungshilfe durchaus nützlich sein, wenn sie in kartographischer oder tabellarischer Form vorliegen, sie sind jedoch nur als Vorläufer einer eigentlichen Bewertung zu verstehen. Verfahren dieser Art verlassen die Ebene der Beurteilung nicht (= Naturbewertung im Sinne von Erz 1997).

Im planerisch beeinflussten Bereich war das Bewußtsein für den Unterschied zwischen Fakten und Werten seit langem viel besser ausgeprägt als unter Naturwissenschaftlern. Dort dominierten dementsprechend Bewertungsverfahren mit expliziter Wertzuweisung. Ein vielfach angewandtes hierher gehöriges Verfahren ist die „Nutzwertanalyse“ (Bechmann 1981). In der Nutzwertanalyse ist es nötig, jeden Fakt explizit in einen Wert zu überführen. Dies allein macht das Bewertungsverfahren nachvollziehbar und objektiv. Diese Überführung nennt man Transformationsregel. Sind Ziele vorhanden, können Zielerfüllungsgrade definiert werden. Plachter (1994) entwickelte hieraus das Instrument der Zustands-Wertigkeits-Relation. Entsprechende Verfahren werden neuerdings häufiger vorgeschlagen (vgl. Plachter 1994, Wiegleb 1997, mit Beispielen).

#### 4.2.2 Festlegung von Zielgrößen

Die Art der Festlegung der Zielgröße ist in naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren sehr unterschiedlich. Unter „fester Zielgröße“ versteht man die vorherige Festlegung von Maximalwerten, Grenz-

werten, Mindestanforderungen, Optimalwerten oder anderen Referenzzuständen (Wiegleb 1997).

Eine hierzu gehörige Methode, die aus der Gewässergütebestimmung stammt, ist das „Artenfehlbetragsmodell“ (Kothé 1992). Dabei stellt sich das methodische Problem, wie man die optimale Artenzahl ermittelt. Dies erfordert umfassende Kenntnisse der Verbreitung, Ökologie und Ausbreitungsbiologie der bewerteten Organismen. Für Biotope, die flächendeckend vernichtet wurden und für die keine Referenzpunkte oder -flächen mehr aufzufinden sind, ist das Artenfehlbetragsmodell nicht einsetzbar.

Verfahren, die auf Naturnähe, der HPNV bzw. der Hemerobie beruhen, haben eine solche Zielgröße. Hier genügt es allerdings nicht, diese Begriffe einfach als Kriterien einzuführen, sie sich von selbst verstehen. Hingegen ist so exakt wie möglich zu definieren, was der Bewerter darunter versteht. Besonders in der Fließgewässerbewertung sind solche Verfahren unter dem Stichwort „potentiell natürlicher Gewässerzustand“ weit verbreitet.

Die Konzepte der Leit- und Zielarten sind, trotz noch uneinheitlichen Sprachgebrauchs, zielorientiert (Flade 1993). Leit- und Zielarten können nach verschiedenen Kriterien (Indikatorwert, Seltenheit, Raumanspruch, Rolle in der Nahrungskette) festgelegt werden, wobei das Vorgehen zwischen empirischer Analyse und deduktiver Festlegung schwankt. Im Extremfall haben Zielarten eine rein symbolische Funktion.

Verfahren ohne feste Zielgrößen sind „nach oben offen“, sie ziehen auf einen „relativen Vergleich“ von Objekten untereinander. Es werden bestimmte Punktzahlen für Merkmale von ökologischen Objekten vergeben („Ökologische Wertzahlen“ o.ä.). Gerade im Bereich der Reihungen hat sich eine Vielzahl konzeptionell ähnlicher Verfahren entwickelt, die mit vergleichbaren Begrifflichkeiten operieren. Obwohl viel Sachverstand in ihnen gespeichert ist, sind diese Verfahren in der Leitbildmethode nur begrenzt brauchbar.

#### 4.2.3 Gültigkeitsanspruch

Die verschiedenen Verfahren haben einen unterschiedlich weit gefaßten Gültigkeitsanspruch. Dieser Unterschied wird mit unterschiedlichen Gewichtungungen seit lan-

gem diskutiert (vgl. Plachter 1994, Riedl 1995)

Sektorale Verfahren erheben nur Anspruch auf Bewertung des Schutzgutes, das gerade betrachtet wird. Die sektorale Vewertung stellt also eine wesentliche Grundlage für die Ermittlung von Handlungsbedarf und überhaupt sinnvoller Handlungsanweisungen dar (Shrader-Frechette & McCoy 1993, Wiegleb 1997).

Da aber medien- bzw. schutzgutübergreifende Verfahren gesetzlich gefordert werden, muß man sich dem Problem der Abwägung einzelner ggf. konkurrierender Werte stellen. Verfahren mit symptomatischem Anspruch beruhen auf sog. „Indikatoren“ (Arten oder Gemeinschaften). Ein Beispiel ist die „Gewässergüte“, die früher symptomatisch aus aktuellem Sauerstoffgehalt, BSB<sub>5</sub> oder BSB<sub>2</sub> sowie dem Vorkommen von Arten des Saprobien-systems ermittelt wurden.

Bei echten synthetischen Verfahren werden verschiedene Teil-Bewertungen miteinander verrechnet. So wurden häufig „faunistischer Wert“, „floristischer Wert“ und Biotopwert“ zu einem Gesamtwert aufaddiert. Ungeklärt bleibt dabei, was es aussagt, wenn der Wert zweimal „schlecht“ und einmal „gut“ ist. Ist der Lebensraum dann insgesamt als „mittel“ zu klassifizieren bzw. welche Handlungsanweisung folgen aus einer solchen Synthese? Die Probleme, die mit Verrechnungsregeln im Nachhinein nicht gelöst werden können, sind die der mehrkriteriellen Optimierung und der Hierarchisierung von konkurrierenden Zielfunktionen.

Heute sind gegenläufige Trends sichtbar. Einerseits führt man an Fließgewässern getrennt eine floristische, faunistische, chemische (diese wiederum getrennt nach Sauerstoff, Schwermetallen und Salzgehalt) und gewässerstrukturelle Bewertung durch, ohne diese zu verrechnen (von der Gewässergütekarte zum Gewässergüteatlas). Andererseits werden komplexe Modelle zur „gesamtoökologischen Bewertung“ (z.B. Mauch 1990) vorgeschlagen.

Sektorale bzw. synthetische Ausrichtung sind keine absoluten Gegensätze. Ein Verfahren, daß das Schutzgut Tiere behandelt, ist sektoral, Verfahren, die nur terrestrische Wirbellose oder gar Laufkäfer behandeln, sind noch „sektoraler“. Ein Verfahren, das terrestrische Wirbellose auf der Basis von Laufkäfern, Schmetterlingen und Ameisen behandelt, hat synthe-

tische Elemente. Das Verfahren von *Dienst-Getijdewateren* (1989) ist zwar umfassend, ermöglicht es aber, jeden einzelnen Parameter auch einzeln zu betrachten.

#### 4.2.4 Skalierung

Die Skalierung ist ein weiteres wichtiges Unterscheidungsmerkmal von Bewertungsverfahren, was seit langem bekannt ist (*Bechmann* 1981). Nichtsdestoweniger werden Skalierungsprobleme nach wie vor unterschätzt.

Nominal skalierte Verfahren arbeiten mit (fast) umgangssprachlichen Begriffen, wie z.B. naturnah, naturbetont, naturfern, naturfremd. Darin drückt sich eine gewisse Abstufung aus, und man kann diese Skala in eine ordinale Wertskala von 1 bis 4 überführen, wobei „1“ im Regelfall die positive Wertung bedeutet. Ohne eine solche Überführung bleibt die Bewertung implizit (s.o.), d.h. im Bereich der Beurteilung bzw. „Naturbewertung“.

Andere Skalen sind von vornherein grobklassifikatorisch (ordinal skaliert) angelegt. Sie sind in der Naturschutzpraxis seit langem gebräuchlich (z.B. *Kaule* 1991). Metrisch oder kardinal skalierte (numerische) Verfahren haben im Falle von Eingriffen den scheinbaren Vorteil, daß die zahlenmäßige Darstellung die Einführung von Schwellenwerten für die Erheblichkeit und die direkte Umrechnung in ha Kompensationsfläche erlaubt. Diese Verfahren sind deshalb sehr beliebt bei Behörden. Sie gaukeln jedoch eine Pseudogenauigkeit vor, die im Bewertungsverfahren oft gar nicht gegeben ist (*Müller-Motzfeld* 1992). Daten für biotische Schutzgüter beruhen im wesentlichen auf Schätzungen (Bedeckungsgrad), erratischen Stichproben (Bodenfallen) oder Interpretationen (Luftbildauswertung).

Besonders bedenklich sind die Verfahren wie das vielfach unkritisch angewandte „Osnabrücker Modell“. Aus dem Produkt des Beeinträchtigungsgrades und dem tabellarisch ermittelten „Wertverlust“ wird der Kompensationsbedarf errechnet. Ein Beispiel macht die Absurdität des Verfahrens deutlich: 50% einer 4 ha großen Kohldistelwiese (Biotopwert 3,5) werden in eine Baumschule (Biotopwert 1) umgewandelt. Es ergibt sich also eine Wertminderung von  $2 * (3,5 - 1) = 5$  Punkten. Zur Kompensation könnten theoretisch irgendwo 10 ha Acker mit ausgeprägter Wildkrautflora (Biotopwert 1,5) in 10 ha trockene magere Weidelgras-

weide (Biotopwert 2) umgewandelt werden. Das ergibt einen Wertzuwachs um 5 Punkte.

Bedenklich an dem Verfahren ist nicht so sehr die Verrechnung von „Wert mal Fläche“ in einer ordinalen Skala. Darauf könnte man sich sogar einigen. Planungstheoretisch bedenklich ist vielmehr neben der Verwendung fixer Biotopwerte sowie die Vermengung von Bewertung, Erheblichkeitsbetrachtung und Kompensation. Hier ergibt sich eine Vorwegnahme der im Gesetz geforderten Erheblichkeitsbetrachtung. Ein solches Verfahren wäre nur erlaubt im Falle des Vorliegens einer „Positivliste“ für Eingriffe, die es aber gesetzestheoretisch eigentlich nicht geben darf.

#### 4.2.5 Bezugsobjekte

Der letzte relevante Unterschied zwischen Bewertungsverfahren steht in Zusammenhang mit Informationsverarbeitung und Typenbildung (*Plachter* 1994).

Verfahren zur Typusbewertung bewerten im Regelfall alle Objekte eines Typus (Biotoptyp, Habitattyp, Ökosystemtyp) einheitlich, unabhängig von seinen konkreten Eigenschaften. Es existieren dann z.B. fixe Biotopwerte für Feuchtwiesen, Bruchwälder und Müllhalden, die immer gültig sind. Besonders in Flächenländern mit verschiedenen naturräumlichen Einheiten ist dies problematisch (vgl. z.B. *Brauckmann* 1992).

Verfahren zur Objektbewertung erfassen Merkmale eines Objektes unabhängig vom Typus. So können bestimmte Merkmale (Wuchshöhe, Artenzahl, Zahl der Rote-Liste-Arten usw.) gleichermaßen in unterschiedlichen Typen auftreten und auch gleichermaßen erwünscht sein. Oft verwendet man gemischte Verfahren, wobei der Typusparameter einen Grundwert angibt, der dann durch Objektparameter modifiziert werden kann (*Plachter* 1994). Das bedeutet, daß im Prinzip der Bruchwald hochwertiger als die Müllhalde ist, es kann aber einzelne Müllhalden geben, die hochwertiger sind als einzelne Bruchwälder.

Objektbewertung und Typusbewertung fallen logisch zusammen, wenn die gleichen Kriterien, die zur Klassifikation verwendet werden, auch für die Bewertung verwendet werden. Dies ist z.B. in vielen wasserwirtschaftlichen Verfahren wie dem Saprobienstadium der Fall. Zusätz-

liche Information bringt die Objektbewertung nur, wenn zusätzliche Kriterien benutzt werden. Darauf ist z.B. zu achten, wenn man getrennt „Flora“ und „Vegetation“ bewertet.

## 5. Wechselwirkungen zwischen Leitbildentwicklung und Bewertungsverfahren

Betrachtet man die Wechselwirkungen zwischen Leitbildentwicklung und Bewertungsverfahren im Detail, so lassen sich einige Anforderungen herausarbeiten (Tab. 1), die die Leitbildmethode an Bewertungsverfahren stellt.

Die Wertzuweisung hat in jedem Fall explizit zu erfolgen. Andernfalls verbleibt das Verfahren im beurteilenden Bereich und ist nur als Vorstufe der Bewertung in Form grafischer, tabellarischer und kartografischer Darstellungen zur optischen Sichtbarmachung von wertgebenden Kriterien zu verwendbar.

Die genaue Festlegung von Zielgrößen ist das wichtigste Element der leitbildorientierten Bewertung. Sie erlaubt über die Messung des Abweichungs- oder Zielerfüllungsgrades unmittelbar „Gut-Schlecht-Urteile“ und nicht nur „Besser-Schlechter-Urteile“. Auch bei der Formalisierung von Bewertungsverfahren mit Hilfe eines Expertensystems, z.B. EXCEPT, ist streng auf die Zielorientierung jeder einzelnen Verzweigung zu achten. Nur so können solche Instrumente, deren Logik ohne expliziten Bezug zur Leitbildmethode entwickelt wurde, für die leitbildorientierte Bewertung nutzbar gemacht werden. Was die Formulierung der Zielgrößen angeht, so hat das Arbeiten mit Mindestanforderungen einen gewissen taktischen Vorteil in der Planungspraxis.

Der Gegensatz zwischen der sektoralen und synthetischen Bewertung ist eher künstlich. Je mehr wertgebende Kriterien in der Leitbildentwicklung integriert werden, desto „synthetischer“ wird die sektorale Bewertung. Wichtig ist, daß in synthetischen Bewertungen die sektoralen Komponenten immer sichtbar und nachvollziehbar bleiben, so daß man ggf. darauf zurückkommen kann. Die Synthese, d.h. Angaben zur Gewichtung, Optimierung oder Hierarchisierung von Kriterien, sollte so weit wie möglich vorab, d.h. in der Leitbildentwicklung erfolgen (s.o.).

Was die Skalierung betrifft, so wurde die Bevorzugung ordinaler Skalen für bio-

**Tab. 1: „Technische Details“ leitbildorientierter Bewertungsverfahren (verändert nach Vorwald & Wiegleb 1996)**

Verfahrensschritt	Merkmale gängiger Verfahren	In der Leitbildmethode anzuwenden
Wertzuzuweisung	implizit auf der Basis untransformierter Fakten	als Vorstufe expliziter Verfahren in grafischer, tabellarischer oder kartografischer Darstellung
	explizit (mit Transformationsregeln, Zustands-Wertigkeits-Relationen)	ja
Festlegung von Zielgrößen	feste Zielgröße (Maximalwerte, Grenzwerte, Mindestanforderungen, Optimalwerte, andere Referenzzuständen)	ja (gut-schlecht-Urteile)
	variable Zielgröße mit Zielrichtung	als "Leitlinien ohne Leitbilder" nur bedingt geeignet (besser-schlechter-Urteile)
Gültigkeitsanspruch	sektorale Verfahren	ja
	synthetische (= medienübergreifende) Verfahren mit Verrechnungsregeln	ja, wenn Regeln zur Behandlung konkurrierender Zielvorstellungen (mehrkriterielle Optimierung, Hierarchisierung) vorab berücksichtigt sind
Skalierung	nominal	ja, wenn in ordinale Wertskala überführbar
	ordinal	ja
	kardinal (numerisch)	wegen Pseudogenauigkeit oft untauglich
Bezugsobjekte	Typusbewertung	nur in Kombination tauglich,
	Objektbewertung	da für unterschiedliche Skalen relevant

tische Schutzgüter bereits begründet. Nominale Skalen bleiben beurteilend, da sie nicht in Beziehung zu Zielgrößen gesetzt werden können. Sie müssen in ordinal Skalen umgewandelt werden. Kardinale Skalen implizieren übertriebene Genauigkeit.

Das Verhältnis von Typus- zu Objektbewertung ist noch unzureichend untersucht. Wichtig innerhalb der Leitbildmethode erscheint, daß es keine nachträgliche Manipulation über Bonus- und Malusregeln geben kann, weil dadurch logische Inkonsistenzen auftreten würden (Aufweichung der Gültigkeit des Leitbildes, Überfüllung des Leitbildes u.ä.).

Für das bereits in Wiegleb (1997) besprochene Beispiel „Bewertung des Schutzguts Pflanze“ im Rahmen einer UVS zur Vertiefung der Ems (IBL 1993) können noch folgende Konkretisierungen angeführt werden:

Die **Wertzuzuweisung** erfolgte explizit unter Bezugnahme auf das Leitbild „Heutige potentielle natürliche Vegetation“ (HPNV, s. auch Abschnitt 3). Dieses Leitbild bedeutet in diesem Fall das Zulassen der freien Sukzession und der natürlichen ökologischen Prozesse, soweit diese nicht die Deichsicherheit gefährden. Gleichzeitig beinhaltet es eine Aufgabe der Landwirtschaft. Es würde sich, nach Flußzonen dif-

ferenziert, je nach Höhenlage ein Vegetationsmosaik ausbilden, das aus Elementen der Hartholzau, Weichholzau und Röhrichten mit eingestreuten Sonderstandorten (Flußwatt, Annuellenfluren u.ä.) besteht. Das Leitbild steht in Übereinstimmung mit einer Vielzahl von offiziellen Vorgaben (u.a. Nieders. Landschaftsprogramm, Niedersächsisches Fließgewässerschutzsystem). Alternative Szenarien (gemäßigte Offenhaltung mit Förderung von Offenlandarten) wurden aus naturschutzfachlichen Gründen verworfen.

**Festlegung von Zielgrößen.** Die Zielgröße (der Soll-Zustand) wurde als Karte der hypothetischen, aufgrund der Standortbedingungen zu erwartenden Biotoptypen dargestellt. Der Ist-Zustand wurde entsprechend als Biotoptypenkarte dokumentiert. Es gibt keine Indikatoren für einen übergeordneten Systemzustand. Der Zustand „Zugehörigkeit zu einem bestimmten Biototyp“ repräsentiert nur sich selbst und wird nur mit seinesgleichen verglichen. Analogieschlüsse „Vom Punkt zur Fläche“ werden aufgrund der flächendeckend vorliegenden Information vermieden. Es erfolgte eine vierstufig Transformation vom Biototyp zu einer Wertstufe; Wertstufe 1 ist eine logische Ableitung aus dem Leitbild (= Übereinstimmung mit dem Leitbild). Die Wertstufen 2-4 sind willkürliche Unterteilungen des Abweichungsgrades vom Leitbild nach Stand der Kenntnisse. Maßgebend für die Transformation ist, daß es keine fixen Biotopwerte gibt. Das Röhricht ist im Mündungsbereich HPNV und erhält die höchste Wertstufe (1 = naturnahe Vegetation), weiter flußaufwärts jedoch ist es nur Ersatzgesellschaft von Weichholzaunwäldern. Hier erhält es die Wertstufe 2 (= naturbetonte Vegetation).

**Gültigkeitsanspruch.** Das Verfahren ist ausdrücklich sektoral, da es nur für das Schutzgut (Arten und Lebensgemeinschaften von) Pflanzen gültig ist. Für andere Schutzgüter wurden parallel ähnliche Ansätze erprobt. Das Verfahren enthält indirekt synthetische Elemente, da bei der Entscheidung für das Leitbild auch Aspekte der Habitate für Tiere, des Bodenschutzes und des Landschaftsbildes berücksichtigt wurden.

**Skalierung und Bezugsobjekt.** Es wurde nicht parzellenscharf bewertet, sondern benachbarte Flächen (Polder) wurden aggregiert durch eine flächenbezogene Umwandlung von 4 Biotopwertstufen in 6 Flächenwertstufen. Bezugs-

objekte der Bewertung waren also Raumeinheiten, denen über typologische Merkmale ein Wert zugewiesen wurde. Sowohl Biotopwertstufen wie Flächenwertstufen waren ordinal skaliert. die Umwandlung von typologischen Biotopwerten in objektbezogene Flächenwerte ist für das Bewertungsverfahren nicht essentiell, hat aber einige Vorteile für die spätere Beurteilung der Eingriffsfolgen: Vergrößerung der räumlichen Skala, Erzeugung von Gebieten etwa gleicher Flächengröße bzw. von Gebieten gemeinsamen hydrologischen Einflusses.

Was umgekehrt die Anforderungen des Bewertungsverfahrens an die Leitbildentwicklung angeht, so sind diese bereits im Stadium der Datenerhebung, Datenanalyse und ggf. Prognose zukünftiger Systemzustände zu berücksichtigen (vgl. Abb. 1). Sowohl Formulierung von Leitbildern und Entwicklungszielen auf der einen und Beschreibungen heutiger oder zukünftiger Zustände auf der anderen Seite müssen sich in bezug auf gleiche Skalierung der Daten, gleichen Raumbezug (Maßstabsebenen) und vergleichbare Komplexität annähern, damit sie im Bewertungsverfahren sinnvoll verglichen werden können.

## Danksagung

Der Vortrag beruht auf Überlegungen, die im Rahmen des Verbundvorhabens LENAB („Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche“, gefördert von der Lausitzer und mitteldeutschen Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH sowie vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter dem Kennzeichen BMBF 0339648) sowie des BTUC-Innovationskollegs „Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Braunkohlenrevier“ (gefördert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft unter dem Kennzeichen INK 4 / A1) angestellt wurden. Ich danke U. Bröring und J. Vorwald (Cottbus) sowie T. Potthast und U. Eser (Tübingen) für die kritische Durchsicht des Manuskripts und anregende Diskussionen.

## Literatur

- Bastian, O.*, 1996: Ökologische Leitbilder in der räumlichen Planung – Orientierungshilfen beim Schutz der biologischen Diversität. – Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 34, 207-234
- Bechmann, A.*, 1981: Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik. – UTB 1088. Haupt, Bern. 209 S.
- Bezirksregierung Weser-Ems*, 1994: Faunistische und floristische Erfassung für die Zustandsanalyse. – Polykopie, Oldenburg.
- Birnbacher, D.*, 1996: Landschaftsschutz und Artenschutz: Wie weit tragen utilitaristische Begründungen. – In: *Nutzinger, H.G.*, ed., Naturschutz – Ethik – Ökonomie. Theoretische Begründungen und praktische Konsequenzen, S. 49-72. Metropolis, Marburg.
- Brauckmann, U.*, 1992: Typologischer Ansatz zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern. – In: *Friedrich, G., Lacombe, J.*, eds., Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell 3, 45-65. Fischer, Stuttgart.
- Dienst Getijdewateren*, 1989: Amoebe-approach. A method for description and assessment of ecosystems. – The Hague.
- DVWK*, 1996: Fluß und Landschaft – Ökologische Entwicklungskonzepte. – DVWK-Merkblätter 240. Bonn. 285 S.
- Erz, W.*, 1997: Natur-Bewertung oder Naturschutz: Was wollen, können und sollen wir? – NNA Ber., dieses Heft.
- Eser, U. & Potthast, T.*, 1997: Das Bewertungsproblem und der Normbegriff in Ökologie Naturschutz und Ethik aus einer wissenschaftsethischen Perspektive, in Vorbereitung.
- Flade, M.*, 1993: Das Leitartenkonzept und sich daraus ableitende Anforderungen an die Bearbeitung von Arten und Lebensgemeinschaften im Landschaftsrahmenplan. – Landschaftsrahmenplanung Brandenburg, Materialien Nr. 6, 55-102. MUNR, Potsdam
- IBL*, 1993: UVS zur bedarfsweisen Anpassung des Emsfahrwassers von km 0,0-km 40,45 für das 7,30 m tief gehende Bemessungsschiff. Im Auftrage des Landkreises Emsland und der Stadt Papenburg. – 3 Bde, Polykopie, Oldenburg.
- IBM*, 1994: Entscheidungsunterstützung EXCEPT/6000. – IBM-Produktinformation 7/94.
- Jessel, B.*, 1996: Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 28, 211-216.
- Kaule, G.*, 1991: Arten- und Biotopschutz. – 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart. UTB Große Reihe. 461 S.
- Kothé, P.*, 1962: Der „Artenfehlbetrag“, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. – Dtsche. Gewässer-kundl. Mitt. 6, 60-65.
- Krebs, A.*, 1996: „Ich würde gern aus dem Hause tretend ein paar Bäume sehen“. Philosophische Überlegungen zum Eigenwert der Natur. – In: *Nutzinger, H.G.*, ed., Naturschutz – Ethik – Ökonomie. Theoretische Begründungen und praktische Konsequenzen, S. 31-48. Metropolis, Marburg.
- Mauch, E.*, 1990: Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. – Wasser + Boden 11/90, 763-767.
- Müller-Motzfeld, G.*, 1992: Inventarforschung und Naturschutz. – Insecta 1/92, 8-21.
- Nipkow, M.*, 1995: Ein synoptischer Verfahrensansatz zur naturschutzfachlichen Gebietsverwertung auf der Basis multivariater Analysemethoden. Avifaunistische Untersuchungen in den Wäldern der Trockenaue am südlichen Oberrhein. – Schr.-R. Inst. f. Landespflege Univ. Freiberg 20, 1-156.
- Plachter, H.*, 1994: Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Z. Ökol. Naturschutz 3, 87-106.
- Reck, H.*, 1996: Grundsätze und allgemeine Hinweise zur Bewertungen von Flächen aufgrund der Vorkommen von Tierarten. – VUBD-Rundbrief 16/96, 9-20.
- Riedl, U.*, 1995: Grenzen und Möglichkeiten der Synthese biologischer Grundlagendaten zum Zweck der Flächenbewertung im Biotopschutz. – Schr. f. Landschaftspf. u. Naturschutz 43, 329-356.
- Roweck, H.*, 1995: Landschaftsentwicklung über Leitbilder? Kritische Gedanken zur Suche nach Leitbildern für die Kulturlandschaft von morgen. – LÖBF-Mitt. 4/95, 25-34.
- Schermer, E.R.*, 1992: Vögel im Huntegebiet. – Abschlußbericht Nr. 7, BMFT-Forschungsvorhaben „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte“. Polykopie, Vechta. 236 S.
- Shrader-Frechette, K.S. & McCoy, E.D.*, 1993: Method in Ecology. Strategies for Conservation. – Cambridge Univ. Press, Cambridge.

*Vorwald, J. & Wiegleb, G., 1996:* Anforderungen an Leitbilder für die Entwicklung von Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Aktuelle Reihe BTU Cottbus 8/96, 38-49.

*Westmann, W.E., 1978:* How much are Nature's services worth? – Science 197, 960-964.

*Wiegleb, G., 1996:* Leitbilder des Naturschutzes in Bergbaufolgelandschaften am Beispiel der Niederlausitz. – Verh. Ges. Ökol. 25, 309-319.

*Wiegleb, G., 1997:* Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. – Z.Ökol. Naturschutz, 6, 42-62.

### **Anschrift des Verfassers**

Prof. Dr. Gerhard Wiegleb  
LS Allgemeine Ökologie  
Postfach 10 13 44  
D-03013 Cottbus

# Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung

von Robert Brinkmann

## 1. Einführung

Anfang der 90er Jahre wurde berechtigte Kritik an der mangelnden Berücksichtigung tierökologischer Aspekte in der Planung formuliert (z.B. Fründ et al. 1994, Gerken, Bowingloh & Wilke 1990, Knop 1994, Riecken 1990). Heute werden vielfach tierökologische Bestandsaufnahmen auch im Rahmen der Landschaftsplanung durchgeführt. Ihre Notwendigkeit ist in Fachkreisen unbestritten. Die Konzeption und Durchführung der Bestandsaufnahme wird durch eine Vielzahl von Empfehlungen erleichtert. Sie geben Hinweise, welche Tiergruppen untersucht und welche Erfassungsmethoden allgemein angewendet werden können und sollen (vgl. z.B. Riecken 1992, Reck 1992, 1996, Spang 1992, Trautner 1992, Finck et al. 1992, VUBD 1993). Dagegen wurden zum Thema der planerischen Aufbereitung der Grundlagendaten, zu denen auch ihre Bewertung gehört, bisher

vergleichsweise wenige Arbeiten publiziert (z.B. Eikhorst 1992, Heidt & Plachter 1996, Plachter 1994, Riecken, Schröder & Fink 1995).

Ein ähnliches Mißverhältnis zeigt sich in der Praxis der Landschaftsplanung. Umfangreiche Bestandsaufnahmen werden häufig nicht ausreichend für die Planung aufbereitet (Riedel 1990, 1995). Schulz & Sippel (1995) untersuchen die Bewertungsverfahren von neun, zur Zeit der Analyse aktuellen niedersächsischen Landschaftsrahmenplänen. Sie kommen zu dem Ergebnis, daß die Mehrzahl der Verfahren große inhaltliche und formale Mängel aufweisen. So bleibt z.B. in vielen Planungen unklar, aufgrund welcher Kriterien einzelne Flächen als wertvoll erachtet werden oder welche Merkmalsausprägungen für die unterschiedlichen Einstufungen von Flächen vorliegen müssen. Teilweise wird auf eine nachvollziehbare Bewertung der Grundlagendaten sogar völlig verzich-

tet. Zu einer ähnlichen Einschätzung gelangte der Autor bei einer kursorischen Durchsicht zufällig ausgewählter Landschafts- und Grünordnungspläne aus Niedersachsen.

Ziel des folgenden Beitrages ist es zu zeigen,

- wie die Bewertung tierökologischer Daten im Rahmen der Landschaftsplanung in einem einfachen Verfahren erfolgen kann,

- daß die Bewertung tierökologischer Analysedaten ein unverzichtbarer Bestandteil im Planungsprozeß sein sollte und

- daß ein Bewertungsverfahren bestimmten inhaltlichen und formalen Anforderungen genügen muß.

Als Beispiel dient die niedersächsische Landschaftsplanung.

## 2. Zusammenhang zwischen Zielentwicklung, Bewertung und Maßnahmenplanung

Bevor in den folgenden Kapiteln ein Verfahren zur Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung entwickelt wird, soll zunächst eine Überblick über den Zusammenhang zwischen Zielentwicklung, Bewertung und Maßnahmenplanung im Planungsprozeß gegeben werden.

### 2.1 Zielentwicklung und Bewertung im Planungsablauf

Die Landschaftsplanung (nach §§ 4-6 NNatG) ist das Instrument zur Vorbereitung der Umsetzung der Ziele des Naturschutzgesetzes. Sie soll gesellschaftliche Entscheidungen zur Entwicklung von Natur und Landschaft strukturieren und vorbereiten (Bechmann 1981).

Dies geschieht durch eine Konkretisierung der Ziele des Naturschutzgesetzes für verschiedene Schutzgüter und auf verschiedenen Planungsebenen, sowie weiter durch die Bewertung von alternativen Entwicklungsmöglichkeiten (Szenarien) und das Aufzeigen von Handlungsmöglichkeiten, mit denen die angestrebte Ziele erreicht werden können (vgl. Kiemstedt 1993).

Schwerpunktsetzungen sind in Abhängigkeit von der Planungsebene (Maßstäblichkeit) und der Region (spezielle Naturschutzprobleme) möglich und oft nötig. Die Definition der zu lösenden Probleme und der daraus resultierenden Planungsaufgabe steht daher am Anfang je-

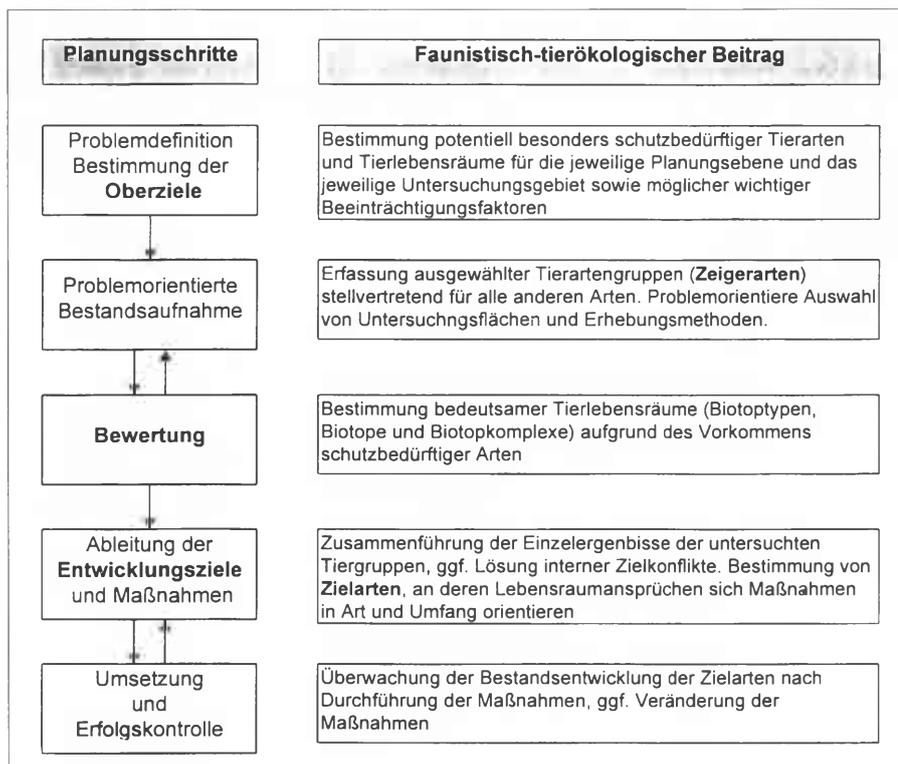


Abb. 1: Die verschiedenen Zielebenen im Planungsablauf, dargestellt für den faunistisch-tierökologischen Beitrag in der Landschaftsplanung

der Landschaftsplanung. Damit werden auch die Ziele deutlich, die der jeweiligen Planung zugrunde liegen (grundlegende Ziele, **Oberziele**, vgl. Abb. 1).

Auf dieser Basis ist eine problemorientierte Bestandsaufnahme von Natur und Landschaft möglich. Sie schafft die notwendigen Grundlagen für eine Analyse der derzeitigen und zukünftigen Situation (Szenarien). Bestandsaufnahme und Bewertung sind dabei im Zusammenhang zu entwickeln. Zum einen müssen so viele Indikatoren erfaßt werden, daß die Sachverhalte entsprechend der jeweiligen Zielsetzung hinreichend abgebildet und beurteilt werden können (Validität des Verfahrens). Zum anderen sind aber nur die Indikatoren zu erheben, die auch im Rahmen der Bewertung benötigt werden (Praktikabilität des Verfahrens).

Der Bewertungsschritt verknüpft Wertmaßstäbe (die durch Gesetze und Richtlinien vorgegebenen Normen) mit Sachinformationen über den aktuellen Zustand von Natur- und Landschaft.

Aus der Bewertung können Prioritäten für die Maßnahmenplanung nachvollziehbar abgeleitet werden. Prioritäten werden in Entwicklungszielen zusammengefaßt, in denen konkrete Ziele für den betroffenen Raum formuliert werden. Sie stellen somit – neben den in der Regel allgemeineren Oberzielen – eine zweite Zielebene dar (vgl. Abb. 1).

Die Bewertung ist demnach die methodische Voraussetzung für planerische Maßnahmen. Sie ist als zentraler Planungsschritt zwischen der Bestandsaufnahme und dem Ziel- und Handlungskonzept und daher unverzichtbar. Wie aus dem Bewertungsergebnis Ziel- und Handlungsprinzipien abgeleitet werden können zeigt Abb. 2.

Diese Ziel- und Handlungsprinzipien sind die Grundlage für den weiteren Planungsprozeß, in dem auszuloten gilt, welche Maßnahmen sich unter den gegebenen soziökonomischen und kulturellen Rahmenbedingungen umsetzen lassen. Dafür ist es wichtig, unverzichtbare Ziele und Maßnahmen von solchen zu trennen, bei denen gegebenenfalls mehrere Lösungen zu einer Verbesserung der Situation des Naturschutzes in Frage kommen (Brockmeyer et al. 1994, Haaren 1988, 1991). Die Mitwirkung und das Verständnis betroffener Nutzer von Natur (Landwirte, Jäger, Angler), die für die Umsetzung der Ziele der Landschaftsplanung von sehr großer Bedeutung ist, wird durch

ein flexibleres Zielkonzept gefördert. Auf der anderen Seite sind jedoch Zielkonzepte des Naturschutzes für den Diskussionsprozeß unabdingbar (Köppel 1996). Hierin liegt die doppelte Aufgabe der Landschaftsplanung: zum einen im Rahmen der

Fachplanung das Notwendige für die Entwicklung und den Schutz von Natur- und Landschaft benennen, zum anderen als politische Planung verschiedene Handlungsalternativen zur Erreichung dieser Ziele aufzeigen.

Wertstufe	Ziel- und Handlungsprinzipien			
	Allgemeines Handlungsziel	Notwendigkeit von Schutz- und Pflegemaßnahmen	Spielräume für Entwicklungsziele und Maßnahmen	Vermeidung von Eingriffen
sehr hoch	Erhalt   Sanierung  Entwicklung	sehr hoch	gering	besonders wichtig
hoch		gering	sehr groß	weniger wichtig
mittel				
gering				
sehr gering				

Abb. 2: Die Ableitung von Ziel- und Handlungsprinzipien aus dem Bewertungsergebnis

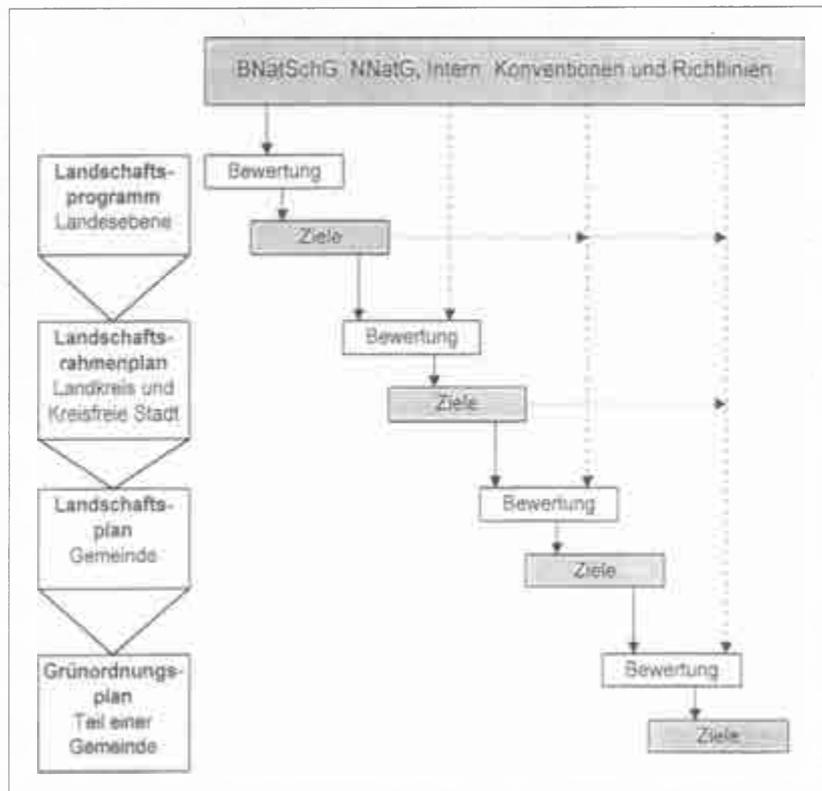


Abb. 3: Idealtypische Ableitung von Zielen im Rahmen der vierstufigen Landschaftsplanung. Werden auf der jeweils direkt übergeordneten Planungsebene keine ausreichenden Zielaussagen getroffen, so muß auf die nächst höhere Planungsebene oder auf die allgemeinen Zielformulierungen zurückgegriffen werden (gestrichelte Linien)

**Tab. 1: Zielhierarchie für zunehmend konkrete und verbindliche Ziele des Tierartenschutzes**

	Definition (nach KIEMSTEDT 1991)	Ziele für den Tierartenschutz (Beispiele)	Quellen (Beispiele)
<b>Leitbild</b>	nicht flächenscharfe, allgemeine Zielvorgaben	Erhaltung der historisch gewachsenen Artenvielfalt	BNatSchG, NNatG
<b>Leitlinien</b>	räumlich konkretisierte Zielvorgaben, realistisch aber noch unabgestimmt	In jeder Naturräumlichen Region sind alle Ökosysteme in einer solchen Größenordnung, Verteilung im Raum und Vernetzung zu erhalten, „daß darin alle Pflanzen und Tierarten in ihren Gesellschaften in langfristig überlebensfähigen Populationen leben können“ (NMELF 1989)	Niedersächsisches Landschaftsprogramm (NMELF 1989)
<b>Qualitätsziel</b>	nochmals präzierte, wissenschaftlich abgesicherte Zielvorgaben, über die ein Mindestkonsens vorhanden ist.	Schutz aller auf europäischer Ebene gefährdeten Tierarten (konkrete Nennung in verschiedenen Anhängen). Schutz aller Weißstorchvorkommen in Niedersachsen	FFH-Richtlinie  Artenschutzprogramm Weißstorch (HECKENROTH 1996)
<b>Qualitätsstandard</b>	Sehr präzise, verbindliche und konsensfähige Zielvorgaben	Schutz und Entwicklung mindestens von 10 Laubfrosch-Laichgewässern im Naturraum	Zielartenkonzept Baden- Württemberg (RECK et al. 1994).

## 2.2 Zielentwicklung im vierstufigen System der Landschaftsplanung

Im vierstufigen System der niedersächsischen Landschaftsplanung sollen die Ziele des Naturschutzgesetzes zunehmend konkretisiert und der Flächenbezug auf der jeweiligen Ebene hergestellt werden.

Im Landschaftsprogramm auf der Landesebene geht es um die Entwicklung übergeordneter Ziele und um Maßnahmen. Neben den landesweiten Zielen werden auch die nationalen und internationalen Verpflichtungen dargestellt. Das Zielkonzept für den Teilbereich Arten- und Lebensgemeinschaften, im Landschaftsprogramm auf der Ebene der Naturräumlichen Regionen ausgearbeitet, ist als Zielvorgabe für die nachfolgenden Planungsebenen von großer Bedeutung (vgl. z.B. *Drachenfels* 1990 für den Harz).

Die übergeordneten Ziele sollen auf der Ebene der Kreise und kreisfreien Städte im Landschaftsrahmenplan um regionale Aspekte ergänzt werden. Der Landschaftsplan und der Grünordnungsplan sollen als Beitrag zur gemeindlichen Bauleitplanung die lokalen Ziele und Erfordernisse des Naturschutzes darlegen. Dabei sollen die Ziele der jeweilig höheren Planungsebene in den nachfolgenden Planungsebenen übernommen und weiter ausgeführt werden (vgl. Abb. 3).

Im Grünordnungsplan als unterster Planungsebene der Landschaftsplanung steht darüberhinaus derzeit die Bearbeitung der

Eingriffsregelung im Rahmen der gemeindlichen Bauleitplanung im Vordergrund. Wesentliche Ziele sind hier die Prognose und Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen und die Entwicklung, Bemessung und Festschreibung von Kompensationsmaßnahmen (vg. *NLÖ* 1994, *Paterak* 1994). Um Kompensationsmaßnahmen sinnvoll im räumlichen Kontext zu entwickeln, sind übergeordnete Ziele eine wichtige Voraussetzung.

In der Planungspraxis werden die Ziele jedoch nur selten in dieser idealen Abfolge entwickelt. Insbesondere die Fertigstellung und Aktualisierung der Landschaftsrahmen- und Landschaftspläne wird von politischen und administrativen Rahmenbedingungen geprägt, die eine zeitlich sinnvolle Abstimmung in der Regel nicht zulassen.

So ist es auf der lokalen Planungsebene häufig notwendig, für die Bewertung auf übergeordnete Ziele des Naturschutzgesetzes oder des Landschaftsprogramms zurückzugreifen (vgl. Abb. 3, unterbrochene Pfeillinien), weil der entsprechende Landschaftsrahmenplan entweder nicht mehr aktuell ist, oder z.B. für die Bewertung tierökologischer Daten keine oder nur sehr undifferenzierte Zielfestsetzungen trifft (vgl. Kap. 5).

## 2.3 Zielstruktur und Bewertung

Sachdaten können nur bewertet werden, wenn dabei auf ein Zielsystem Bezug ge-

nommen wird. Aus dem Zielsystem sind Kriterien abzuleiten, an denen die Bewertungsobjekte in Hinblick auf ihren Zielerfüllungsgrad gemessen werden. Dieses Prinzip der klassischen Nutzwertanalyse stellt das Grundgerüst für die allermeisten Bewertungsverfahren im Arten- und Biotopschutz dar (vgl. *Bechmann* 1978, 1989, *Wiegleb* 1997).

Zielformulierungen können unterschiedlich konkret und verbindlich sein. So lassen sich übergeordnete und zumeist noch unabgestimmte Leitbilder und Leitlinien von zunehmend konkreteren und verbindlichen Qualitätszielen und Qualitätsstandards unterscheiden (vgl. Tab. 1).

Für den Bewertungsvorgang ist bestimmend, wie konkret Ziele formuliert sind: Werden konkrete Zielgrößen benannt, die eine Messung des Abstandes zwischen dem angestrebten Ziel und dem Ausgangszustand ermöglichen (Zustand/Wertigkeitsrelation nach *Plachter* 1994) oder werden nur allgemeine Ziele formuliert, bei denen das Ende der Bewertungsskala offen bleibt?

Allgemeine Zielformulierungen überwiegen in der niedersächsischen Landschaftsplanung. Nur sehr selten finden sich Zielaussagen zu Größe und Lage notwendiger Entwicklungsflächen für den Arten- und Biotopschutz, die in quantifizierbare Flächenforderungen (Schutz- und Entwicklungsflächen) münden und die Voraussetzung für eine quantifizierende Bewertung wären. Nicht flächenscharfe und unabgestimmte Ziele im Landschaftsprogramm werden auf den folgenden Planungsebenen in Maßnahmenkonzepten umgesetzt, indem Vorranggebiete für den Tierartenschutz ausgewiesen werden. Zumeist handelt es sich dabei um aktuell bedeutsame Flächen, die durch das Vorkommen gefährdeter Tierarten entsprechend eingestuft werden.

Auch in anderen Bundesländern werden Ziele in der Landschaftsplanung derzeit überwiegend auf der Ebene von Qualitätszielen formuliert. In Baden-Württemberg wird mit der Entwicklung eines Zielartenkonzeptes erstmals versucht, Ziele des Tierartenschutzes für konkrete Bezugsräume zu quantifizieren (*Reck et al.* 1994). So werden für ausgewählte Tierarten auf der Ebene von Naturräumen konkrete „Zielhöhen“, z.B. die Anzahl notwendiger Populationen genannt. Diese quantitativen Forderungen basieren auf Expertenempfehlungen. Würden die „Zielhöhen“ in diesem Fachkonzept auch politisch legiti-

miert, so stellen sie regelrechte Qualitätsstandards dar.

Es stellt sich jedoch prinzipiell die Frage, wie weit die Ziele des Tierartenschutzes konkretisiert werden können und sollen. *Wiegleb* (1997) bestreitet z.B., daß sich bei Tierarten konkrete quantitative Angaben für die Beschreibung von Qualitätsstandards sinnvoll ableiten lassen.

Mit der Einführung der in Nordamerika entwickelten Populationsgefährdungsanalysen in die deutsche Naturschutzdiskussion (*Hovestadt, Roeser & Mühlenberg* 1991) war die Hoffnung verbunden, in Zukunft genaue Angaben zu notwendigen Populationsgrößen, Flächengrößen, -ausstattungen und -vernetzungen für den Schutz von Metapopulationen einzelner Tierarten zu erhalten (*Horlitz* 1994, *Reich & Grimm* 1996). Es zeigt sich jedoch, daß das Konzept nur für einzelne ausgewählte Planungsfälle angewendet werden kann (vgl. z.B. *Poethke; Gottschalk & Seitz* 1996, *Settele, Henle & Bender* 1996, *Settele et al.* 1996). Zu groß ist der Aufwand, fehlende ökologische Grundlagendaten für alle in der Landschaftsplanung relevanten Arten zu ermitteln und dies obwohl bei Bestandsaufnahmen in der Landschaftsplanung sinnvollerweise nur ausgewählte Zeigerarten erfaßt werden (vgl. Kap. 3).

Kurz- und wohl auch mittelfristig können quantitative Ziele des Tierartenschutzes nur auf der Basis von Expertenurteilen entwickelt werden, wie dies im Zielartenkonzept Baden-Württemberg geschieht. Aufgrund der guten Datenlage zur Verbreitung und Ökologie vieler Tierartengruppen in Niedersachsen wäre die Erarbeitung eines solchen Zielartenkonzeptes auch für die Naturräumlichen Regionen in Niedersachsen möglich und sinnvoll. Für wenige Arten wie z.B. den Fischotter (*Blanke* 1996) existieren bereits Artenschutzprogramme mit landesweiten Zielvorgaben. Eine Erweiterung dieser Artenschutzprogramme zu einem umfassenden Zielartenkonzept, z.B. im Rahmen eines naturraumbezogenen Arten- und Biotopschutzprogramms, würde die Entwicklung von Zielkonzepten in der Landschaftsplanung wesentlich erleichtern.

### 3. Aufgaben der Landschaftsrahmen- und Landschaftsplanung als Basis für Bestandsaufnahme und Bewertung

Die Bestandsaufnahme und Bewertung muß sich an der Aufgabenstellung des

jeweiligen Planungsverfahrens orientieren. Im folgenden Beitrag sollen vor allem die Erfassungs- und Bewertungsfragen auf der Ebene der Landschaftsrahmen- und Landschaftsplanung diskutiert werden.

Bei beiden Planwerken handelt es sich um kleinmaßstäbliche Planungen. Der Planungsraum eines Landschaftsrahmenplanes umfaßt in Niedersachsen für das Gebiet eines Kreises ca. 500 bis 2800 Quadratkilometer, für eine kreisfreie Stadt ca. 60 bis 220 Quadratkilometer (*Seedorf & Meyer* 1992). Entsprechend werden die Bestandsaufnahme im Maßstab 1:10000 bzw. 1:25000 und die Planung im Maßstab 1:50000 durchgeführt. Der Planungsraum der gemeindlichen Landschaftsplanung ist zwar deutlich kleiner (bis zu mehreren hundert Quadratkilometern), dennoch wird auch hier eine Bestandsaufnahme im Maßstab 1:10000 durchgeführt. Die Planung erfolgt im Maßstab 1:25000, in Einzelfällen auch im Maßstab 1:10000 (*NLVA* 1989 a, 1989 b).

Im Landschaftsrahmenplan sollen vorrangig regionale, d.h. übergeordnete Ziel- und Handlungskonzepte für den Tierartenschutz entwickelt werden, die dann auf der lokalen Ebene im Landschaftsplan um örtliche Aspekte zu ergänzen sind (*Bruns & Hoppenstedt* 1993).

Die zentralen Planungsaufgaben für das Schutzgut Arten und Lebensgemeinschaften in der Landschaftsrahmen- und Landschaftsplanung sind jeweils (*Brinkmann i. Dr.*):

- die Erfassung und Abgrenzung von Vorranggebieten für den Arten- und Biotopschutz durch die Erfassung von gefährdeten Arten und ihren Lebensräumen (inklusive der funktionalen Beziehungen zwischen Teilhabitaten)
- die Formulierung qualitativer und quantitativer Zielvorstellungen für den Erhalt oder die Entwicklung der verschiedenen Arten und ihrer Lebensräume und
- die Entwicklung umzusetzender Maßnahmenkonzepte.

Im Rahmen der **Bestandsaufnahme** können aufgrund der großen Zahl wildlebender Tierarten, aber auch aufgrund zeitlicher und finanzieller Restriktionen in Planungsverfahren nur ausgewählte Tierarten erfaßt werden. Dies erfordert eine systematische Auswahl zu erfassender Tierarten oder Tierartengruppen. Alle Vorschläge zur Konzeption von Bestandsaufnahmen im Rahmen der Planung gehen daher davon aus, solche Tierarten zu erfassen,

die stellvertretend für andere Arten oder ökologische Gilden stehen (*Blab* 1988, *Plachter* 1989, *Reck* 1990, 1992, *Reinke* 1993, *Riecken* 1990, 1992). Durch die Auswahl solcher Zeiger- oder Indikatorarten oder Gruppen solcher Arten (Zeigerartenkollektive) sollen sich die für die Planung relevanten Merkmale der Tierlebensgemeinschaft hinreichend erfassen lassen.

Zur Beantwortung der Planungsaufgaben der Landschaftsplanung eignen sich vorrangig Arten mit großen und komplexen Raumanprüchen. Hiezu zählen zahlreiche Vertreter der Wirbeltiere, z.B. unter den Großsäugern, Fledermäusen, Vögeln, Amphibien, Reptilien und Fischen. Arten, die auf große und vernetzte Lebensräume angewiesen sind, lassen sich oftmals auch flächendeckend erfassen, was für eine vergleichende Flächenbewertung im gesamten Planungsraum von großer Bedeutung ist. Andere Arten, darunter die meisten Wirbellosen, können im Rahmen der Landschaftsplanung auf Teilflächen erfaßt werden. Eine flächendeckende Bewertung ist daher nur mit Hilfe von Analogieschlüssen möglich (vgl. Kap. 4).

Bei einer problemorientierten Bestandsaufnahme sollten nur solche Tierarten berücksichtigt werden, die für die Bewertung gebraucht werden. Diese „wertgebenden“ Arten ermöglichen später eine Bewertung von Lebensraumtypen, einzelnen Gebieten oder räumlicher Beziehungen. Die Auswahl besonders gefährdeter Zeigerarten für die Bestandsaufnahme, wie es der derzeitigen Praxis in der Landschaftsplanung entspricht, impliziert also notwendigerweise bereits Wertungen.

Eine strikte Trennung zwischen der naturwissenschaftlichen Analyse als der vermeintlich wertfreien Bestandsaufnahme und -beschreibung und den sich anschließenden normativen Bewertungsschritten ist daher nicht angebracht. Vielmehr sollten Erfassungsprogramm und Bewertungsverfahren eng aufeinander abgestimmt sein (gegenläufige Pfeile in Abb. 1). Für die Nachvollziehbarkeit der Bewertung muß dieser Zusammenhang zwischen Bestandsaufnahme und Bewertung jedoch deutlich gemacht werden (vgl. Kap. 6).

Bei der Landschaftsplanung auf Kreis- und Gemeindeebene handelt es sich um kleinmaßstäbliche Planungen. Die Erfassung ausgewählter Tierarten kann in den großen Untersuchungsgebieten nur im Sinne einer Übersichtskartierung erfolgen (*Brinkmann i. Dr., Reck* 1992, 1996). Dabei werden zumeist Vorkommen von Tierarten

auf einzelnen Flächen dokumentiert. Weitere Angaben z.B. zum Reproduktionserfolg oder zur saisonalen Wanderungen werden nicht gesammelt. Auch ist nicht auszuschließen, daß bei Übersichtskartierungen versteckt lebende Arten unterrepräsentiert sind.

Ein Bewertungsverfahren in der Landschaftsplanung muß diese Datenstruktur berücksichtigen, indem z.B. niedrigere Schwellenwerte bei der Flächenbewertung definiert werden, als dies bei sehr genauen und umfassenden Erhebungen auf kleiner Fläche, z.B. im Rahmen mancher Eingriffsverfahren, möglich ist.

#### 4. Gegenstand der Bewertung (Bewertungsobjekte und Wertträger)

Bei der Bewertung tierökologischer Daten geht es um die Bewertung der Tierlebensräume, weil Artenschutz im Rahmen der Landschaftsplanung nur über den Schutz, die Pflege und die Entwicklung von Lebensräumen möglich ist. Bei der Konzeption von

Bestandsaufnahme und Ergebnisdarstellung muß daher festgelegt werden, welche Bezugsräume die Basis für die flächenbezogene Bewertung bilden sollen.

Für Tierarten mit unterschiedlichen Aktionsräumen ist eine Darstellung und Bewertung von Tierlebensräumen auf der Ebene von Biotoptypen, Biotopen und Biotopkomplexen sinnvoll (vgl. Abb. 4).

Tierarten mit kleinflächigen Habitaten können in der Landschaftsplanung nur durch repräsentative Kartierungen auf Probestellen erfaßt werden. Als Bezugsfläche für die Auswahl der Probestellen bieten sich die in der Regel flächendeckend zu erfassenden Biotoptypen an. Deren vegetationsstypologisch ausgerichtete Gliederung muß um tierökologisch bedeutsame Typen (z.B. Kiesinseln, Steilwände, vegetationsfreie Sandflächen etc.) oder Zusatzmerkmale für vorhandene Typen (z.B. Totholzanteil in Wäldern) ergänzt werden (vgl. *Drachenfels* 1994). Ziel der repräsentativen Kartierung ausgewählter Tierarten ist es, die tierökologisch wichtigen Merkmale des Lebensraumtyps und seine Be-

deutung herauszuarbeiten. Auswertungen, auch Bewertungen sind entsprechend nur auf der Typusebene möglich. Das Ergebnis der Probestellenuntersuchungen kann jedoch auf alle von diesem Typ eingenommenen Flächen übertragen werden. So werden auch die Ansprüche von Tierartengruppen, wie z.B. den Laufkäfern die nur über Fallenfänge an Einzelstandorten erfaßt werden können, in der Landschaftsanalyse berücksichtigt.

Bestandsaufnahmen von Tierarten mit kleinen oder mittleren Aktionsräumen können zusätzlich zur repräsentativen Kartierung auf ausgewählten Teilflächen auch selektiv, d.h. ohne den Anspruch auf Verallgemeinerung der Ergebnisse durchgeführt werden. So kann es z.B. im Rahmen eines Landschaftsplanes sinnvoll sein, auf allen Grünlandflächen die hygrophilen Heuschreckenarten zu erfassen, um die vorhandenen aber z.T. kleinflächigen Reste von wertvollen Feuchtgrünland zu ermitteln. Ebenso können besonders in der Diskussion stehende Flächen gezielt untersucht werden. Denn im Rahmen der Abwägung von Nutzungsansprüchen und Naturschutzinteressen zählen nach wie vor „harte“, d.h. konkrete Bestandsdaten z.B. zu gefährdeten Arten mehr als eine Bedeutungszuweisung durch Analogieschlüsse.

Die selektiven Kartierungen führen im Ergebnis zu einer räumlich Abgrenzung von Lebensräumen einzelner Tierarten. Die Erfassungsergebnisse konkretisieren somit die Biotoptypenkartierung, indem sie die konkrete Ausprägung des Typs auf dieser Fläche verdeutlichen.

Die Abgrenzung der Lebensräume von Tierarten mit mittleren bis großen Aktionsräumen kann in der Regel nicht durch die Kennzeichnung einzelner Biotope erfolgen. Die Mehrzahl dieser Arten gehört zu den Komplexbesiedlern, d.h. sie nutzen während verschiedener Lebensphasen unterschiedliche Biotope. Um die Lebensraumsituation dieser Tierarten in der Planung zu berücksichtigen, müssen übergreifende Biotopkomplexe oder Landschaftsteilräume betrachtet werden (vgl. z.B. *Böwington, Gerken & Müller* 1993, *Riecken; Ries & Ssymank* 1994, *Rosberg & Rückriem* 1995).

#### 5. Kriterien für eine typus- und raumbezogene Bewertung von Tierlebensräumen

Die Frage nach der Auswahl der „richtigen“ Kriterien nimmt in der Bewertungsdiskus-

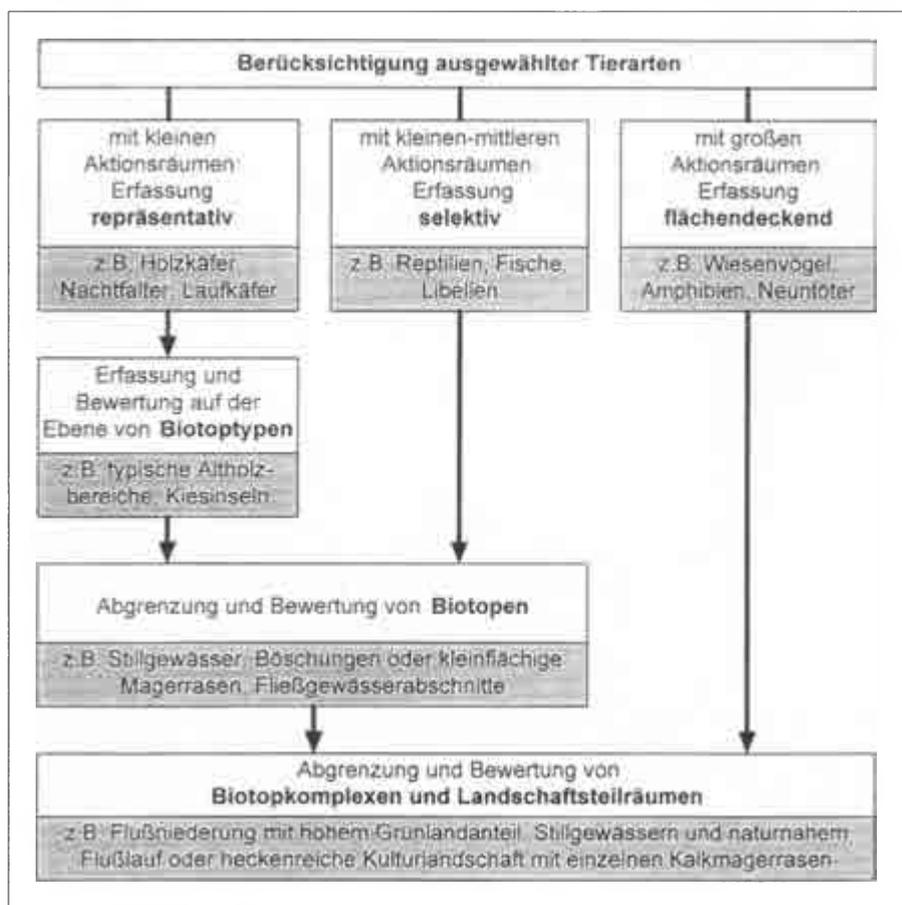


Abb. 4: Darstellung und Bewertung von Tierlebensräumen auf der Ebene von Biotoptypen, Biotopen und Biotopkomplexen

sion breiten Raum ein (vgl. z.B. Scherner 1995, Schlüppmann 1988). Usher (1994:24) präsentiert sogar eine „Hitliste“ der Bewertungskriterien. Häufig wird jedoch nicht beachtet, welche bewertungsmethodischen Anforderungen an Kriterien zu stellen sind. Bewertungskriterien sind aus dem jeweiligen Zielsystem abzuleiten und dementsprechend zweckbezogen. Denn ein Bewertungskriterium dient dazu, den Wert von Objektmerkmalen in Hinblick auf ein bestimmtes Ziel anzuzeigen.

Für die Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung muß in Niedersachsen in der Regel auf die im Naturschutzgesetz und im Landschaftsprogramm definierten landesweit gültigen Ziele zurückgegriffen werden (vgl. Tab. 1). Zielvorgaben in den vorliegenden Landschaftsrahmenplänen sind zumeist sehr allgemein gehalten, wenn sie überhaupt auf den Tierartenschutz Bezug nehmen. Einzig die derzeit landesweit vorliegenden Artenschutzprogramme (z.B. Fischotter, Blanke 1996) bieten räumlich konkretisierte Zielvorgaben für die Landschaftsplanung.

Bei der Auswahl der Bewertungskriterien ist zu unterscheiden, ob sie auf der Typus-Ebene oder auf der räumlich konkreten Ebene angewendet werden sollen, weil die Bewertungsobjekte (Typen oder konkrete Flächen) unterschiedliche Merkmale aufweisen können. Über die im folgenden aufgeführten Kriterien zur Bewertung von Tierlebensräumen besteht heute auf der fachlichen Ebene weitgehend Konsens (vgl. Reck 1996).

Für die Erhaltung der historisch gewachsenen Artenvielfalt, als einer zentralen Zielformulierung des Naturschutzgesetzes, ist der Schutz **gefährdeter Tierarten und seltener Arten**, die **potentiell gefährdet** sind, von großer Bedeutung. Dies ist dann besonders wichtig, wenn es sich um endemische Arten mit nur geringer Verbreitung handelt oder doch zumindest um solche, für deren Erhalt dem betreffenden Raum eine besondere Verantwortung zukommt. Die Bedeutung einer Fläche ergibt sich aus dem Vorkommen gefährdeter Arten; die Bedeutung eines Biotoptyps aus dem potentiellen Vorkommen gefährdeter Arten.

Auf der räumlich konkreten Ebene (oder Objektebene) kommen weitere Kriterien für die Beurteilung von Flächen hinzu, die auf der Typus-Ebene nicht angewendet werden können. Ergänzend zur Gefährdung kann die **Größe von Vorkommen** (Populationsgröße) gefährdeter Tierarten herangezogen werden. In vielen Fäl-

len ist die Überlebenswahrscheinlichkeit eines großen Vorkommens an einem Standort größer als die eines kleinen Vorkommens oder von Einzeltieren. Hohe Bestandsdichten können auch als mögliche Voraussetzung für eine hohe Auswanderungsrate und damit die potentielle Neubesiedlung von Lebensräumen als positiv für den Bestandserhalt der Metapopulation gesehen werden. Diese, für diesen Planungsmaßstab und die Planungsaufgabe vielleicht angemessenen Vereinfachungen bergen jedoch Unsicherheiten, wie viele verallgemeinernde Aussagen angewandter ökologischer Forschung (vgl. Reich & Grimm 1996). Denn es ist auch möglich, das gerade kleine Vorkommen eine große Bedeutung für den Bestandserhalt besitzen. Denn sie können in Zukunft zur Hauptpopulation werden oder als Quelle für eine Rekolonisation der durch einmalige Ereignisse ausgelöschten benachbarten großen Population dienen, wie es Sternberg (1995) am Beispiel von *Aeshna subarctica* in den Hochmooren des Schwarzwaldes zeigen konnte.

Als weiteres Kriterium bei der konkreten Flächenbewertung führt Reck (1996) die **Vollständigkeit** der jeweils für den Lebensraum typischen Tierartengemeinschaft an. Ausprägungen, in denen z.B. das gesamte zu erwartende Spektrum an Arten angetroffen wird, sollen als wertvoller eingestuft werden als verarmte Lebensräume.

Mit der Anwendung dieses Kriteriums sind jedoch zahlreiche Probleme verbunden. Zum einen weisen auch artenarme und gestörte Lebensräume, z.B. intensiv genutzte Äcker, eine typische, weil eben verarmte Lebensgemeinschaft auf. Sie wäre auch mit den wenigen Arten, die unter den intensiven Wirtschaftsbedingungen überleben können, als vollständig zu bezeichnen. Zum anderen reicht bei vielen Tierartengruppen der Kenntnisstand nicht aus, um die „typischen Artengemeinschaften“ aller in einem Planungsgebiet vorkommenden Lebensräume als Referenzwert für die Bewertung zu beschreiben.

Die Ableitung solcher „typischer Artengemeinschaften“ stößt jedoch auch auf prinzipielle Bedenken (z.B. Stelzig & Vollmer 1995). Es stellt sich die Frage, ob überhaupt regelmäßig wiederkehrende Artengemeinschaften existieren.

Nach dem organismischen Konzept der Pflanzengemeinschaften von Clements (1916) stehen die Arten in unmittelbarer Abhängigkeit zueinander. Die Lebensge-

meinschaft ist ein „Super-Organismus“. Die Verbreitung von Arten wird durch das übergeordnete Ganze determiniert. Dieser Theorie folgend, ließen sich verlässlich „typische Artengemeinschaften“ als Referenzwerte für Flächenbewertungen definieren.

Es zeigt sich jedoch, daß die Arten jeder Artengemeinschaft bei großräumigen Betrachtungen zumeist noch in anderen Gemeinschaften mit anderen Arten vorkommen. Die Arten sind also nicht unmittelbar voneinander abhängig. Diese Tatsache berücksichtigt das individualistische Konzept von Gleason (1926). Die Verbreitung von Organismen an einem Ort ist demnach in erster Linie abhängig von umgebenden Populationen aus denen sie zuwandern können und davon, ob die Umweltbedingungen an dem neuen Ort ihre Existenz ermöglichen. Auch der Zufall spielt eine Rolle (Treppl 1988, ausführlich vgl. Treppl 1994).

An die Stelle eines deterministischen Konzeptes von Lebensgemeinschaften mit gleicher Artenausstattung ist heute ein Bild getreten, welches durch ein System funktional definierter Nischen geprägt wird. Die Organismen stehen untereinander in Nahrungs- und Konkurrenzbeziehungen. Berücksichtigt man die „Austauschbarkeit“ der Arten in den entsprechenden Nischen, läßt sich sehr wohl eine Lebensgemeinschaft denken (Treppl 1994).

Für kleine Bezugsräume können demnach durchaus „typische Lebensgemeinschaften“ mit „typischen Arten“ oder „Leitarten“ beschrieben werden (vgl. z.B. für die Brutvögel Mittel- und Norddeutschlands Flade 1994, für die Heuschrecken in verschiedenen Naturräumen Westfalens Brinkmann 1991). Ihre Gültigkeit bezieht sich jedoch nur auf den genannten Bezugsraum. Bei großräumigeren Betrachtungen werden die funktionalen Nischen durch andere Arten besetzt, wodurch sich die konkrete Artengemeinschaft ändert.

Die funktionale Sichtweise erschwert eine räumliche Abgrenzung von Lebensgemeinschaften. Aufgrund der unterschiedlichen Aktionsräume vieler Tierarten gilt dies insbesondere für Tiergemeinschaften. Im konkreten Planungsfall kann eine Klassifizierung von Lebensräumen wie in Kap. 4 beschrieben, eine praktikable Lösung darstellen. Eine abstrahierende, allgemeingültige Beschreibung von Lebensraumtypen und Lebensgemeinschaften, auch nur für einzelne Zönosen, ist auf überregionaler Ebene jedoch nicht möglich.

**Tab. 2: Die vorgeschlagene Skalierung für Bewertungen für das Schutzgut Arten und Lebensgemeinschaften in der niedersächsischen Landschaftsplanung im Vergleich ähnlicher Bewertungsverfahren**

Ansatz und Geltungsbereich	eigener Vorschlag Niedersachsen	RECK (1996) überregionaler Anspruch	REICH & WEID (1992) Bayern
Zweck	Bewertungen des Schutzgutes Arten und Lebensgemeinschaften in der Landschaftsplanung	Flächenbewertungen im Arten- und Biotopschutz	Bewertungen im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms
Skalierung	5: sehr hohe Bedeutung	8: Gesamtnational bedeutsame Flächen 8: Landesweit bedeutsame Flächen	4+3: Landesweite Bedeutung/Außerregionale Bedeutung 4+3: Landesweite Bedeutung/Außerregionale Bedeutung
	4: Hohe Bedeutung	7: Regionale bedeutsame Flächen	2: Regionale Bedeutung
	3: mittlere Bedeutung	6: Lokale bedeutsame, artenschutzrelevante Flächen 5: Verarmte noch artenschutzrelevante Flächen	1: Lokale Bedeutung ohne Wertzuweisung
	2: geringe Bedeutung	4: Stark verarmte Flächen 3: Belastende, oder extrem verarmte Flächen	
	1: sehr geringe Bedeutung	2: Stark belastende Flächen 1: Sehr stark belastende Flächen	

fang notwendiger Maßnahmen näherungsweise bestimmt werden.

Eine eingeschränkte Bedeutung kann dem Kriterium der **Artenzahl** zugewiesen werden. Eingeschränkt deshalb, weil von Natur aus artenarme Lebensräume (z.B. Moore) die gleiche hohe Schutzbedürftigkeit besitzen können wie sehr artenreiche Lebensräume (z.B. Halbtrockenrasen). Andererseits sind Lebensräume mit hohen Artenzahlen (z.B. Hecken) von einer allgemeinen Bedeutung für den Tierartenschutz, weil diese Arten aufgrund ihrer zum Teil hohen Abundanz z.B. in den Nahrungsketten gefährdeter Arten eine bedeutende Rolle einnehmen können.

## 6. Verfahrenshinweise zur Bewertung von Tierlebensräumen in der Landschaftsplanung

Bewertungsverfahren müssen gleichzeitig formalen, inhaltlichen und planungspraktischen Anforderungen genügen. Alle Anforderungen in gleicher Weise zu erfüllen, ist unmöglich. Die bestehenden Bewertungsverfahren weisen daher einen Schwerpunkt bei einer der Anforderungen auf: einige sind sehr praxisorientiert auf Kosten der formalen und inhaltlichen Genauigkeit, andere sind formal eindeutig, dafür aber in der Anwendung schwieriger. Das Ziel muß es daher sein, einen für den jeweiligen Anwendungszweck richtigen Kompromiß zwischen allen Anforderungen zu finden.

Eine der wichtigsten Anforderungen an ein Bewertungsverfahren ist die Nachvollziehbarkeit und Transparenz (Cerwenka 1984). Dies gilt besonders in der kommunalen Landschaftsplanung, in der die Partizipation der Betroffenen für den Erfolg der Planung von großer Bedeutung ist (Höhn & Weidlich 1995). Formal muß das Bewertungsverfahren daher so eindeutig sein, daß die Zuweisung von Werten zu einzelnen Objekten für alle Beteiligten nachvollziehbar bleibt. Für die Transparenz des Verfahrens ist es vorteilhaft, einfache Wertzuweisungen für einzelne Objekte zu treffen, ohne zu umfangreiche Wertaggregationen durchzuführen.

Wertzuweisungen für das Schutzgut Arten und Lebensgemeinschaften in der Landschaftsplanung sollten in ordinalen oder nominalen Wertskalen erfolgen, da sich die Bewertungsobjekte (konkrete Flächen/Biotoptypen) in der Regel lediglich vergleichend betrachten lassen.

**Tab. 3: Rahmenbedingungen für die Flächenbewertung mittels tierökologischer Grundlagendaten im Rahmen der Landschaftsplanung: Skalierung der Bewertungskriterien und Zuordnung von Wertprädikaten (in Anlehnung an RECK 1996)**

Wertstufe	Definition der Skalenabschnitte
1 sehr hohe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>ein Vorkommen einer vom Aussterben bedrohten Tierart <u>oder</u></li> <li>mehrere Vorkommen stark gefährdeter Tierarten in überdurchschnittlichen Bestandsgrößen <u>oder</u></li> <li>zahlreiche Vorkommen gefährdeter Tierarten in überdurchschnittlichen Bestandsgrößen <u>oder</u></li> <li>Vorkommen von Tierarten der FFH-Richtlinie, Anhang 2, die mindestens auch regional oder landesweit stark gefährdet sind.</li> </ul>
2 hohe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>ein Vorkommen einer stark gefährdeten Tierart <u>oder</u></li> <li>mehrere Vorkommen gefährdeter Tierarten in überdurchschnittlichen Bestandsgrößen <u>oder</u></li> <li>Vorkommen von Tierarten der FFH-Richtlinie, Anhang 2, die mindestens auch regional oder landesweit gefährdet sind.</li> </ul>
3 mittlere Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vorkommen gefährdeter Tierarten <u>oder</u></li> <li>allgemein hohe Tierartenzahlen bezogen auf den biotopspezifischen Erwartungswert</li> </ul>
4 geringe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gefährdete Tierarten fehlen <u>und</u></li> <li>bezogen auf die biotopspezifischen Erwartungswerte stark unterdurchschnittliche Tierartenzahlen</li> </ul>
5 sehr geringe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Anspruchsvollere Tierarten kommen kaum vor</li> </ul>

Im Rahmen der Planung können durch die Betrachtung „fehlender“ Tierarten jedoch Entwicklungsrichtung und Maßnahmen für einzelne Lebensräume festgelegt werden. Grundlage dafür sind Kenntnisse benachbarter Vorkommen und die Möglichkeit einer Wiederbesiedlung nach der

Durchführung von Naturschutzmaßnahmen. Bei nicht quantifizierten Zielkonzepten – wie sie derzeit in der Landschaftsplanung vorliegen – lassen sich nur Aussagen mit qualitativem Charakter ableiten. Erst durch quantifizierende Zielkonzepte (vgl. Kap. 2.3) kann neben der Art auch der Um-

In der Praxis der niedersächsischen Landschaftsplanung hat sich eine fünfstufige Skala bewährt. Sie ermöglicht eine hinreichende Differenzierung der Bewertungsobjekte. Die von *Kaule* (1986) vorgeschlagene und von *Reck* (1990, 1996) für den Tierartenschutz weiterentwickelte neunstufige Skala ist für das Aufgabengebiet der kleinmaßstäblichen Landschaftsplanung zu differenzieren. Die im Rahmen der Übersichtskartierungen gewonnenen Daten (vgl. Kap. 3) sind in der Regel weniger umfangreich, als es eine so detaillierte Einstufung erfordern würde. Eine Übersicht über die derzeit gebräuchlichsten Skalierungen für vergleichbare Planungsaufgaben mit einer Einordnung des eigenen Vorschlags gibt Tab. 2.

Im nächsten Schritt sind die einzelnen Kriterien zu eichen, zu skalieren und den einzelnen Skalenabschnitten sind Wertprädikate zuzuweisen. Die Skalenabschnitte können durch die Beschreibung der notwendigen Merkmalsausprägung eines zu bewertenden Objektes (z.B. Lebensräume) definiert werden. Dadurch wird eine eindeutige Zuordnung von Wertprädikaten zu beurteilenden Flächen möglich. So ist z.B. bei dem Kriterium „Vorkommen gefährdeter Arten“ genau festzulegen, wieviele Arten mit welchem Gefährdungsgrad auf der Fläche nachgewiesen sein müssen, damit ein bestimmtes Wertprädikat vergeben werden kann.

Die Festlegung dieser Schwellenwerte wird durch die Planungsaufgabe bestimmt. In Abhängigkeit der Planungsaufgabe wird dann eine problemorientierte Bestandsaufnahme durchgeführt. Wurden in einer Untersuchung viele taxonomische Gruppen untersucht, steigt die Wahrscheinlichkeit z.B. gefährdete Arten nachzuweisen. Bei weniger umfangreichen Untersuchungen ist die Wahrscheinlichkeit deutlich geringer. Weiterhin ist die Qualität der Referenzdaten, z.B. der Roten Listen gefährdeter Arten, von Tiergruppe zu Tiergruppe unterschiedlich. Während bei den Wirbeltieren, z.B. Vögeln (*Heckenroth* 1995) und Amphibien (*Podloucky & Fischer* 1994). Gefährdungseinstufungen auf sehr gutem Datenmaterial basieren und als weitgehend abgesichert gelten können, sind viele Gefährdungseinstufungen bei den Wirbellosen noch mit Unsicherheiten behaftet (vgl. z.B. für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten, *Reusch & Blanke* 1993).

Von daher wird in Tab. 3 ein Bewertungsrahmen für Flächenbewertungen im Rahmen der Landschaftsplanung vorge-

schlagen, der in Abhängigkeit von der Menge und Qualität der Ausgangsdaten im konkreten Planungsfall ausgefüllt werden kann. Die definierten Schwellenwerte können durch Zahlenvorgaben ergänzt werden (Konkretisierung der Angaben „mehrere“ oder „zahlreiche“). Damit wird das Bewertungsverfahren eindeutig und nachvollziehbar. Für die Bewertung der Tiergruppen Vögel und Amphibien existieren in Niedersachsen bereits aktuelle Vorschläge zur Definition von Skalenabschnitten, die neben der Artenzahl sogar den Aspekt der Populationsgröße einschließen (*Wilms, Behm-Berkelmann & Heckenroth*, i. Vorber., *Burdorf; Heckenroth & Südbek* i. Vorber., *Fischer & Podloucky*, i. Dr.)

Für die Festlegung der Schwellenwerte ist ein breiter fachlicher Konsens erforderlich. Die Definition der Skalenabschnitte in Tabelle 3 orientiert sich daher an den von *Reck* (1996) als bundesweiten Konsens eingestuft Definitionsvorschlägen.

#### Gefährdung / Seltenheit

Die Einstufung des Gefährdungsgrades kann den jeweiligen Roten Listen der gefährdeten Tierarten entnommen werden. Rote Listen liegen für die meisten Tierartengruppen auf Bundes- (vgl. *Blab et al.* 1984, *Nowak, Blab & Bless* 1994) und auf Landesebene vor. Bei einigen niedersächsischen Roten Listen wurde die Gefährdung sowohl landesweit wie auch regional eingestuft (z.B. *Heckenroth* 1995, *Podloucky & Fischer* 1994, *Grein* 1995).

Eine regionale Gefährdungseinstufung berücksichtigt die tatsächliche Gefährdung in der Region am besten. Landes- und vor allem bundesweit gültige Einstufungen beinhalten dagegen notwendigerweise Vereinfachungen und Nivellierungen. Eine besondere Berücksichtigung regionaler Populationen kann auch aufgrund der Ausbildung regionaler Adaptionen bis hin zur Bildung von Ökotypen angezeigt sein. Denn im Rahmen der genetischen Vielfalt geht es gerade darum auch diese regionalen Anpassungen zu erhalten. Auch wenn z.Z. noch wenige populationsgenetische Untersuchungen zu Tierarten vorliegen, so zeigt doch die bei einigen Arten ausgeprägte regionale Stenozie, daß regionale Anpassungen an verschiedene Umweltfaktoren vorliegen können (*Nettmann* 1991). So konnte z.B. *Rykena* (1988) zeigen, daß bei der Zauneidechse (*Lacerta agilis agilis*) die Eizeitigungstemperatur der Schlüsselfaktor für die Bindung an trock warme Le-

bensräume im Norddeutschland darstellt. Die Verkürzung der Entwicklungszeit ist eine Anpassung an das kühlere Klima an der nördlichen Arealgrenze, die südöstlich verbreitete Unterarten nicht zeigen (vgl. auch *Böhme* 1978, 1989).

Für eine Berücksichtigung der landes-, bundes- und internationalen Gefährdungseinstufungen spricht die übergeordnete Gültigkeit dieser Verzeichnisse. Somit kann die Verantwortung einer Region für den Erhalt einer Art in ihrem gesamten oder doch zumindest großen Teil ihres Areals abgeschätzt werden (vgl. *Auhagen* 1982). Denn der Erhaltung einer Art muß oberste Priorität eingeräumt werden. So gilt z.B. der Rotmilan, dessen Verbreitungszentrum in Mitteleuropa liegt, nicht nur in Deutschland und Niedersachsen, sondern in ganz Europa als gefährdet (*Heckenroth* 1995). Der Schutz der Vorkommen in der Bundesrepublik und in Niedersachsen, wo er regional noch in hohen Dichten brütet, ist daher für die Art von besonderer Bedeutung.

Im Rahmen der Erstellung der Avifauna Wolfsburgs (*Flade & Jebram* 1996) hat *Jebram* (1995) die Vogelarten mit wichtigen Populationen in Ostniedersachsen anhand quantitativer Kriterien herausgearbeitet. Als wichtige Populationen hat er solche ausgeschieden, die eine zehnmal höhere Dichte im Untersuchungsraum besitzen als in Niedersachsen (landesweite Bedeutung) und in Deutschland (nationale Bedeutung). Somit konnte gezeigt werden, für welche Vogelarten im Wolfsburger Raum eine besondere Schutzverantwortung besteht. Bei Gastvögeln wird zur Einstufung von Feuchtgebieten internationaler Bedeutung bereits seit längerem der Anteil an der Gesamtpopulation als quantitatives Kriterium herangezogen. Das Gebiet wird dann als bedeutend bewertet, wenn es von mehr als 1 % des Weltbestandes genutzt wird (*Berndt, Burdorf & Heckenroth* 1985).

Für die Zuordnung der Tierarten gemäß ihres Gefährdungsgrades in Tabelle 3 sollten vorrangig die regionalen und landesweiten Einstufungen berücksichtigt werden. Bei den Wirbeltieren, wo aktuelle und allgemein anerkannte Gefährdungseinstufungen auch auf Bundesebene vorliegen, sollten auch diese berücksichtigt werden. Für die Transparenz des Bewertungsverfahrens ist es jedoch notwendig, darzustellen und zu begründen welcher Einstufung gefolgt wird.

Für die wirbellosen Tierarten sollten die Einstufungen der deutschen Roten Listen

Tab. 4: Vorschlag für eine Konvention zur Bewertung von Biotopkomplexen und Landschaftsteilräumen (zur Differenzierung der Wertstufen vgl. Tab. 3)

Wertstufe	Biotopkomplexe oder Landschaftsteilräume jeweils mindestens die Hälfte der Raumeinheit einnehmend:
<b>1</b> sehr hohe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• mindestens ein Tierartenvorkommen mit sehr hoher Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biotope von sehr hoher tierökologischer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biototypen mit sehr hoher tierökologischer Bedeutung.</li> </ul>
<b>2</b> hohe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tierartenvorkommen von mindestens hoher Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biotope von mindestens hoher tierökologischer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biototypen mit mindestens hoher tierökologischer Bedeutung.</li> </ul>
<b>3</b> mittlere Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tierartenvorkommen von mindestens mittlerer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biotope von mindestens mittlerer tierökologischer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biototyp mit mindestens mittlerer tierökologischer Bedeutung.</li> </ul>
<b>4</b> geringe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tierartenvorkommen von mindestens geringer tierökologischer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biotope mit mindestens geringer tierökologischer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biototypen mit mindestens geringer Bedeutung.</li> </ul>
<b>5</b> sehr geringe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tierartenvorkommen von höchstens sehr geringer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biotope mit höchstens sehr geringer Bedeutung <i>oder</i></li> <li>• Biototypen mit höchstens sehr geringer tierökologischer Bedeutung.</li> </ul>

nicht unkritisch übernommen werden. Aufgrund des unzureichenden Kenntnisstandes über die bundesweite Verbreitung und Gefährdung vieler Arten kann nicht in jedem Fall auch von einer tatsächlichen Gefährdung ausgegangen werden. So ist z.B. die nach der Roten Liste der in Deutschland vom Austerben bedrohte Furchenbiele *Lasioglossum prasinum* (Warncke & Westrich 1984) in den Dünengebieten der Nordseeinseln verbreitet (für Norderney vgl. Haeseler 1990), während sie in Süddeutschland als Bewohner der Binnendünen und Flugsandfelder hochgradig gefährdet ist (Westrich 1990).

Vielmehr sollte bei den Artengruppen, für die keine landes- oder naturraumspezifische Gefährdungseinstufung vorliegt, eine eigene Einschätzung des beurteilenden Experten vorgenommen werden. Als Anhaltspunkt für eine solche Einstufung kann der Grad der nachgewiesenen Stenotopie der Arten und der Umfang des Rückgangs bzw. der Beeinträchtigung ihrer Habitate herangezogen werden. Diese Hilfskriterien liegen auch vielen Einstufungen in den vorliegenden Roten Listen zugrunde (z.B. Grein 1995 für die Heuschrecken), weil – gerade für die allergrößte Zahl der Wirbellosen und auch viele Wirbeltiere – keine gesicherten Daten zu ehemaligen Bestandsgrößen und langfristigen Bestandstrends vorliegen, wie sie definitionsgemäß für eine Gefährdungseinstufung notwendig wären (vgl. Blab & Nowak 1983, Blab et al. 1984).

Zweifelsohne wird dem beurteilenden Experten damit ein Ermessensspielraum eingeräumt, den es verantwortungsbewußt

auszufüllen gilt. In jedem Fall sollte eine Begründung für die Einstufung der Arten vorgenommen werden, besonders um eine Gefährdung aufgrund natürlicher Seltenheit von einer „Seltenheit“ aufgrund fehlender Untersuchungen zu unterscheiden (Reck 1996). Mittelfristig ist eine Vereinbarung über eine gruppenspezifische Skala zur Beurteilung der Seltenheit und Bestandssituation (Bezugsraum, Anzahl der Vorkommen) erforderlich, wie sie z.B. Schnittler et al. (1994) für Farn- und Blütenpflanzen vorschlagen oder wie es bei einzelnen Tierarten- und pflanzenartengruppen in der Berliner Roten Liste (Auhagen, Platen & Sukopp 1991) bereits im Ansatz verwirklicht wurde.

Ergänzend zur regionalen oder landesweiten Gefährdungseinstufung sind die in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat (FFH-) Richtlinie genannten Arten im Rahmen der Bewertung zu berücksichtigen. Sie gelten nach der Richtlinie als europaweit schutzbedürftig, und für sie sollen vorrangig Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen in den jeweiligen Mitgliedsländern der Europäischen Union durchgeführt werden. In Fachkreisen gelten die in den Anhängen genannten Arten jedoch nicht alle gleichermaßen als gefährdet, so daß die alleinige Nennung in der Liste noch kein ausreichendes Kriterium für eine Schutzpriorität darstellt (Reck 1996). Zusätzlich sollte jeweils auch die regionale und landesweite Gefährdung berücksichtigt werden.

#### Populationsgröße

Die Populationsgröße ist artspezifisch zu skalieren, wenn sie zu Bewertungszwecken

herangezogen wird. Fischer & Podlucky (i. Dr.) haben für die niedersächsischen Amphibien hierzu eine vorbildliche Übersicht erstellt, die auch die unterschiedlichen Nachweismethoden bei den Bestandsgrößen mit einbezieht. So kann z.B. bei der Erdkröte erst bei über tausend Tieren am Gewässer von einem sehr großen Bestand gesprochen werden, während für den Springfrosch dazu bereits mehr als fünfzig Tiere am Gewässer ausreichen. Eine Bewertung von Lebensräumen für Gastvögel aufgrund quantitativer Kriterien wurde ebenfalls als exzellente Auswertung von Burdorf, Heckenroth & Südbeck (i. Vorber.) vorgelegt.

## 7. Zusammenführung und Darstellung der Bewertungsergebnisse

Die Zusammenführung der tiergruppenspezifischen Bewertungsergebnisse und die Art ihrer Darstellung haben großen Einfluß auf die geforderte Transparenz des Bewertungsverfahrens. Die einzelnen Arbeitsschritte müssen daher nachvollziehbar sein. Aus diesen Gründen sollten auch bei der Aggregation der Einzeldaten zu einem Gesamtwert die Einzelergebnisse im Bewertungsergebnis sichtbar bleiben. Dadurch bleibt der Handlungsbezug der Landschaftsplanung gewahrt, weil die besondere Bedeutung einer Fläche für eine bestimmte Artengruppe oder die Defizite, die es zu beheben gilt, sichtbar bleiben. Das Maßnahmenkonzept kann unmittelbar auf diese artengruppenspezifischen Daten Bezug nehmen. Dies wäre bei einer nivellierenden Gesamteinstufung einer Fläche, z.B. als „tierökologisch wertvoller Bereich“ nicht möglich.

Die Zusammenführung der tiergruppenspezifischen Bewertungsergebnisse erfolgt zunächst auf den jeweiligen Bezugsebenen: den Biototypen, den Biotopen und Biotopkomplexen (vgl. Kap. 4). So können z.B. die Ergebnisse einer repräsentativen Erfassung von Holzkäfern und Laufkäfern für die jeweils untersuchten Biototypen zusammengefaßt werden. Ergebnisse einer selektiven Kartierung von Heuschrecken in Grünlandgebieten führen zu einer Bewertung einzelner Biotope, z.B. kleinflächig abgrenzbare, nasse Feuchtwiesen. Eine Erhebung von Wiesenvögeln verdeutlicht die großen Raumzusammenhänge der gesamten Niederung und führt zusammen mit der Berücksichtigung von Biototypen und Biotopen zur

Abgrenzung und Bewertung von Biotopkomplexen.

Die Bewertung tierökologischer Daten auf der Ebene von Biotoptypen und bei den Biotopen ist eindeutig. Artvorkommen können auf einen Typus oder eine konkrete Fläche bezogen werden und führen entsprechend der Bedeutung der dort vorkommenden Tierarten zu einer Einstufung (vgl. Tab. 3) Ausschlaggebend für die Gesamteinstufung ist dabei die höchste Einstufung, die durch eine der betrachteten Tiergruppen erreicht wird.

Mehr Spielraum besteht bei der Bewertung der Biotopkomplexe, weil in größeren Raumeinheiten verschiedene, unterschiedlich bewertete Biototypen und Biotope angetroffen werden können. Ebenso können die wertgebenden Biotopkomplexbewohner nicht die gesamte sinnvoll abzugrenzende Raumeinheit, sondern aktuell nur Teile davon besiedeln. Als Konvention für diesen Bewertungsschritt wird vorgeschlagen, daß der Raumeinheit die Bedeutung zuzumessen ist, die die Biotoptypen, Biotope oder Tierartenvorkommen auf mehr als

der Hälfte der betrachteten Fläche erreichen. So wäre z.B. eine Niederung insgesamt als von sehr hoher Bedeutung einzustufen, wenn Biotoptypen mit sehr hoher Bedeutung zwei Drittel der Flächen einnehmen oder Vorkommen von Biotopkomplexbewohnern mit sehr hoher Bedeutung auf der überwiegenden Fläche nachgewiesen wurden (vgl. Tab. 4)

In der Plandarstellung des Bewertungsergebnisses sollte die Verbreitung der schutzbedürftigen und wertgebenden Tierarten, z.B. durch Symbole gekennzeichnet, dargestellt werden. Die Hervorhebung einzelner Biotope, die Abgrenzung der Biotopkomplexe und die damit verbundenen Wertzuweisungen für einzelne Flächen werden somit nachvollziehbar.

Raumbezüge zwischen einzelnen Biotopen und Biotopkomplexen, z.B. Wanderkorridore zwischen Teilhabitaten oder potentielle Ausbreitungswege müssen zusätzlich zur Abgrenzung der Biotope und Biotopkomplexe dargestellt werden (vgl. z.B. Ludwig, Schettler & Trautner 1996). Sie entziehen sich jedoch einer schematischen Bewertung. Ihre Bedeutung ergibt sich entsprechend der Bedeutung der sie nutzenden Tierarten. Diese Vernetzungsaspekte müssen – ebenso wie die Aspekte der Flächengröße und Lage im Raum – in einer landschaftsökologischen Gesamtbetrachtung erörtert werden. Im Rahmen einer verbalen Begründung sind sie in die Bewertung mit einzubeziehen.

## 8. Ausblick

Das vorgestellte Bewertungsverfahren stellt den Versuch dar, methodische, inhaltliche und planungspraktische Anforderungen zusammenzuführen. Ein besonderer Schwerpunkt des Verfahrens besteht darin, die Bewertung nachvollziehbar und transparent zu gestalten. Dazu ist es erforderlich, eindeutige Regeln für Wertzuweisungen und Verknüpfungen aufzustellen. Solche schematischen Verfahren sind als Plausibilitätskontrolle aufzufassen, damit verschiedene Akteure bei vergleichbaren Planungsaufgaben der Landschaftplanung ähnliche Bewertungswege wählen. Ein Mindestmaß an Standardisierung ist für die Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse erforderlich.

Das Verfahrensvorschlag ist als Leitfaden zu verstehen, der im Planungsfall weiter zu differenzieren ist. Dies gilt insbesondere für die Festlegung der Schwellen-

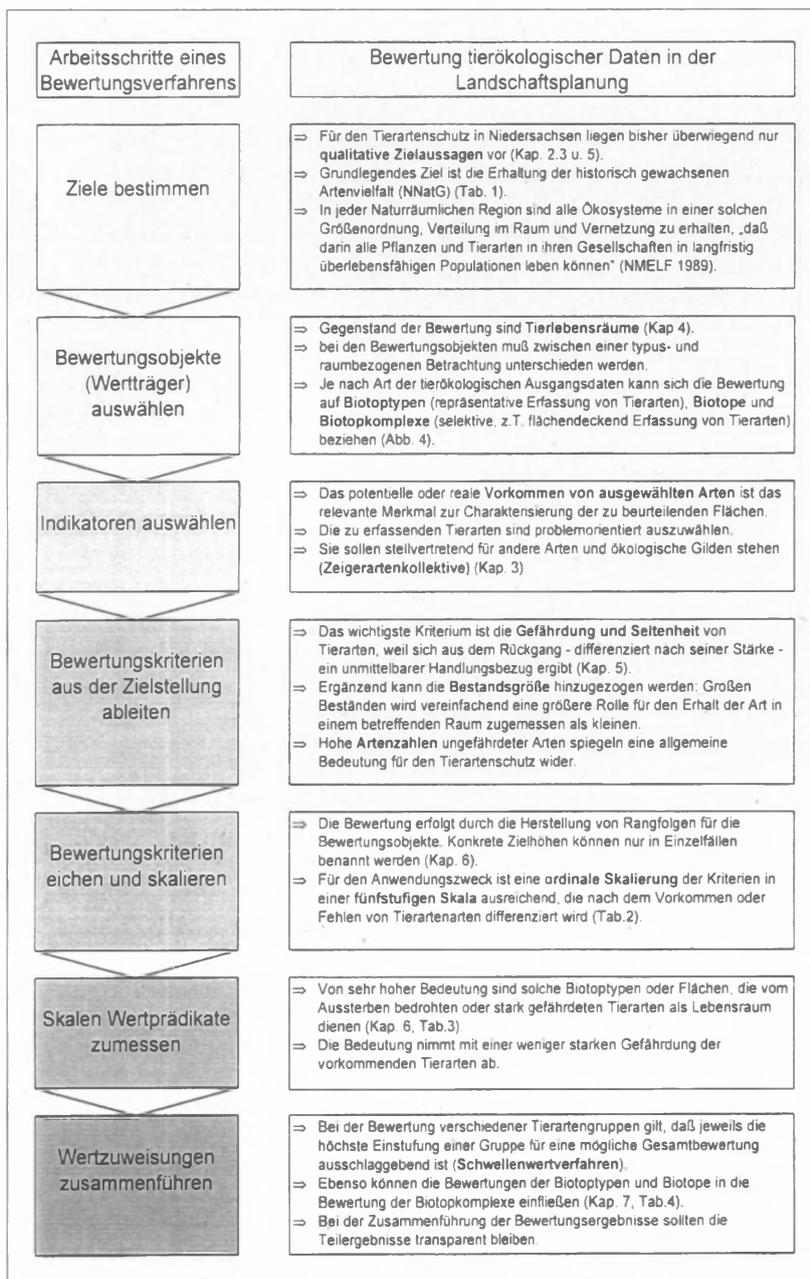


Abb. 5: Die Arbeitsschritte zur Entwicklung des vorgestellten Bewertungsverfahrens im Überblick

werte in Abhängigkeit von der Anzahl und Qualität der tierökologischen Ausgangsdaten. Eine weitere Vereinfachung des Ansatzes sollte aber nicht vorgenommen werden, weil damit unweigerlich Verluste an Transparenz und Validität einhergehen.

## 9. Zusammenfassung

Die Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung muß sich an der jeweiligen Planungsaufgabe und dem Planungsmaßstab orientieren. In der vorliegenden Arbeit wird ein Bewertungsverfahren vorrangig für die Ebene des Landschaftsrahmen- und Landschaftsplanes entwickelt. Dabei gilt es, gleichzeitig formale, inhaltliche und planungspraktische Anforderungen an das Verfahren zu berücksichtigen. Die wesentlichen Arbeitsschritte des Verfahrens sind in Abb. 5 im Überblick dargestellt.

## Literatur

- Auhagen, A. (1982): Vorschlag für ein Bewertungsverfahren der Rote-Liste-Arten aufgezeigt am Beispiel der Farn und Blütenpflanzen von Berlin (W). – Landesentwicklung und Umweltforschung, 11: 59-76.
- Auhagen, A., Platen, R. u. Sukopp, H. (Hrsg.) (1991): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, 5 6.
- Bechmann, A. (1978): Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung, Bern.
- Bechmann, A. (1981): Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik. – Bern: Haupt.
- Bechmann, A. (1989): Bewertungsverfahren – der handlungsbezogene Kern von Umweltverträglichkeitsprüfungen. – In: Hübler, K.H. u. Zimmermann, K.O.: Bewertung der Umweltverträglichkeit. Bewertungsmaßstäbe und Bewertungsverfahren für die Umweltverträglichkeitsprüfung, Erhard Blottner Verlag.
- Berndt, R., Burdorf, K. u. Heckenroth, H. (1985): Kriterien zur Bewertung von Lebensstätten für Vögel. – Informationsdienst Naturschutz, 3(2): 1-24.
- Blab, J. (1988): Bioindikation und Naturschutzplanung: Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. – Natur u. Landschaft, 63(4): 147-149.
- Blab, J. u. Nowak, E. (1983): Grundlagen, Probleme und Ziele der Roten Listen der gefährdeten Arten. – Natur u. Landschaft, 58(1): 3-8.
- Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W., Sukopp, H. (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD. 4. Aufl., 270 S., Greven: Kilda.
- Blanke, D. (1996): Aspekte zur Fortführung des Niedersächsischen Fischotterprogramms. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 16: 30-52.
- Böhme, W. (1978): Das Kühnelt'sche Prinzip der regionalen Stenozie und seine Bedeutung für das Subspezies-Problem: ein theoretischer Ansatz. – Z. f. zool. Syst. Evolutionsforschung, 16: 256-266.
- Böhme, W. (1989): Klimafaktoren und Artenrückgang am Beispiel mitteleuropäischer Eidechsen (Reptilia: Lacertidae). – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 29: 195-202.
- Böwingloh, F., Gerken, B. u. Müller, J. (1993): Der tierökologische Fachbeitrag in der Umweltverträglichkeitsstudie – dargestellt an einem Beispiel des Eingriffstyps Autobahnbau. – Laufener Seminarbeiträge, 2/93: 66-75.
- Brinkmann, R. (1991): Erhebung und Auswertung faunistisch-tierökologischer Grundlagendaten für die Landschaftsplanung – dargestellt am Beispiel der Heuschreckenfauna des Kreises Paderborn. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Univ. Hannover, 171 S.
- Brinkmann, R. (i. Dr.): Konzept zur Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen.
- Brockmeyer, K., Karsch, H.-J., Leifert, W. u. Matysiak, M. (1994): Entwicklungsmaßnahmen im Landschaftsplan – Flexible Vorgehensweise am Beispiel Erwitte/Anröchte im Kreis Soest. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 26(6): 211-214.
- Bruns, E. u. Hoppenstedt, A. (1993): Landschaftsplanung auf kommunaler Ebene in Niedersachsen Erfahrungen mit dem Landschaftsplan Edemissen. – Beiträge zur räumlichen Planung, 33: 43-60.
- Burdorf, K., Heckenroth, H. u. Südbeck, P. (i. Vorber.): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen.
- Clements, F.E. (1916): Plant Succession. An analysis of the development of vegetation. Carnegie Institut of Washington, Publ. No. 242.
- Cerwenka, P. (1984): Ein Beitrag zur Entmythologisierung des Bewertungshokuspokus. – Landschaft u. Stadt, 16 (4): 220-227.
- Drachenfels, O. v. (1990): Naturraum Harz – Grundlagen für ein Biotopschutzprogramm. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen, 19: 1-100.
- Drachenfels, O. v. (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28 a und § 28 b NNatG geschützten Biotope, Stand September 1994. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen, A/4: 1-192.
- Eikhorst, R. (1992): Relevanz typischer Tiergruppen der faunistischen Kartierung und ihre Synthese für eine Biotoptbewertung. – In: Eikhorst, R. (Hrsg.) (1992): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung, S. 23-37, Duisburg: Verlag für Ökologie und Faunistik.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – 879 S., Eching: IHW-Verlag.
- Flade, M. u. Jebram, J. (1996): Die Vögel des Wolfsburger Raumes – im Spannungsfeld zwischen Industriestadt und Natur. – Wolfsburg: Eigenverlag.
- Finck, P., Hammer, D., Klein, M., Kohl, A., Riecken, U., Schröder, E., Ssymank, A. u. Völk, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur u. Landschaft 67 (7/8): 329-340.
- Fischer, C. u. Podlucky, R. (i. Dr.): Berücksichtigung von Amphibien bei naturschutzrelevanten Planungen – Bedeutung und methodische Mindeststandards. – Mertensiella, Rheinsbach.
- Fründ, H.C., Bolte, D., Hellwig, U., Otto, A., Reusch, H. u. Roy, H. (1994): Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge. – NNA-Berichte, 7 (1): 11-17.
- Gerken, B., Böwingloh, F. u. Wilke, J. (1990): Zur Bemessung des tierökologischen Beitrags bei Umweltverträglichkeitsstudien (UVS) nach dem UVP-Gesetz: Ein Beitrag zur Erarbeitung von Leitlinien. – UVP-report, 4/90: 23-30.
- Greason, H.A. (1926): The individualistic concept of the plant association – Bull. Torrey Bot. Club, 53: 7-26
- Grein, G. (1995): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heu-

- schrecken, 2. Fassung, Stand 1.1.1995. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 15(2): 17-36.
- Haaren, C. v. (1988): Beitrag zu einer normativen Grundlage für praktische Zielentscheidungen im Arten- und Biotopschutz. – Landschaft u. Stadt, 20 (3): 97-106.
- Haaren, C. v. (1991): Leitbilder oder Leitprinzipien. – Garten u. Landschaft, 2: 29-34.
- Haeseler, V. (1990): Wildbienen der ostfriesischen Insel Norderney (Hymenoptera: Apoidea). – Faun.-Ökol. Mitt., 6: 125-146.
- Heckenroth, H. (1995): Übersicht über die Brutvögel in Niedersachsen und Bremen und Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvogelarten. 5. Fassung, Stand 1995. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 15(1): 1-16.
- Heckenroth, H. (1996): Weißstorch *Ciconia ciconia*, Brutbestand 1971-1995 in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 16 (4): 101-168.
- Heidt, E. u. Plachter, H. (1996): Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 23: 193-252.
- Höhn, M. u. Weidlich, R. (1995): Schöne Worte – bunte Pläne? – Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Univ. Hannover (Hrsg.), Arbeitsmaterialien, 29: 1-136.
- Horlitz, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes – Libri botanici 12, 181 S., Eching: IHW-Verlag.
- Hovestadt, T., Roeser, J. u. Mühlenberg, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. – Berichte aus der ökologischen Forschung, 1: 1-277, Jülich: Forschungszentrum Jülich.
- Jebram, J. (1995): Die Vögel des Wolfsburger Raumes – Avifaunistischer Beitrag zum Landschaftsrahmenplan. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Univ. Hannover, 206 S., unveröff.
- Kaule, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. – Stuttgart: Ulmer.
- Kiemstedt, H. (1991): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. In: Henle, K. & Kaule, G. (Hrsg.): Naturschutzforschung für Deutschland. – Berichte aus der ökologischen Forschung 4: 338-342.
- Kiemstedt, H. (1993): Perspektiven der Landschaftsplanung. – Beiträge zur räumlichen Planung, 33: 77-109.
- Knop, C. (1994): Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Landschaftsplanung. – NNA-Berichte, 7(1): 22-26.
- Köppel, J. (1996): Bewertung und Umweltqualitätsziele. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 23: 253-277.
- Ludwig, B., Schettler, W. u. Trautner, J. (1996): Landschaftspflegerische Begleitplanung zur B 30 neu nördlich Ravensburg – Beispiel für die Bewertung eines Eingriffsvorhabens in der Praxis. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 23: 279-330.
- Nettmann, H.-K. (1991): Zur Notwendigkeit regionalisierter Untersuchungen für den zoologischen Arten- und Biotopschutz. – Berichte aus der ökologischen Forschung, 4: 106-113, Jülich: Forschungszentrum Jülich.
- Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (NMELF) (1989): Niedersächsisches Landschaftsprogramm. – 133 S., Hannover.
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) (1994): Naturschutzfachliche Hinweise zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 14(1): 1-60.
- Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz (NLVA) (1989a): Hinweise der Fachbehörde für Naturschutz zur Aufstellung des Landschaftsrahmenplanes nach § 5 Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatG) – Stand 1.2.1989. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 9 (2): 21-36.
- Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz (NLVA) (1989b): Hinweise der Fachbehörde für Naturschutz zum Landschaftsplan – Perspektive für Natur und Landschaft in der Gemeinde. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 9 (4): 53-64.
- Nowak, E., Blab, J. u. Bless, R. (Hrsg.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 42.
- Paterak, B. (1994): Aufgaben des Landschafts- und Grünordnungsplanes – Rechtliche Grundlagen und Fördermöglichkeiten. – Mitteilungen der NNA, 5 (3): 91-109.
- Plachter, H. (1989): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 29: 107-135.
- Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Z. Ökologie u. Naturschutz, 3: 87-106.
- Podloucky, R. u. Fischer, C. (1994): Rote Listen der gefährdeten Amphibien und Reptilien in Niedersachsen und Bremen – 3. Fassung, Stand 1994. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 14 (4): 109-120.
- Poethke, J., Gottschalk, E. & Seitz, A. (1996): Gefährdungsgradanalysen einer räumlich strukturierten Population der westlichen Beißschrecke (*Platypleura albobunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Naturschutz. – Z. Ökologie u. Naturschutz, 5 (3/4): 229-242.
- Reck, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotopskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 32: 99-119.
- Reck, H. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung. – Landschaftsplanung und Naturschutz, 24 (4): 129-135.
- Reck, H. (1996): Flächenbewertung für die Belange des Arten- und Biotopschutzes. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 23: 71-112.
- Reck, H., Walter, R., Osinski, E., Kaule, G., Heintz, T., Kick, U. u. Weiss, M. (1994): Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das „Zielartenkonzept“ als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms in Baden-Württemberg. – Laufener Seminarbeitr., 4/94: 65-94.
- Reich, M. u. Grimm, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. – Z. Ökologie u. Naturschutz, 5 (3/4): 123-139.
- Reich, M. u. Weis, R. (1992): Analyse und Bewertung im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. – Schriftenreihe Bayer. Landesanstalt für Umweltschutz, 100: 75-85.
- Reinke, E. (1993): Verfahrensansatz zur Berücksichtigung zoologischer Informationen bei der UVP. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 25(1): 5-10.
- Reusch, H. u. D. Blanke (1993): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen ge-

- fährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten. – Informationsdienst Naturschutz Nieders., 13 (4): 129-148.
- Riecken, U. (1990): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen: Eine Einführung. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 32: 9-26.
- Riecken, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 36: 1-187.
- Riecken, U., Ries, U. u. Ssymank (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 41: 1-184.
- Riecken, U., Schröder, E. u. Finck, P. (1995): Mindestanforderungen an die planungsverwertbare Aufbereitung biologischer Daten im Rahmen naturschutzrelevanter Planungen. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 43: 411-427.
- Riedl, U. (1990): Möglichkeiten für die Erhebung und Einbeziehung tierökologischer Daten im Rahmen von Landschaftsplanungen sowie Anforderungen an deren Aufbereitung und Darstellung aus Sicht der Planung. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 32: 27-43.
- Riedl, U. (1995): Grenzen und Möglichkeiten der Synthese biologischer Grundlagedaten zum Zweck der Flächenbewertung im Biotopschutz. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 43: 329-356.
- Rossberg, P. u. Rückriehm, Ch. (1995): Bestandsbewertung und Maßnahmenentwicklung auf der Grundlage rekonstruierter Standortbedingungen am Beispiel der Lippe-Renaturierung. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch., 43: 179-200.
- Rykena; S. (1988): Innerartliche Differenzen bei der Eizeitigungsdauer von *Lacerta agilis*. – Mertensiella, 1: 41-53.
- Scherner, E. R. (1995): Realität oder Realsatire der „Bewertung“ von Organismen und Flächen. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 43: 377-410.
- Schlüppmann, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. – Natur u. Landschaft, 63 (4): 155-159.
- Schnittler, M., Ludwig, G., Prtscher, P. u. Boye, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. – Natur und Landschaft, 69 (10): 451-459.
- Schulz, K. D. u. Sippel, U. (1995): Flächenbezogene Bewertung des Schutzgutes Arten und Lebensgemeinschaften im Rahmen der Landschaftsplanung. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Univ. Hannover, 458 S. u. Anhang, Hannover.
- Seedorf, H.H. u. Meyer, H.H. (1992): Landeskunde Niedersachsen, Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. – Neumünster: Wachholtz.
- Settele, J., Henle, K. u. Bender, C. (1996): Metapopulation und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern und Reptilien. – Z. Ökologie u. Naturschutz, 5 (3/4): 187-206.
- Settele, J., Margules, C.R., Poschlod, P. u. Henle, K. (Hrsg.) (1996): Species Survival in Fragmented Landscapes. – The GeoJournal Library, Vol. 35, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Spang, W. D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Natur u. Landschaft, 67 (4): 158-161.
- Stelzig; V. u. Vollmer, A. (1995): Rekonstruktion auetypischer Standortbedingungen und potentieller Lebensgemeinschaften als Grundlage für die Bestandsbewertung und Maßnahmenentwicklung am Beispiel der Lippe-Renaturierung. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch., 43: 147-178.
- Sternberg, K. (1995): Regulierung und Stabilisierung von Metapopulationen bei Libellen, am Beispiel von *Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov im Schwarzwald (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula, 14 (1/2): 1-39.
- Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, Ökologie und Forschung u. Anwendung 5, Weikersheim: Margraf.
- Trepl, L. (1988): Gibt es Ökosysteme? – Landschaft u. Stadt, 20 (4): 176-185.
- Trepl, L. (1994): Geschichte der Ökologie. – 2. Aufl., Frankfurt a.M.: Beltz Athenäum.
- Usher, M.B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. – In: Usher, M.B. u. Erz, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, S. 17-47, Heidelberg: Quelle & Meyer.
- VUBD (Vereinigung Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschland) (Hrsg.) (1993): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. – Veröffentlichung der VUBD, Bd. 1, Erlangen: Selbstverlag.
- Warncke, K. & Westrich, P. (1984): Rote Liste der Bienen (Apoidea). – In: Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W., Sukopp, H. (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD, S. 50-52, 4. Aufl., 270 S., Greven: Kilda.
- Westrich, P. (1990): Die Wildbienen Baden-Württembergs. – 2. Aufl., Stuttgart: Ulmer.
- Wiegleb, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. – Z. Ökologie u. Naturschutz, 6 (1): 43-62.
- Wilms, U., Behm-Berkelmann, K. u. Heckenroth, H. (i. Vorber.): Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten in Niedersachsen.

## Gesetze und Richtlinien

Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. März 1987, BGBl. I S. 889, zuletzt geändert durch G. v. 6.8.1993, BGBl. I S. 1458.

Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatG) in der Fassung vom 2.7.1990. Nieders. GVBl. S. 235, zuletzt geändert durch das 2. Gesetz zur Änderung des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes vom 18.10.1993, Nieders. GVBl. S. 444.

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitat Richtlinie, FFH). Abl. EG Nr. 206/7 vom 22.7.92.

## Danksagung

Ich danke Babette Köhler und Prof. Dr. Ingo Kowarik für wertvolle Diskussionen und Anmerkungen zum Manuskript.

## Anschrift des Verfassers

Robert Brinkmann  
Institut für Landschaftspflege und Naturschutz  
Universität Hannover  
Herrenhäuser Straße 2  
30419 Hannover

# Die Bedeutung von biozöologischen Untersuchungen für die naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten

von Anselm Kratochwil und Angelika Schwabe

## 1. Einführung

Eine Vielzahl von Publikationen hat, nachdem die Einbeziehung floristischer und vegetationskundlicher Daten zumindest bei großmaßstäblichen Planungen zum Standard gehört, die Bedeutung auch ökologisch-faunistischer/tierökologischer Daten herausgestellt (z.B. Reck 1996, Riecken 1996). Ziel hierbei muß sein, landschafts-ökologische, botanische und zoologische Charakteristika von Flächen oder Prozessen synoptisch bewerten zu können. Unbestreitbar gibt es auch eine Reihe von zoologisch wichtigen Lebensräumen, die keine Vegetation tragen, die also rein von der abiotischen Faktorenkombination und ihrer tierökologischen Bedeutung beurteilt werden müssen; darauf haben z.B. Schlumprecht und Völkl (1992) mit Recht hingewiesen. Dennoch zeigt sich für den größten Teil der z.B. bei Riecken et al. (1994) aufgeführten gefährdeten Biototypen des Binnenlandes ( $n = 502$ ), daß 432 (= 86 %) dieser Lebensräume durch Vegetation geprägt sind (s. dazu auch Kap. 4.2.3). So kann in der Mehrzahl der Fälle auch für zoologisch wichtige Lebensräume eine Typisierung über diese Biototypen mit ihrer Vegetation erfolgen. Dies muß aber keinesfalls bedeuten, daß Grenzen von Vegetationseinheiten mit Tierhabitaten vollständig übereinstimmen, sondern es gibt verschiedenste Möglichkeiten von der absoluten Koinzidenz bis zur fehlenden Koinzidenz. Die Vegetation bietet u.a. eine Möglichkeit der Definition homogener Probenflächen für tierökologische Probenahmen. Die synoptische Betrachtung landschafts-ökologischer, botanischer und zoologischer Aspekte für planungsrelevante Untersuchungen haben wir als „biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz“ bezeichnet (Kratochwil und Schwabe 1993). Dieser Ansatz ist nur erfolgversprechend, wenn man im zoologischen Bereich nicht den Anspruch hat, komplette Biozöosen bearbeiten zu wollen, sondern man muß

hier nach dem „Leit- und Zielarten-Konzept“ vorgehen und dies auf die richtigen Artengruppen anwenden (Kratochwil 1989 a, 1991 a, 1996). Der Ansatz kann ergänzt werden durch biozöologische Untersuchungen „vom Tier aus“ oder „von der Pflanze aus“. Auch hierbei sollten die Untersuchungsflächen (wenn sie vegetationsgeprägt sind) von der Vegetation her klassifiziert werden. Beispiele für ein solches Artenbezogenes Vorgehen sind die Braunkehlchen-Arbeit von Oppermann (1987), die über die Zippammer von Schwabe und Mann (1990) oder Untersuchungen von Blütenbesuchern bezogen auf ausgewählte Pflanzenarten (z.B. Kratochwil 1988 a). Das Gesamtgebiet der Biozöologie wird von uns an anderer Stelle vorgestellt (Kratochwil und Schwabe i. Dr.).

Im folgenden seien zunächst einige Definitionen zu den Begriffen „Landschaft“, „Landschaftliches Leitbild“, „Leitarten“ und „Zielarten“ vorangeschickt. Im Anschluß daran stellen wir Bewertungskonzeptionen vor und präzisieren einzelne Bewertungskriterien. Aufbauend auf dem biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz und dem Zielarten-Konzept, die beide charakterisiert werden, soll anhand von 6 verschiedenen Fallbeispielen ihre Anwendung dargestellt werden.

## 2. Definitionen

### 2.1 „Landschaft“ und „Landschaftliches Leitbild“

#### 2.1.1 Zum Landschaftsbegriff

Buchwald (1996) definiert Landschaft als „Qualität eines Teilraumes der Erdoberfläche unter Einschluß aller bebauten Flächen“ und betrachtet den Menschen als Teil des Gesamtsystems „Landschaft“. Bei allen Schwierigkeiten, die einer wissenschaftlichen Landschaftsdefinition anhaf-

ten, z.B. durch die ästhetisch begründete Vorstellung einer harmonischen, weiten Landschaft im Sinne von „scenery“ (s. dazu z.B. Haber 1996), muß damit im planungsorientierten Bereich umgegangen werden. Wir definieren in Anlehnung an Buchwald (1996) und Forman (1995):

„Eine Landschaft ist ein Teilraum der Erdoberfläche, der durch ein Mosaik lokaler und sich wiederholender Ökosysteme mit ihren Biozöosen sowie Ökosystem-Komplexen aufgebaut wird. Dieses Mosaik ist strukturell und funktionell gekennzeichnet. Der Mensch mit seinen Siedlungs- und Nutzungsflächen ist Teil des Gesamtsystems.“

Bausteine der Landschaft sind als kleinste raumbezogene Ausschnitte mit einer „Quasi-Homogenität“ die „Physiotope“ (= „Geotope“) oder „Landschaftselemente“ (Forman 1995). Hier kann es sich z.B. um Felskomplexe, Fließgewässer, größere Quellmulden u.a. handeln; dies sind die Einheiten z.B. für Vegetationskomplex-Aufnahmen (s.u.). Die Physiotope stellen die Grundbausteine der Landschaft dar. Den Begriff „Ökotop“ verwenden wir in Übereinstimmung z.B. mit Schaefer (1992) wegen seiner Mehrdeutigkeit nicht.

### 2.1.2 Zum „Landschaftlichen Leitbild“ im weiteren Sinne

Nach Finck et al. (1993) beschreibt ein Leitbild einen Zustand, der für eine bestimmte Region angestrebt wird. Es können hierbei verschiedene räumliche Dimensionen (z.B. „Landschaftliche Leitbilder“) und „Sektorale Leitbilder“ (gesellschaftliche, naturschutzfachliche u.a.) unterschieden werden.

Maßnahmen im Naturschutz setzen die Existenz bestimmter regional differenzierter „Landschaftlicher Leitbilder“ im Sinne von Plachter (1992) voraus (s. dazu auch Haemisch und Kehmann 1992, Finck et al. 1993, Reich 1994). In einem Abwägungsprozeß werden nach Finck et al. (1993) gesellschaftliche Möglichkeiten (Akzeptanz, Finanzen) und naturschutzfachliche Forderungen angenähert; dies führt zur Formulierung eines „Regionalen Leitbildes“. Die Formulierung regionaler „Landschaftlicher Leitbilder“ für die Entwicklung des wünschenswerten Zustandes eines Gebietes ist ein komplizierter Prozeß. Nach Kiemstedt (1991) kann ein „Landschaftliches Leitbild“ im engeren Sinne (allgemeine Zielvorgaben) in konkrete „Leitlinien“ und dann wiederum präzierte „Umwelt-

qualitätsziele“ sowie verbindliche Zielvorgaben als „Umweltqualitätsstandards“ untergliedert werden (Abb. 1).

Das „Landschaftliche Leitbild“ orientiert sich:

- an naturwissenschaftlichen Grundlagen, indem es das naturräumliche Potential und die besonderen Eigenarten der standortkundlichen Verhältnisse herleitet, z.B. mit dem Konzept der „potentiellen natürlichen Vegetation“ (pnV) oder der „potentiellen natürlichen Biozönose“ (pnB); zur pnV s. z.B. *Wilmanns* (1993), *Dierschke* (1994). Dies ist eng verbunden mit naturschutzfachlichen Beiträgen, die bestimmen, welche Biotoptypen erhalten, entwickelt oder renaturiert (restituiert) werden sollen; s. Tab. 1;

- an der kulturhistorischen Entwicklung einer Landschaft;

- an den gesellschaftlichen Leitbildern, z.B. den Werthaltungen der Menschen. Diese entscheiden auch über die Akzeptanz von Umweltqualitätszielen (s.u.).

Landschaftliche Leitbilder können auch differenziert werden (nach *Plachter* und *Reich* 1994), z.B. in:

- Historische Leitbilder (Landschaft).
- Ästhetische Leitbilder (Mensch)
- Biotische Leitbilder (Arten, Biozönosen)
- „Natur“-Leitbilder (ungestörte Natur)
- Abiotische Leitbilder (Wasser, Boden, Luft)
- Nutzungs-Leitbilder (Stoff- und Energieflüsse).

Leitlinien stellen erste räumlich konkretisierte Zielvorgaben dar (*Wiegleb* 1997), die jedoch noch weitgehend subjektiv sind und bei denen es an einer weiteren Abstimmung in größerem Kontext in diesem Stadium mangelt. Sie haben jedoch häufig eine wichtige Sensibilisierungsfunktion. Umweltqualitätsziele hingegen sollen im Sinne von *Kiemstedt* (1991) bereits die Zielvorstellungen der Gesellschaft widerspiegeln; Zielzustände z.B., die eine mittelbare und unmittelbare langfristige Schädigung des Menschen und seiner Umwelt (Tiere, Pflanzen, Naturgüter) vermeiden und die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes gewährleisten. Umweltstandards (Umweltqualitätsstandards) umfassen umweltpolitische, auf fachwissenschaftlicher Datenbasis festgelegte Zielvorgaben und vorgegebene Handlungsrahmen, in denen eine Vermeidung von Umweltbelastungen gewährleistet erscheint.

Tab. 1: Naturschutzfachliche Beiträge zur Leitbild-Definition (Auswahl).

Analyse der Vegetation	Analyse der Biozönosen/ Biotope	Forderungen aus naturschutzfachlicher Sicht, Umweltqualitätsziele (Beispiele)
potentielle natürliche Vegetation (pnV)	potentielle natürliche Biozönose (pnB); Herleitung von „potentiellen Indikatorarten“ bezogen auf Biotope	naturnahe Gebiete, die der Konstruktion von pnV/ pnB entsprechen, sind vorrangig zu erhalten;  Formulierung von „natürlichen/ naturnahen Leitbildern“
Ersatzgesellschaften an „Störstellen“	Biozönosen/ Biotope an „Störstellen“	Erhaltung von dynamischen Prozessen (z.B. Windwürfe, Tothholzsukzession u.a.)
aktuelle Vegetation	aktuelle Biozönose bezogen auf Biotope (Indikationsprinzip)	gewachsene Kulturlandschaften mit Randstrukturen sind vorrangig zu erhalten
entwickelbare, zu restituierende Vegetation	entwickelbare, zu restituierende Biozönosen/ Biotope	Restitutions von Flächen der Intensivlandwirtschaft, Restitutions von Fließgewässern mit Regelausbau u.a.

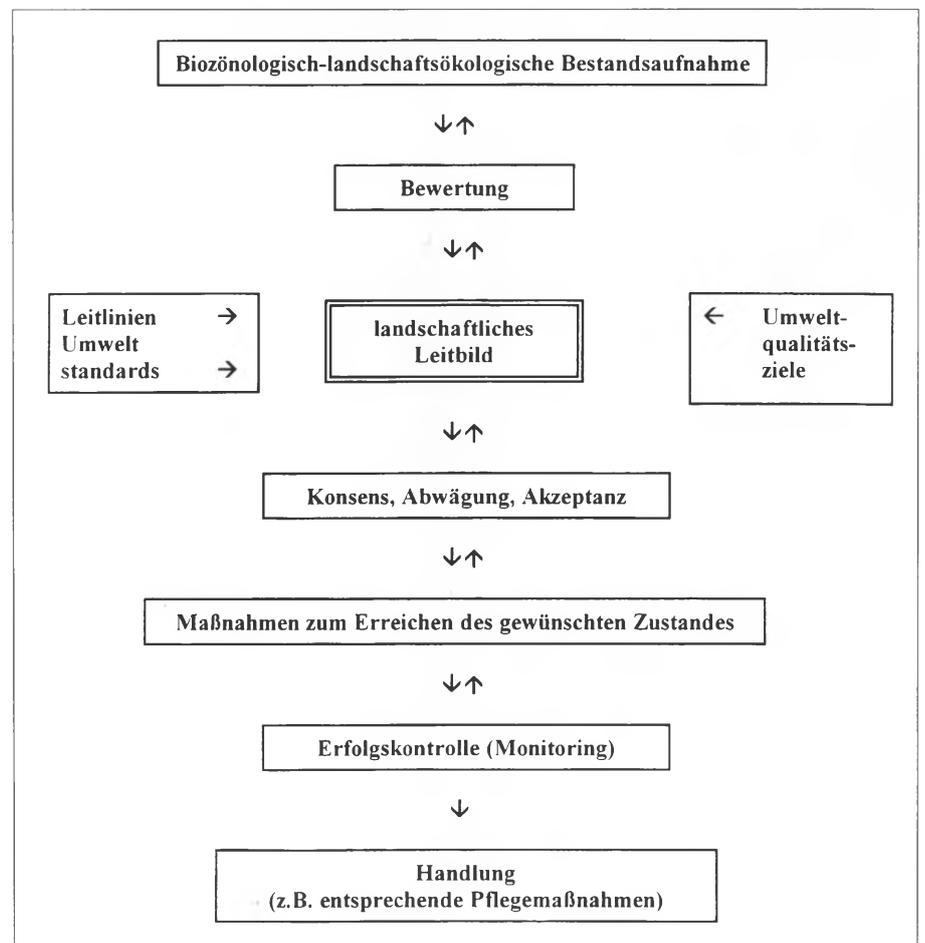


Abb. 1: Beziehungen zwischen „Landschaftlichem Leitbild“ und den wissenschaftlichen und naturschutzfachlichen Beiträgen.

Letztlich erfordert die Definition eines bestimmten Leitbildes die Abwägung verschiedener Interessen, die in der Festlegung der Ausdehnung und Qualität des in einem Naturraum zu fördernden Landschaftspotentials münden müssen: Umfang und Art z.B. von Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsbereichen, von primär forstlicher und landwirtschaftlicher Nutzung oder Naturschutzflächen, andererseits aber auch die Möglichkeiten der Umsetzbarkeit in politischer, gesellschaftlicher und instrumenteller Hinsicht. Auf jeder dieser Ebenen ist nach Abschluß der Datenerhebung eine Bewertung notwendig.

Uns geht es hier um die Bereiche der „ökologischen Vorrangflächen“ mit ihren bezeichnenden Pflanzen- und Tierarten in den jeweiligen Populationsgrößen und in ihrer charakteristischen Artenverbindung (Biozönosen) sowie in ihrem Wirkungsgefüge (Ökosysteme). Landschaften und Landschaftsausschnitte spiegeln besonders in Mitteleuropa nicht nur die naturräumlichen und arealgeographischen und damit auch floren- und faunengeschichtlichen Gegebenheiten einer Region wider, sondern – wenige Ausnahmen ausgeschlossen – vor allem auch den menschlichen Einfluß (Mensch-Umwelt-Systeme).

Im Rahmen der hier vorgestellten Beispiele berücksichtigen wir folgende Aspekte:

- Artenschutz (Leitarten, regionale Charakterarten, seltene und gefährdete Arten, Schlüsselarten, Indikatorarten)
- Biozönosenschutz
- Landschaftsschutz.

Auch funktionelle Zusammenhänge, wie z.B. die Betrachtung dynamischer Prozesse, gehören zum biozöologischen Ansatz.

Die Festlegung eines bestimmten Leitbildes ist kein einmaliger Prozeß. Eine große Bedeutung hat hierbei die Erfolgskontrolle („Monitoring“); s. Abb.1. Wir verstehen hierunter die kontinuierliche „Kontrolle“ darüber, ob „Realität“ und „Leitbild“ noch miteinander übereinstimmen. Korrekturen können z.B. über entsprechende Pflegemaßnahmen erfolgen. Gerade die Dauerbeobachtung soll zeigen, ob die Einschätzung des Leitbildes realistisch war.

## 2.2 Leitarten

Der Begriff „Leitart“ wird von uns im folgenden Sinn (z.T. nach Flade 1994 und

Schultz und Finch 1995 verwendet):

„Leitarten sind solche, die in einem Lebensraum/-komplex oder wenigen Lebensräumen (einschließlich Lebensraum-Komplexen) signifikant höhere Stetigkeiten und oft auch höhere Abundanzen erreichen als in allen anderen Lebensräumen/ Lebensraum-Komplexen. „Zoologische Leitarten“ finden in diesen von ihnen präferierten Lebensräumen/Lebensraum-Komplexen die notwendigen Ressourcen und Requisiten wesentlich häufiger und vor allem regelmäßiger als in allen anderen Gebieten. Diese Lebensräume/Lebensraum-Komplexe müssen regional betrachtet werden (regionale Stenökie von Organismen)“.

Leitarten gibt es auf verschiedenen Komplexitätsstufen (Beispiele):

- für Kleinlebensgemeinschaften (z.B. Leitarten von Totholz bestimmten Vermorschungsgrades)
- für größere abiotische Strukturen (z.B. offene Sandflächen) und definierbare einzelne Vegetationseinheiten
- für Vegetationskomplexe/ Biotopkomplexe (ein Physiotoptyp)
- für Physiotopt-Komplexe (Landschaftsausschnitte)
- für Großlandschaften (z.B. borealer Nadelwald mit Mooren, stehenden Gewässern und ihren Uferzonen).

Der Begriff „Leitart“ steht nicht synonym für „Bioindikator“, da ja kein spezifisches Faktorenggefüge wiedergegeben wird. Erst eine Koinzidenzanalyse kann wahrscheinlich machen, daß ein bestimmter Organismus nicht nur eine Leitart von z.B. basiphytischen Mesobromion-Lebensräumen ist, sondern auch ein Bioindikator für trocken-heiße basenreiche Standorte.

Man darf den Begriff „Leitart“ auch nicht synonym zu „Charakterart“ verwenden, er könnte allenfalls mit dem Begriff der „regionalen Charakterart“ synonymisiert werden. Solche „regionalen Charakterarten“ sind bei der Klassifikation von Vegetationseinheiten oft gut abgrenzbar. Charakterarten sind sehr eng an eine pflanzensoziologische Einheit (Klasse, Ordnung, Verband, Assoziation) gebunden. Eine strikte Bindung kommt im Tierreich zwar vor, in der Regel entspricht ein Leitarten-Modell jedoch eher den Lebensraum-Bindungen vieler Tierarten.

Der Begriff der „Leitart“ wurde bereits von älteren Autoren in ähnlichem Sinne

verwendet, so z.B. von Gradmann (1900) für „Leitpflanzen der Steppenheide“ in der Schwäbischen Alb und von Bergmann (1951), der von „Leitpflanzen“ und von „Leitfaltern“ z.B. im mitteldeutschen Trockengebiet spricht. Er ist inhaltlich gleich mit dem von Thiemann (1941) geprägten Begriff der „zönbionten Arten“ (s.u.).

Leitarten-Gruppen aus verschiedenen Taxozönosen (Tier- und Pflanzenarten) können die oben benannten verschiedenen Komplexitätsstufen indizieren; diese Gruppen geben bereits eine „zönbiontische Struktur“ wieder.

## 2.3 Zielarten

Unter einer Zielart bzw. Zielarten-Gruppe verstehen wir Arten (Artengruppen), deren Erhaltung aus Naturschutzsicht besonders erwünscht ist (stark gefährdete Arten, in besonderer Weise Lebensraumtypische Arten, Schlüsselarten u.a.); s. Kratochwil (1989 a).

Folgende weitere Kriterien sollten oder können für Zielarten zutreffen:

- Zielarten bzw. Zielarten-Gruppen charakterisieren in besonderer Weise bestimmte Biozönosen und Landschaften (regionale Charakterarten, regionale Charakterarten-Gruppen).
- Zielarten sind gleichzeitig auch Leitarten und damit Elemente des „Landschaftlichen Leitbildes“. Leitarten hingegen müssen keine Zielarten sein. Wenn in einem teilverbuschten Halbtrockenrasen eher die Offenland- oder eher die Gebüsch-Leitarten gezielt gefördert werden sollen, ist dies eine Entscheidung für eine bestimmte Zielarten-Gruppe.
- Zielarten können in manchen Fällen auch Schlüsselarten sein. Man versteht hierunter Arten mit einer wichtigen Funktion in einer Biozönose, solche, die eine „Schlüsselrolle“ im Ökosystem einnehmen.

Die Entscheidung über die Förderung bestimmter Zielarten, z.B. in gepflegten Naturschutzgebieten, fordert eine naturschutzfachliche Abwägung mit den in Kap. 3 angeführten Bewertungskriterien, und stellt deshalb ein normativer Prozeß dar. Eine Frage könnte z.B. sein:

- Sollen an einem Flußufer z.B. Käferarten der offenen Ufer gefördert werden oder die einer gewässerbegleitenden Staudenflur?

### 3. Bewertungskriterien

#### 3.1 Konzeptionen

Im Zusammenhang mit Naturschutz- und Eingriffsplanungen müssen Biozönosen/ Ökosysteme und ganze Landschaftsausschnitte bewertet werden. Es zeigte sich in den letzten Jahren mehr und mehr, daß von planerischer Seite entwickelte Konzepte („ökologische Risikoanalyse“, „Nutzwertanalyse“, z.B. referiert bei *Plachter* 1994) zur Bewertung allein nicht ausreichen. Die Bewertung selbst ist zwar normativ und unterliegt somit nicht allein naturwissenschaftlichen Kriterien, die verwendeten Kriterien lassen sich jedoch in großen Teilen naturwissenschaftlich transparent machen und z.B. mit ethischen Gesichtspunkten verknüpfen. In jedem Falle sollten bei einer Bewertung verschiedenste Parameter zugrunde gelegt werden; eine Verknüpfung und „Verrechnung“ dieser Parameter miteinander ist jedoch wissenschaftlich kaum vertretbar.

Bewertungen kann man nur vornehmen, wenn Vergleiche möglich sind. Um vergleichen zu können, ist eine Typisierung von Flächen auf verschiedenen Hierarchie-Ebenen notwendig. Daraus ergibt sich, daß nicht punktuell auf der Ökosystem-Ebene umfassend gearbeitet werden kann, sondern in der Regel auf der Arten-, sektoralen Biozönosen- und Physiotope-Ebene und zwar vergleichend. So muß eine Basisdisziplin für Bewertungen im Naturschutz die „Vergleichende Lebensraum- und Biozönoseforschung“ sein.

*Plachter* (1994) fordert eine Bewertung auf der Typus-Ebene mit den Hierarchie-Ebenen (Abb. 2):

- Arten
- Flächen, die von einem einheitlichen Ökosystemtyp eingenommen werden (dem zugeordnet: Kleinhabitate)
- Landschaftsausschnitte.

Neben den Typus-Ebenen gibt es Typus-Parameter wie Seltenheit, Gefährdung u.a. Davon zu unterscheiden ist die Ebene der Naturelemente, d.h. die lokale Ausprägung z.B. eines Ökosystems an einer bestimmten Lokalität (Objekt-Ebene nach *Plachter* 1994). Die Trennung von Typus-Ebene und der Vergleich von lokalen Ausprägungen bezogen auf Typen ist eine Forderung, die in jedem Falle durchgeführt werden muß, da nur Flächen der jeweils selben Grundgesamtheit miteinander verglichen werden können.

#### Bewertung von Arten

Häufig wird ein auf Arten bezogener Bewertungs-Ansatz verfolgt. *Bezzel* (1980) schlägt z.B. für eine Bewertung von Brutvogelarten in Bayern eine Kombination von Arealgröße, Verteilung, Bestandesgröße und Abundanzdynamik (jeweils bezogen auf das Bundesland) vor. Er kommt zu relativen Zahlenwerten der Seltenheit, z.B. mit Rohrdommel, Nachtreiher und Wiesenweihe in Spitzenposition.

#### Bewertung von Flächen

Typisierungen sind möglich über die Kombination von Vegetationstypen und abiotischen Elementen, die durch die Vegetation nicht indiziert werden (z.B. vegetationsfreie Geröllufer). Einen Vorschlag, der diese beiden Elemente enthält, bietet die „Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland“ (*Riecken et al.* 1994), die von *Ssymank* fundiert vegetationstypologisch bearbeitet wurde. Bewertungen auf der Basis von nur sehr grob typisierten Ökosystemen (Wald, Naßwiese usw.) sind in der Regel nicht sinnvoll (s. Kap. 4.1) oder können nur den Charakter einer vagen Typisierung haben.

Vielfach wird man bei regionalen Vergleichen stärker spezifizieren müssen und z.B. eine Typisierung mit Hilfe von Untertypen der Assoziationen (wiederum kombi-

niert mit abiotischen, nicht-vegetations-indizierten Strukturen) machen (z.B. Heidelbeerreiche Untergesellschaft des sauren Moderhumus-Buchenwaldes = Luzulo-Fagetum vaccinietosum myrtilli, mit Totholz-anteilen, kleinen vegetationsfreien, besonnenen Felspartien u.a.). In diesem Fall zeigt die Vegetation bereits eine Fülle von abiotischen/edaphischen Charakteristika und zu erwartende zoozöologische Merkmale an.

#### Bewertung von Landschaftsausschnitten

Landschaftsausschnitte, die aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wichtig sind, können bisher nur mit Methoden bewertet werden, die noch nicht völlig etabliert sind. Wegen der notwendigen typologischen Vergleiche sind großangelegte landschaftsökologische „Meßgärten“ auf Ökosystemebene (s. z.B. *Leser* 1997) nur für spezielle Fragestellungen einsetzbar. Als Verfahren bietet sich z.B. die Vegetationskomplex-Analyse kombiniert mit zoozöologischen Leitarten-Gruppen an (s. Kap. 4.2.2). Auch die Nutzungsmuster des Menschen können umfassend in einer Vegetationskomplex-Analyse dargestellt werden, wie dies z.B. gerade in einer Modellstudie von *Deil* (1997) erarbeitet wurde, der Agrarlandschaften in Südspanien und Marokko großräumig mit den Methoden der Vegetationskomplex-Analyse studiert hat.

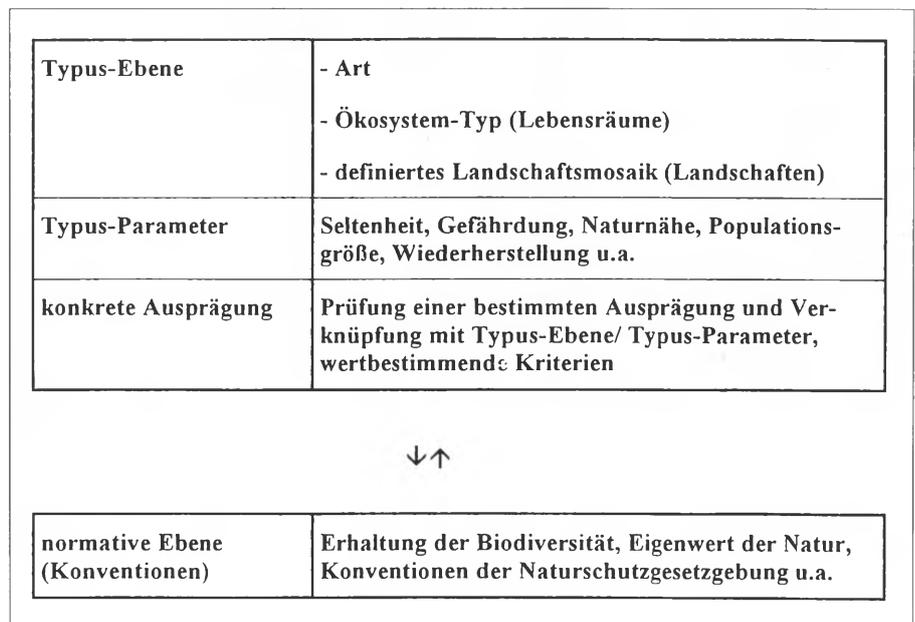


Abb. 2: Bewertung auf der Typus-Ebene; zusammengefaßt in Anlehnung an *Plachter* (1994).

**Tab. 2: Gebräuchliche Bewertungskriterien (s. Reck 1993, Usher und Erz 1994, erweitert). Die Reihenfolge stellt keine Gewichtung in der Bedeutung der einzelnen Kriterien dar (in Klammern: ausreichende Informationen hierüber fehlen in der Regel).**

	Arten	Lebens- gemein- schaften	Komple- xe von Leb.gem.
<b>Naturwissenschaftliche Kriterien</b>			
⇒ Seltenheit	X	X	X
⇒ Gefährdungsgrad	X	X	X
⇒ starker Rückgang, starke Gefährdung	X	X	X
⇒ ausreichende Flächengrößen/ Populationsgrößen	X	X	X
⇒ geographische Grenzlage	X	X	X
⇒ große wissenschaftliche Bedeutung	X	X	X
⇒ hohe versus geringe Vielfalt (Diversität)	X	X	X
⇒ hohe Empfindlichkeit	X	X	[X]
⇒ Schlüsselbedeutung für den Naturhaushalt	X	[X]	[X]
⇒ floren-, vegetationskundl., faunengeschichtl. Bedeutung	X	X	
⇒ besondere Naturraum-spezifische Ausbildung		X	X
⇒ Naturnähe		X	X
⇒ besondere(s) Sukzessionsstadium, -stadien		X	X
⇒ Repräsentanz, Repräsentativität		X	X
⇒ fehlende „Ersetzbarkeit“ und Restitutionsmöglichkeit		[X]	[X]
⇒ typisches Arteninventar		X	
⇒ typisches Inventar von Pflanzengesellschaften			X
⇒ vollständige Komplexbildung			X
⇒ Bedeutung für die landschaftstypische Vielfalt			X
<b>Nicht-naturwissenschaftliche Kriterien</b>			
⇒ kulturhistorische Bedeutung			
⇒ archäologische Bedeutung			
⇒ ästhetische Bedeutung			
⇒ pädagogischer Wert (Umweltbildung)			
⇒ hoher Erlebniswert u.a.			

### Kombinierte Verfahren

Als optimale Grundlage für die Aufnahme naturwissenschaftlicher Grunddaten für eine Bewertung ist die Kombination von weitgehend vollständiger Erfassung auf einer möglichst einfach zu erhebenden Ebene mit „integrativen“ Eigenschaften (indikatorische Verfahren) zu fordern. Ein vollkommen holistischer Ansatz ist bei biozöologischer Betrachtung in kaum einem Fall auch nur annäherungsweise möglich. Somit werden im Bewertungsverfahren folgende Ebenen berücksichtigt:

- die Vegetation als integrierender Komplex der Biozönose mit Zeigereigenschaften für eine Fülle von abiotischen Merkmalen
- spezifische Indikatoren.

Auf der Ebene der Indikatoren ist zwischen Klassifikations- und Zustandsindikatoren zu unterscheiden:

### Klassifikations-Indikatoren

Klassifikations-Indikatoren sind im Falle der Differenzierung von Pflanzengesellschaften problematisch und auch unnötig, da Pflanzengesellschaften mit geringer Mühe auch auf ihre vollständige Artengarnitur hin überprüft werden können. So sind z.B. vielfältig ausgebildete Sand-Trockenrasen durchaus auch an Sekundärstandorten wie z.B. Bahndämmen vertreten (z.B. mit *Stipa capillata*), das Gesamt-Arteninventar hat jedoch dort einen hohen Anteil an Ruderalisierungszeigern. Bei der Zoozönose ist immer eine sektorale Betrachtung notwendig;

weitgehend vollständig erfaßte Taxozönosen sollten hier mit ausgewählten Klassifikations-Indikatoren kombiniert werden.

### Zustands-Indikatoren

Zustands-Indikatoren können Belastungen oder Nutzungen (z.B. auch Grundwasserstände) anzeigen (z.B. Hypertrophie-Zeiger, Feuchtezeiger). Die Feuchtezahlen von *Ellenberg et al.* (1991) für Pflanzenarten sind z.B. im Grünland gut einsetzbar.

In einem letzten Schritt ist dann die Verknüpfung von naturwissenschaftlichen Daten mit bestimmten normativ und als Konventionen gesetzten Werten zu vollziehen.

Bei allen Bewertungen ist zu bedenken: Die Typisierung ermöglicht, daß wirklich dieselben Typen verglichen werden.

Im psycho-/soziokulturellen-ethischen Bereich hat jedoch jede Quantifizierung ihre Grenzen; das für viele Menschen Wesentliche wird oft dabei nicht erfaßt. *Gigon und Gigon-Fehér* (1985) stellen fest: „Insgesamt ist es wenig sinnvoll bis kontraproduktiv, den Wert von zu schützenden Arten oder Lebensgemeinschaften in das System der quantifizierbaren, ökonomischen, materialistisch-utilitaristischen Werte einpassen zu wollen (Inkommensurabilität der Wertsysteme).“ Sie vergleichen dabei z.B. den nicht quantifizierbaren Wert von unbelebten Kulturgütern (z.B. Bauwerken) mit lebenden Kultur-„Gütern“ wie z.B. Halbtrockenrasen-Landschaften.

### 3.2 Spezielle Kriterien

Die gebräuchlichsten Bewertungskriterien sind in Tab. 2 zusammengefaßt (s. dazu auch *Reck 1993, Erz und Usher 1994*). Für die Bewertung von Flächen liegt ein Entwurf der „Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands – VUBD“ vor (*Reck 1996*). In Tab. 3 sind die bei *Reck (1996)* angesprochenen Bewertungskriterien in leicht veränderter Form zusammengefaßt.

Im Rahmen des Kriteriums „Vielfalt“ (Arten- und Lebensraum-Diversität) ist zu beachten, daß bei manchen Lebensraumtypen Vielfalt positiv, bei anderen (z.B. Hochmoore) jedoch negativ (Kriterium der Störung) zu bewerten ist. Oft ist es notwendig, ein Leitbild der möglichst großen Naturnähe einzubeziehen und die-

**Tab. 3: Grundsätze für die Bewertung von Flächen nach einem Entwurf des „Vereins Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands“ (VUBD); nach Reck (1996) leicht verändert.**

<p><b>a) Beurteilung realer Bestand</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Vorkommen und Häufigkeit schutzwürdiger Arten</li> <li>- Vollständigkeit/ Repräsentativität standortheimischer Artengemeinschaften*</li> <li>- Vielfalt landschaftstypischer Artengemeinschaften</li> </ul> <p>* Auswahl von Artengruppen, deren Arten wesentliche Ansprüche der Zönosen repräsentieren</p> <p><b>b) Beurteilung der potentiellen Bedeutung</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Zahl, Größe, räumlich Konfiguration von Standorten und Biotopen</li> <li>- Alter von Standorten und/ oder Biotopen</li> <li>- Naturnähe</li> <li>- Besiedlungspotential durch Arten der Umgebung</li> </ul> <p><b>c) Beurteilung von Eingriffen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Reaktionen von Populationen wertgebender Arten</li> <li>- Reaktionen von Standorten und ihren Biozönosen mit potentieller Bedeutung</li> <li>- Veränderung vom Lebensraum-Angebot</li> </ul> <p><b>d) Beurteilung von Vermeidbarkeit/ Minderbarkeit/ Kompensation</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wiederherstellbarkeit von Lebensräumen/ Besiedelbarkeit</li> <li>- Ansprüche betroffener Arten und ihren Populationen</li> <li>- Möglichkeiten der Realisierung</li> </ul> <p><b>e) Beurteilung der Erfüllung von Naturschutzziele</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Erfüllungsgrad definierter Umweltqualitätsziele und -standards</li> <li>- Arten-Fehlbeiträge</li> </ul>
---

ses in Hinblick auf die Diversität zu eichen. Dies bedeutet, daß Modelle notwendig sind für möglichst ungestörte, naturnahe Ausbildungen des jeweiligen Ökosystems mit ihren jeweiligen Diversitätswerten. Im folgenden seien einige Beispiele solcher „Natürlicher Leitbilder“ vorgestellt.

**Natürliches Leitbild: niedrige Arten- und Lebensraum-Vielfalt**

■ **Hochmoor-Komplexe** (s. dazu auch *Wilmanns* und *Dierßen* 1979)  
 Hochmoore sind durch eine geringe Arten-Diversität spezifischer Arten charakterisiert. Innerhalb der Bezugseinheit „Hochmoor-spezifisch“ kann in engen Grenzen eine höhere Lebensraum-Diversität positiv sein, z.B. das Vorhandensein von Regenwasser-gespeisten Hochmoor-kolken. In verschiedenen Fällen ist es auch als posi-

tiv einzustufen, wenn z.B. intakte Hochmoor-Komplexe von blütenreichen Mollnien/Hochstaudenfluren umgeben sind, da sie z.B. wichtige Nektarpflanzen Hochmoor-spezifischer Falterarten beherbergen, z.B. für den Hochmoor-Perlmutterfalter *Boloria aquilonaris* (Nymphalidae) und den Hochmoor-Gelbling *Colias palaeno* (Pieridae).

■ **Naturnahe, waldbestockte Bachläufe**  
 Naturnahe, waldbestockte Bachläufe weisen in der Regel eine geringere Pflanzenarten- und Vegetationstypen-Diversität auf als mäßig anthropogen überprägte. Auch können bei naturnahen Bachläufen dieselben Werte erreicht werden wie bei übermäßig stark anthropogen überprägten Fließgewässern (*Schwabe* 1987). Die Tierarten-Mannigfaltigkeit im Fließgewässer hängt u.a. von dem vorhandenen Choriotop-Gefüge ab (*Braukmann* 1987); es muß

demnach keine Koinzidenzen mit der Diversität der Vegetation geben.

■ **Salzrasen am Rande des Wattenmeeres**  
 Auch hier herrscht geringe Diversität vor. Bei Nährstoff-Akkumulationen entstehen „Prielrandbedingungen“ und die Arten- und Vegetationstypen-Werte erhöhen sich. Auch bei anthropogenen Störungen (z.B. Sodenabstich) steigt die Diversität.

**Natürliches Leitbild: hohe Tierarten-/ Kleinlebensraum-Diversität, geringe Diversität Höherer Pflanzen**

■ **Löß-Hohlwege, Lockermaterial-Steilküsten / Steilufer**

Verschiedentlich zeigen einzelne Lebensräume hohe Tierarten-Diversität, aber geringe Diversität an Höheren Pflanzenarten, z.B. im Falle von Löß-Hohlwegen, Lößkannten oder Lockermaterial-Steilküsten sowie Steilufern (Grundmoräne an der Ostsee, Lößgebiete). Wesentliche Nahrungsressourcen liegen für viele der dort vorkommende Tierarten außerhalb dieses Lebensraumes, die Bedeutung als Nist- oder Jagd-Habitat für viele Arthropoden ist jedoch besonders groß (*Miotk* 1979). Im Falle der Hohlwege kann aber die Vielfalt an Flechten (*Solorinella asteriscus*, *Endocarpon pusillum* u.a.) und Kleinmoosen (*Didymodon rigidulus*, *Aloina rigida*, *Pterygoneurum ovatum* u.a.) groß sein. Auch verschiedene Blaualgen-Arten (Vetreter der Gattungen *Nostoc*, *Oscillatoria* u.a.) kommen vor.

**Natürliches Leitbild: hohe Arten- und Lebensraum-Vielfalt**

■ **Halbtrockenrasen**

In Halbtrockenrasen können hohe Arten- und Kleinlebensraum-Werte in der Regel positiv bewertet werden. Ruderalisierungen mit ausdauernden Neophyten (*Solidago gigantea*, *S. canadensis* u.a.) führen in der Regel zu einem Absinken der Artenzahl.

Kleinlebensräume, auch solche, die durch den Menschen geschaffen wurden (z.B. kleinflächige Kalkschürfestellen), sind z.B. aus lepidopterologischer Sicht oft sehr günstig zu beurteilen (*Weidemann* 1989); Düngung hingegen führt zur Pflanzen- und Tierarten-Verarmung (*Kratochwil* 1989 b, *Bornholdt* und *Remane* 1993). Verbrachung bewirkt in bestimmten Lebensräumen, so z.B. in manchen Halbtrockenrasen, eine über Jahrzehnte andauernde Diversitätssteigerung (*Kratochwil*

1984, 1985), sollte aber im Sinne einer Lebensraum-Diversität nur kleinflächiger realisiert sein (s. Kap. 6.1). Durch Verbrachung eines Halbtrockenrasens kann aber auch eine Monotonisierung bewirkt werden, z.B. bei Dominanz-Vorkommen von *Brachypodium pinnatum*.

#### ■ Borstgrasrasen-Komplexe

Auch hier sind hohe Arten- und Kleinlebensraum-Werte in der Regel positiv zu bewerten. Am Beispiel von Zippammer-Habitaten im Südschwarzwald konnte z.B. gezeigt werden, wie vielfältig diese Lebensräume sein müssen (Schwabe und Mann 1990). Eine Bewertung von Typenbezogenen Borstgrasrasen-Komplexen über eine hohe Diversität an Vegetationstypen führt zu sinnvollen Ergebnissen (Schwabe 1979).

#### ■ Sandrasen-Komplexe

Bis zu einem gewissen Grad sind hohe Arten- und Kleinlebensraum-Werte positiv zu bewerten, doch führt eine vom Naturschutz aus oft nicht erwünschte Durchsetzung mit Neophyten und Ruderalarten (*Coryza canadensis*, *Oenothera biennis* u.a.) ebenfalls zu erhöhten Arten- und Gesellschafts-Diversitätswerten.

#### Natürliches Leitbild: Diversität von Funktionen / Prozessen / Erhaltung dynamischer Systeme

Dies kann z.B. an dem möglichst vielseitigen Verknüpfungsgefüge im trophischen Bereich abgelesen werden: Vorhandensein von Räuber-Beute-Konnexen, Phytophagen-Komplexen, Blütenbesucher-Gemeinschaften u.a.m. Besonderen Wert haben auch Lebensraum-Komplexe mit verschiedenen dynamischen Prozessen der Wiederbesiedlung und Sukzession, z.B. Wildfluß-Landschaften, naturnahe Bergwälder mit Gebüsch- und Offenland-Standorten (z.B. Lawinenrunsen).

### 4. Der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz

#### 4.1 Vorbemerkungen

Sowohl bei der Bestandsaufnahme, der Situationsanalyse und Bewertung als auch beim „Monitoring“ erscheint es aus unserer Sicht sinnvoll, einen biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz zu verfolgen. Damit werden besonders innerhalb der sektoralen Leitbilder 2 Komplexitäts-Ebenen

berührt:

■ Arten und Artengemeinschaften (Pflanzen und Tiere): Biozönosen (mit Blick auf die jeweiligen Biotope)

■ Landschaften (Vegetation mit ihrer typischen Tierwelt): Biozönosen-Komplexe (mit Blick auf die jeweiligen Biotop-Komplexe).

Im folgenden seien zunächst einige grundsätzliche Gesichtspunkte zur biozöologischen Arbeitsweise vorangestellt. Die Methoden einer solchen Landschaftsbeurteilung sind bisher schon entwickelt worden, so daß sie mit einer Festlegung von Standards auch in der Praxis einsetzbar wären. Bemerkenswert ist bei diesem Konzept, daß landschaftsökologische, botanisch-vegetationskundliche und zoologisch-tierökologische Ergebnisse integrierend Berücksichtigung finden, ohne sich auf einer Einzelebene im Detail zu verlieren. Dies erfordert, daß auf den unterschiedlichen Bearbeitungsebenen und je nach Fragestellung nur bestimmte kompatible Detailinformationen aufbereitet werden müssen. Andererseits setzt dieses Verfahren jedoch auch erhebliche Fachkenntnisse und ein größeres Erfahrungspotential voraus.

Die biozöologisch-landschaftsökologische Analyse bereitet vor allem deshalb noch recht große Schwierigkeiten, da – von wenigen Ausnahmen abgesehen – der Raumbezug biologischer Systeme bisher nur unzureichend untersucht wurde. Lösungsmöglichkeiten bietet nur eine verknüpfende interdisziplinäre Verbindung von Biologie, Landschaftsökologie und Geographie. Mit der Geobotanik gibt es eine „Brückenwissenschaft“ zwischen Botanik und Geographie, die dem Raumbezug in besonderer Weise Rechnung trägt und deshalb auch für den Naturschutz eine Schlüsselrolle einnimmt; eine „Geozoologie“ fehlt hingegen (s. dazu *Wilmanns* 1987).

Folgende Vorteile ergeben sich bei der Anwendung des biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatzes:

■ Eine Beurteilung sowohl kleinerer als auch größerer Gebiete ist möglich.

■ Zur Bewertung können relativ kurze Untersuchungszeiträume zugrunde gelegt werden.

■ Es ergibt sich die Möglichkeit, Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe (Landschaftsausschnitte) miteinander verknüpfend zu analysieren.

■ Auf der Basis von Typisierungen können

gleiche Einheiten generalisierend behandelt werden. Dies verkürzt den Arbeitsaufwand erheblich.

Bevor der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz näher erläutert sei, sollen 2 Ansätze kurz besprochen und die Gründe benannt werden, warum sie bei der hier vorgestellten Vorgehensweise für Verfahren der Landschafts- und Naturschutzplanung sowie -kontrolle weniger geeignet sind: der ökosystemare Ansatz und der auf Formationen sich gründende Ansatz. Der ökosystemare Ansatz gewinnt jedoch z.B. eine Schlüsselrolle, wenn es etwa um „fehlgeleitete Stoffflüsse“ geht (Beispiele bei *Buchwald* 1996).

#### Der ökosystemare Ansatz

Ein ökosystemarer Ansatz kann nur in einem lokal eng begrenzten Gebiet durchgeführt werden. Die Erfassung funktionaler Zusammenhänge und die Aufschlüsselung von Stoff- und Energieflüssen ist sehr kostenaufwendig und erfordert außerdem einen großen zeitlichen und personellen Aufwand. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse ist z.T. gut möglich, wenn auf integrativem Niveau gearbeitet wird (z.B. Schadstoffe in der Nahrungskette bei Spitzenräubern). Zur Lösung landschaftsplanerischer und naturschutzrelevanter Aufgaben findet der ökosystemare Ansatz z.B. bei Stofffluß-bezogenen Fragestellungen Anwendung. In solchen Fällen hat er aufgrund seiner hohen Präzision eine große Bedeutung zur Beweissicherung (auch unter quantitativen Gesichtspunkten).

#### Der auf Formationen gegründete Ansatz

Sehr häufig dienen auf verschiedenen Planungsebenen, bei Bestandsaufnahmen (z.B. Biotop-Kartierungen, Umweltverträglichkeitsstudien) als Bewertungs-Einheiten Formationen (Wald, Wiese, Weide, Gebüsch, Hecken, Grasland etc.). Eine solche Charakterisierung nach dominierenden pflanzlichen Gestalttypen (auch als Grundlage für zoologische Erhebungen) hat zunächst nur eine untergeordnete Bedeutung, wenngleich Formationen aufgrund ihrer unterschiedlichen Strukturierung auch typisierbar und systematisierbar sind (*Mueller-Dombois* und *Ellenberg* 1974). Für überregionale Betrachtungen oder bei Tierarten mit weniger spezifischen Bin-

**Tab. 4: Abundanz- / Mengenskala für die Aufnahme von Vegetationskomplexen (s. z.B. Schwabe und Mann 1990). Die Schätzung von Einzelgehölzen erfolgt nach der differenzierten Braun-Blanquet-Skala von Barkman et al. (1964).**

r	1 Kleinbestand oder Standardteilfläche
+	2-5 Kleinbestände oder Standardteilflächen
1	6-50 Kleinbestände oder Standardteilflächen
2m	mehr als 50 Kleinbestände od. Standardteilfl., Deckung <5 %
2a	Deckung 5-15 %
2b	Deckung 15-25 %
3	Deckung 26-50 %
4	Deckung 51-75 %
5	Deckung 76-100%

**Obergrenze der Kleinbestände in Komplexaufnahmen:**

Kryptogamen-Gesellschaften	1 m <sup>2</sup>
Felsgrusfluren, Felsband-Ges.	1 m <sup>2</sup>
einartige Stauden-Bestände	1 m <sup>2</sup>
Zwergstrauch-Bestände	1 m <sup>2</sup>
Rasen- und Saum-Gesellschaften	10 m <sup>2</sup>
Gebüsch- und Waldgesellschaften je nach Typ	100 - 1000 m <sup>2</sup>

gnomischer Hinsicht), hat eine Beurteilung von Landschaftsausschnitten auf der Ebene von Formationen für Bewertungsfragen nur eine untergeordnete Bedeutung.

Somit ist festzuhalten, daß sich als Gliederungsschema oder Matrix für biozöologische Zusammenhänge am besten pflanzensoziologisch charakterisierte Einheiten (Pflanzengesellschaften bzw. Vegetationskomplexe) anbieten, es sei denn, es handelt sich um zoologisch bedeutende, vegetationsfreie (-arme) Lebensräume wie z.B. Bergbach-Abschnitte und Sandufer (s. z.B. Schlumprecht und Völkl 1992).

Das Grundmuster der auf floristischer Basis erhobenen Vegetationszusammensetzung einschließlich ihres Entwicklungspotentials charakterisiert am besten die jeweils herrschenden Standortbedingungen. Als eindeutig unterscheidbare Landschaftstypen können Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe präzise voneinander differenziert werden und als Bezugseinheiten auch für die Tierwelt dienen (s. z.B. Kratochwil 1987, 1991 b, Mattes 1988 a, b, Schwabe 1988, 1990, Thannheiser 1988).

**4.2 Zur Erfassung von biozöologischen Strukturen**

**4.2.1 Grundlagen**

Biozönosen setzen sich zusammen aus Phytozönosen, aus Zoozönosen, und bestimmten durch Pflanzen- oder Tierarten aufgebaute Kleinlebensgemeinschaften (Synusien). Synusien sind ökologisch einander nahestehende und unter annähernd gleichen kleinstandörtlichen Bedingungen lebende Artengruppen, z.B. Moos- oder Flechtensynusien innerhalb von Pflanzengesellschaften. Sehr reichhaltig ist die Anzahl der verschiedenen Tiersynusien, z.B. die Zersetzergemeinschaft eines Holzstubbens oder einer Tierleiche.

Die Basis für die Erfassung von Biozönosenstrukturen sollte bei vegetationsgeprägten Lebensräumen die pflanzensoziologische Charakterisierung des zu untersuchenden Lebensraumes sein. Hierdurch wird präzise die Standortsbeschaffenheit eines Geländeausschnittes ausgedrückt. Eine Charakterisierung der Vegetationstypen erfolgt nach bestimmten vegetationskundlichen Methoden (s. z.B. Wilmanns 1993, Dierschke 1994). Für viele naturschutzfachliche Fragestellungen (Beurtei-

dungen können sie ausreichen. Auch bei einer groß-räumigen Analyse von übergeordneten Leitarten lassen sich manchmal Gesetzmäßigkeiten feststellen (z.B. Gebüsch-Bindung von Vogelarten). Von weit aus größerer Bedeutung ist bei einer Vegetations-Charakterisierung die genaue floristische Arten-Zusammensetzung, die z.B. auch die Nährstoffverhältnisse widerspiegelt. Wie undifferenziert Formationsangaben sein können, soll folgendes Beispiel zeigen: Eine ertragreiche Intensivweide (*Lolio-Cynosuretum*) gehört wie eine trockene Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum salvietosum*) ein und derselben Formation an. Aus Naturschutzsicht hingegen sind beide völlig unterschiedlich einzustu-

fen. Eine Einteilung der Vegetation nach Formationen ist somit für die Ebene der Bewertung zu grob.

Hinzu kommt, daß bei einer Zuordnung zu Formationen im Gegensatz zu definierten Pflanzengesellschaften (ebenso Vegetationskomplexen) eine Vielzahl wichtiger Informationen fehlt: So drücken sich nur in der floristischen Arten-Zusammensetzung z.B. arealkundliche, dynamische und florensgeschichtliche Gesichtspunkte aus. Aus Naturschutz-Sicht können stellen-äquivalente und konvergente Arten oder Artengemeinschaften (Isozönosen) nicht gleich gewertet werden. Sieht man von dem Bewertungskriterium der Formations-Diversität ab (Diversität in physio-

lung von Sukzessionen, s. Kap. 6.1; Pflegemaßnahmen, s. Kap. 6.2; Einflüsse von Eutrophierung und Ruderalisierung, s. Kap. 6.3) sind vegetationskundlich genau erfaß-

te Vegetationszustände (oft auch bis zur Subassoziations- und Variantenebene) unverzichtbar und gehören auch zu den geforderten Standardmethoden.

Bestimmte Geo-Faktoren (Relief, Bodentypen, hydrologische Verhältnisse, das Mesoklima) in ihrer Kombination und bestimmte anthropo-zoogene Einflüsse (solche des Menschen und seiner Weidetiere) bewirken das standörtliche Grundmuster für regelmäßig miteinander vergesellschaftete Vegetationstypen. Aufgrund ihres regelmäßigen gemeinsamen Vorkommens in landschaftsbezogenen Einheiten werden Pflanzengesellschaften zu Vegetationskomplexen zusammengefaßt. Vegetationskomplexe stellen – wie die Pflanzengesellschaften auch – typisierbare Einheiten in ökologischer, struktureller, dynamischer, arealkundlicher u.a. Sicht dar.

#### 4.2.2 Aufnahme von Vegetationskomplexen

Inzwischen liegen eine Fülle von methodischen Erfahrungen über die Aufnahme von Vegetationskomplexen vor (= Sigma-Aufnahmen, von Sigma = Summe der Vegetationstypen). Hierbei handelt es sich um Grünland i.w.S. (einschließlich Salzrasen und Borstgrasrasen), Felsstandorte, Wälder, Flußauen, Bachtäler, Moore (s. z.B. Schwabe 1979, Dierssen und Dierssen 1980, Seitz 1982, Schwabe und Kratochwil 1984, Asmus 1987, Grüttner 1990, Schwabe 1989, 1990, 1991a, b, Köppler 1995, Köppler und Schwabe 1996). Außerdem liegen Vegetationskomplex-Untersuchungen auch aus dem urbanen Bereich vor (Kienast 1978 a, b, Hülbusch et al. 1979, Hard und Pirner 1985, Hard 1986) sowie von Bahnhöfen (Brandes 1983). In der Arktis wurde die Methode z.B. von Thannheiser (1992) eingesetzt, in Kulturlandschaften Südspaniens und Marokkos von Deil (1997).

Mit Hilfe von Vegetationskomplex-Aufnahmen lassen sich Muster differenzierter Landnutzungen genau dokumentieren. Entscheidend ist, daß neben den einzelnen Vegetationstypen auch abiotische Elemente (z.B. Steinriegel, Zaunpfähle, Wege, Brücken, Kiesentnahmestellen, Totholz, Aufschüttungen) mit einer spezifischen Mengen-Abundanzskala aufgenommen werden können (Tab. 4). Gerade die Kleinstrukturen, die in einer konventionellen Vegetationsaufnahme nicht erfaßt werden, haben für die spätere zoologische Bearbeitung oft eine entscheidende Bedeutung. Auch sie treten in der Regel nicht zufällig in einem spezifischen Landschaftstyp auf, sondern

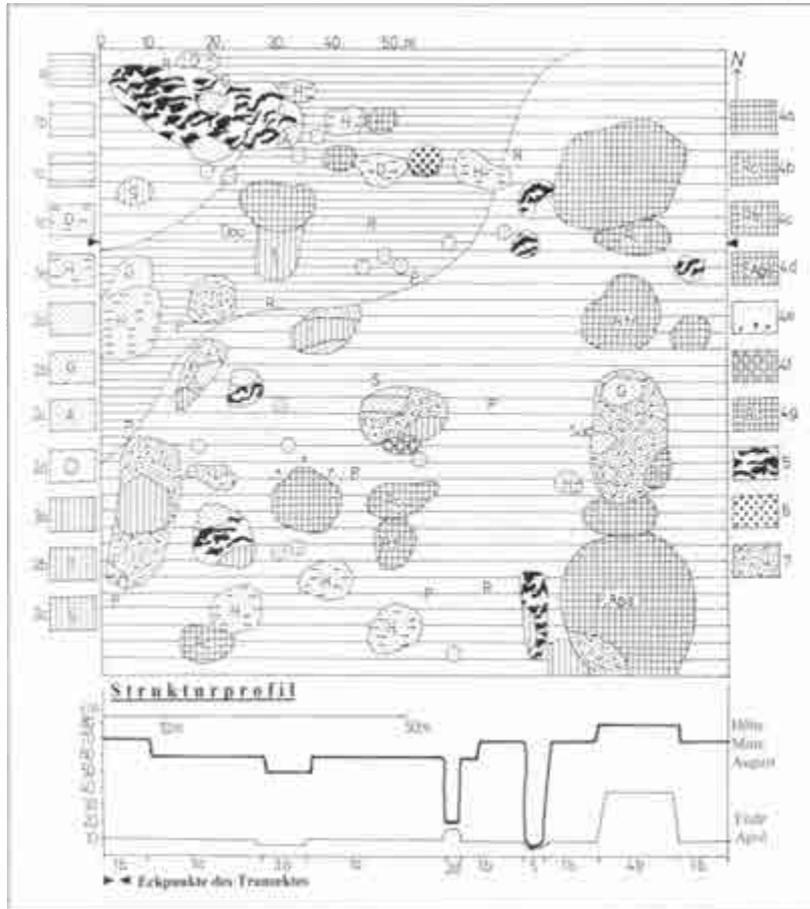


Abb. 3: Mosaik-Muster eines Landschaftsausschnittes in einem Zippammer-Brutgebiet im Südschwarzwald (Flügelginsterweide-Komplex, Tunau, 850 m ü.M., S-exponiert), knapp 1 ha. Die Gesamtheit der hier vorkommenden Vegetationstypen wird zusammen mit bestimmten abiotischen Strukturelementen in einer Vegetationskomplex-Tabelle erfaßt. Gesamtfläche der Vegetationskomplex-Aufnahme: 3,5 ha.

1: Festuco-Genistetum sagittalis; 1a: -trifolietosum, Typ. Variante, Brache; 1b: -typicum, Deschampsia flexuosa-Fazies, Brache; 1c: -typicum, Holcus mollis-Fazies; 1d: -typicum, Dianthus deltoides-Fazies; 1e: -typicum, Hieracium pilosella-Fazies

2: Pionierv egetation, Steinbesiedler; 2a: Sileno-Sedetum annui und Grundsignatur für 2; 2b: Galeopsietum segetum; 2c: Woodsio-Asplenietum septentrionalis; 2d: Ameisen-Erdhügel mit Pionierv egetation

3: Säume; 3a: Teucrium scorodonia-Saum; 3b: Trifolium medium-Saum; 3c: Senecio ova-tus-Bestände

4: Gebüsche und Scheinstrauchgesellschaften; 4a: Pruno-Ligustretum und Fragmente; 4b: Rubus canescens-Gesellschaft; 4c: Rubus fruticosus agg.-Best.; 4d: Fagus sylvatica-Acer pseudoplatanus-Gehölz; 4e: Bereiche mit jungen Prunus spinosa-Polykormen; 4f: Krüppelschlehen; 4g: Rubus idaeus-Bestände

5: Felssignatur

6: Lesesteinhaufen

7: Steinrasseln.

Einzelgehölze/Zwergsträucher: S Sorbus aucuparia, S Sorbus aria, P Picea abies, B Betula pendula, C Crataegus monogyna, R Rosa canina, F Fraxinus excelsior, Dou Pseudotsuga menziesii, V Vaccinium myrtillus.



7500 km<sup>2</sup>) ermittelte *Asmus* (1987) 81 Pflanzengesellschaften von Assoziationsrang (aus 15 pflanzensoziologischen Klassen), *Schwabe* (1987) 80 Pflanzengesellschaften von Assoziationsrang (16 Klassen).

Mit Hilfe solcher Vegetationskomplexe kann auch die Raum-Diversität einer Landschaft (= Vielfalt verschiedener Vegetationskomplexe) bestimmt werden („gamma-Diversität, *Haber* 1979, *Goetze* 1996).

**4.2.3 Integration botanisch-vegetationskundlicher und zoologischer Daten: grundsätzliche und methodische Hinweise zur biozöologischen Arbeitsweise**

**Zur Affinität und Koinkidenz von Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexen mit Tierarten u. Tierarten-Gemeinschaften**

Die Mehrzahl aller terrestrisch lebenden Tierarten nutzt zumindest in bestimmten Stadien der Individualentwicklung durch Vegetation charakterisierbare Räume. Eine Auswertung der Haupt-Biototypen des Binnenlandes (nach *Riecken et al.* 1994) auf ihre Prägung durch Vegetation erbrachte folgendes Ergebnis (s. Tab. 6, Abb. 4): 86 % aller Haupt-Biototypen des Binnenlandes sind durch Vegetation gekennzeichnet. Läßt man „menschliche Bauwerke“ als Lebensraum von Tierarten außer Betracht, so sind nur 8 % der Biototypen rein abiotisch charakterisiert. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, eine biozöologisch orientierte Raumcharakterisierung nach definierten Vegetationstypen bzw. Vegetationskomplex-Typen (kombiniert mit Strukturdaten) vorzunehmen. Biotope und Tierarten, für die dies nicht möglich ist, müssen gesondert behandelt werden.

Die Verwendung pflanzensoziologischer Einheiten zur Charakterisierung von Lebensräumen einzelner Tierarten, bestimmter Zootaxozönosen sowie auch in Einzelfällen ganzer Tiergemeinschaften mit Artengruppen unterschiedlicher systematischer Zugehörigkeit hat eine lange Tradition. So liegen aus jüngerer Zeit zahlreiche Publikationen vor, die eine Koinkidenz verschiedener Zootaxozönosen mit Pflanzengesellschaften belegen. Eine erste synoptische Übersicht findet sich z.B. in den Tagungsbänden der „Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde“ (*Tüxen* 1965, 1977; *Wilmanns und Tüxen* 1980), weitere Beiträge enthalten

**Tab. 6: Haupt-Biototypen im Binnenland (nach *Riecken et al.* 1994) und ihre Prägung durch Vegetationsmerkmale. (Die Zahlen beziehen sich jeweils auf die differenziertesten Untergliederungen). Nicht berücksichtigt: Biotope der Meeresküsten, technisch geprägte Biotope (z.B. verrohrte Bachbereiche) und einige „technische Biototypen“ im Sinne von *Riecken et al.* (1994).**

**1: Zahl der Biototypen (niederste Kategorie), die über die Vegetation bzw. über Vegetationskomplexe (und dann damit im Zusammenhang über die Fauna) gut charakterisierbar sind bzw. durch Vegetation wesentlich geprägt werden**

**2a: Zahl der Biototypen (niederste Kategorie), die durch abiotische Merkmale klassifizierbar und zumeist eine bezeichnende Fauna charakterisiert sind**

**2b: Typen entsprechend Gruppe 2a, die durch Einbeziehung von Moosen/Rotalgen und sonstigen Algen auch über die Vegetation zusätzlich charakterisierbar sind**

**3: Gesamtzahl der betrachteten Biototypen**

**4: Zahl der gefährdeten Biototypen.**

Hauptbiototyp /Spalte:	1	2a	2b	3	4
Grundwasser und Höhlengewässer		6		6	2
Quellen	10	3		13	11
Fließende Gewässer	21	3	7	31	20
Stehende Gewässer	29	7	3	39	26
Höhlen	1	3		4	3
Felsen, Block- und Schutthalde, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat	20	9	2	31	18
Acker und Ackerbrachen	14			14	6
Natürliche Trockenrasen/ Grünland trockener bis frischer Standorte	41			41	31
waldfreie Niedermoore/ Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte	20			20	14
Hoch- und Übergangsmoore (ohne Torfhalde)	13		1	14	9
Großseggenriede	4			4	4
Rohrriete (ohne Brackwasserrohrriete)	7			7	4
Staudenfluren, Ufer- und Waldsäume	28			28	14
Zwergstrauchheiden	4			4	3
Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzkulturen	49			49	29
Waldmantel und Vorwälder					
Laub(misch)wälder und -forste	47			47	41
Nadelwälder und -forste	21			21	11
„Technische Biototypen“ nach <i>RIECKEN et al.</i> 1994/ Auswahl	5	30		35	10
Bauwerke					
Deponien und Rieselfelder (Auswahl)	3	4		7	
Biototypen mit Schwerpunkt in den Alpen	35	2		37	28

Biotopkomplexe (diese sind nur grob gekennzeichnet)	1	2a	2b	3	4
Komplexe der Binnengewässer	4			4	4
Komplexe vegetationsfreier/ -armer Rohboden	2	2		4	4
Agrokomplexe	3			3	3
Rasenkomplexe trockenerer Standorte	4			4	4
Grünlandkomplexe mittlerer Standorte	2			2	2
Grünlandkomplexe feuchterer Standorte (z.T. mit organischen Böden (ehemaliges Niedermoor))	4			4	4
Hoch-/ Übergangsmoor-Komplexe	1			1	1
Ried-/ Rohrriete-Komplexe	1			1	1
Zwergstrauchheiden-Komplexe	1			1	1
Laub- und Mischwald-Komplexe	5			5	5
Nadelwaldkomplex	5			5	5
Waldkomplexe mit altertümlichen Wirtschaftsformen	2			2	2
traditionelle dörfliche Biotopkomplexe	1			1	1
Salzstellenkomplex im Binnenland	1			1	1
Komplexe mit Schwerpunkt in den Alpen	6	1		7	6
Großzonationskomplexe (große Auen, gewachsene Kulturlandschaft zwischen Dorf und Stadt u.a.)	4			4	4
großflächige Waldkomplexe	1			1	1
Summen	419	70	13	502	333

die Beihefte 1-2 zu den „Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie“ (*Kratochwil* 1988 b, 1991 c). Ein Bezug zu defi-

nierten Vegetationstypen findet sich auch in einigen Übersichtsartikeln, Handbüchern und umfassenden Darstellungen bestimm-

ter Tiergruppen; so z.B.: Mollusken/Gastropoda: Stroscher (1988), Stamol (1991); Coleopteren/Carabidae: Thiele (1977), Abmann (in Vorb.); Lepidopteren: Ebert und Rennwald (1991 a, b); Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (1988), Bink (1992), Weidemann (1995), Weidemann und Köhler (1996), Vögel: Glutz von Blotzheim (1964), größtenteils auch im „Handbuch der Vögel Mitteleuropas“, Ed. Glutz von Blotzheim (1966 ff.), Hölzinger (1987 ff.). Die Tab. 7 gibt einige neuere Arbeiten über ausgewählte Zoo-Taxozönosen wieder, die sich auf definierte Pflanzengesellschaften beziehen.

Mit pflanzensoziologischen Methoden erfaßte Vegetationskomplexe sind für die Charakterisierung von Tierhabitaten sowohl auf der Ebene der Einzelart (Schwabe und Mann 1990, Schwabe et al. 1992) als auch auf der Ebene von Zoo-Taxozönosen und Gilden besonders genaue Bezugseinheiten (s. z.B. Kratochwil 1984, 1989 b, 1989 c, Kratochwil und Klatt 1989, Schwabe und Kratochwil 1984, Oppermann 1987).

Dennoch gibt es auch kritische Stimmen (z.B. Blab 1988 a, Blab und Riecken 1989, Miotk 1986, Riecken 1990, 1992). Abgesehen von stark pauschalisierter Kritik werden folgende Hauptargumente angeführt:

1. Koinzidenzen würden höchstens auf der Ebene höherer pflanzensoziologischer Einheiten (Ordnungen, Klassen) oder Formationen bestehen.
2. Es würde der Versuch unternommen, die Tierwelt in ein pflanzensoziologisches System zu pressen.
3. Koinzidenzen könne es höchstens auf der Ebene der monophagen Phytophagen und ihren Fraßpflanzen geben, und auch da fänden sich Beispiele, die dieser Vorstellung widersprechen.

**Zu 1):**

Auf die Kritik an einer reinen Orientierung an Formationen, bei denen nicht die floristische Artenverbindung, sondern die pflanzlichen Wuchstypen als Klassifikations- und Gliederungsschema entscheidend sind, wurde bereits hingewiesen (Kap. 4.1). Gerade für die mobileren Tiergruppen ist es sogar die Regel, daß sie Vegetationskomplex-Bewohner sind und Pflanzengesellschaften verschiedener Formationen benötigen (s. Beispiel Zippammer; Schwabe und Mann 1990). Nur kommen in einer Landschaft Pflanzengesellschaften verschiedener Formationen nicht in beliebiger und zufälliger Anordnung vor,

**Tab. 7: Beispiele für Arbeiten zum Thema: Ausgewählte Zootaxozönosen in definierten Vegetationstypen (Pflanzengesellschaften); z.T. in Kombination mit spezifischen Strukturelementen (s. ferner im Text erwähnte Arbeiten).**

Tiergruppe	Autoren
Nematoda - Fadenwürmer (Nemathelminthes)	BUSSAU 1990
Gastropoda - Schnecken (Mollusca) terrestrischer Bereich	STROSCHER 1988, STAMOL 1991, KERKHOFF 1993
Gastropoda - Schnecken (Mollusca) aquatischer Bereich	SCHRÖDER 1977
Araneae - Spinnentiere (Arachnida)	SCHAEFER 1970, SCHULTZ 1990, 1992, 1995
Collembola - Springschwänze (Insecta)	MATTHEY et al. 1981
Odonata - Libellen (Insecta)	BUCHWALD 1989, 1994
Saltatoria - Heuschrecken (Insecta)	FISCHER und WACHTER 1993, KRATOCHWIL und ABMANN 1996a, ZEHM 1997
Coleoptera - Käfer (Insecta)	THIELE 1977, ABMANN und KRATOCHWIL 1995, KRATOCHWIL und ABMANN 1996a
Hymenoptera Apoidea - Wildbienen (Insecta)	KRATOCHWIL 1984, 1989b,c, KRATOCHWIL und KLATT 1989
Lepidoptera - Schmetterlinge (Insecta)	SSYMANK 1992, KARISCH 1995, RYRHOLM und HUEMER 1995
Pisces - Fische (Vertebrata)	WEBER-OLDECOP 1977
Herpetofauna - Amphibien, Reptilien (Vertebrata)	STRIJBOSCH 1977, KÄSTNER et al. 1993
Aves - Vögel (Vertebrata)	SEITZ 1982, MOSIMANN et al. 1987, MATTES 1988 a,b

sondern sie folgen, wie die Ergebnisse der Vegetationskomplex-Forschung belegen, Gesetzmäßigkeiten. Als ein typischer Vegetationskomplex-Bewohner der „Steppenheide“ kann der Apollo-Falter (*Parnassius apollo*, Papilionidae) beispielhaft angeführt werden. Die Larven fressen an *Sedum album* in Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften, der Falter hingegen nutzt das Nektarpflanzen-Spektrum von Trifolio-Geranietea-Gesellschaften (*Centaurea scabiosa*, *Scabiosa columbaria* u.a.). Als abiotische Strukturen sind ferner Felskanten wichtig, an denen die Männchen auf der Suche nach Weibchen patrouillieren. In den trockenen Inneralpen werden entsprechende Vegetationsmuster besiedelt, die dort etwas humidere Standortkomplexe kennzeichnen (Schwabe et al. 1992).

Auch die Einschränkung, nur pflanzensoziologische Ordnungen wären günstige Bezugseinheiten, kann so nicht verallgemeinert werden. Zweifellos gibt es auch Beispiele für Tierarten, die auf bestimmte pflanzensoziologische Ordnungen regional beschränkt sind. In vielen anderen Fällen hingegen sind genauere Affinitäten mit Pflanzengesellschaften aufzeigbar (s.u.).

**Zu 2):**

Die große Bedeutung der Pflanzengesellschaften liegt in ihrer Typisierbarkeit (auch objektiv mit mathematischen Methoden). Durch den Bezug zu definierten Pflanzen-

beständen werden auch die zoozöologischen Untersuchungsflächen „geeicht“. Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe spiegeln dabei in besonderer Weise einzelne Standortseigenschaften wider und bilden somit ein gutes Bezugsraster für zoologische Untersuchungen. Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe kennzeichnen bei entsprechend feiner Aufschlüsselung (z.B. unter Berücksichtigung von Strukturparametern) Raumstrukturen und Biotopqualitäten und geben gleichzeitig Aufschluß über raum- und zeitdynamische Prozesse. Daß bei einer biozönotischen Betrachtung auch zusätzliche Kriterien, die über die Vegetation hinausgehen, Berücksichtigung finden müssen, z.B. bestimmte Stratenbetrachtungen, sei betont.

Es geht grundsätzlich um den Versuch, die zoozöologischen Untersuchungen standortsbezogen durchzuführen. Aussagen, es gäbe keine Koinzidenz zwischen Pflanzengesellschaften, Vegetationskomplexen und Zootaxozönosen, stimmen in manchen Fällen; sie beziehen sich z.B. auf Tierarten, die eine größere ökologische Amplitude, sehr große Raumansprüche oder starke Bindungen an abiotische Faktoren haben.

**Zu 3):**

Der immer wieder in der Literatur (s. z.B. Blab 1988 a) angeführte Punkt, Koinzidenzen könne es höchstensfalls auf der Ebe-

**Tab. 8: Nutzung verschiedener Pflanzengesellschaften durch Urticophage (*Aglais urticae*, *Inachis io*, *Araschnia levana*; Raupe/ Falter); nach Angaben von Ebert und Rennwald (1991) für Baden-Württemberg und Randgebiete, ergänzt durch Weidemann (1995) sowie eigene Untersuchungen. Nicht ausgefüllte Quadrate: Nutzung schwach, ausgefüllte Quadrate: Nutzung stark.**

	Raupe			Falter		
	<i>Aglais</i> Raupe	<i>Inachis</i> Raupe	<i>Arasch.</i> Raupe	<i>Aglais</i> Falter	<i>Inachis</i> Falter	<i>Arasch.</i> Falter
<b>Pflanzengesellschaften trockener (sommerwärmer) Standorte</b>						
Fumario-Euphorbion				□		
Onopordion acanthii	?			■	□	
Dauco-Melilotion	■	□		■	□	■
Convolvulo-Agropyron (-frisch)	■	■		■	■	
Thero-Airion				□		
Mesobromion				■	□	□
Nardo-Callunetea (-frisch)				■	□	
Trifolion medii (-frisch)				■	□	■
Geranion sanguinei				□	□	□
Berberidion				■	□	□
<b>Pflanzengesellschaften wechsellückiger/ -feuchter Standorte</b>						
Molinion coeruleae				■		
<b>Pflanzengesellschaften frischer Standorte</b>						
Aperion				□		
Arction lappae		?		■	■	□
Aegopodion podagrariae	?	□	■	■	□	■
Alliarion			■		□	■
Convolvulion sepium (-feucht)	□	■	?	■	■	■
Epilobion/Atropion				□	□	□
Sambuco-Salicion capreae				■	□	□
Arrhenatherion	□	□	□	■	□	□
Polygono-Trisetion	□			■	□	
Cynosurion		□		□	□	
Adenostylinion alliariae				■	□	?
Pruno-Rubion fruticosi				□	□	□
Fagion sylvaticae			?		□	□
<b>Pflanzengesellschaften feuchter Standorte</b>						
Magnocaricion		□			□	
Caricion davallianae				□		
Agropyro-Rumicion		□			□	
Calthion		□	?	□	□	■
Juncion acutiflori				□	□	
Filipendulion		□		□		
Alnetea glutinosae			□		□	
Alno-Ulmion			■		□	□
Tilio-Acerion (-frisch)			?		□	□
<b>Sonstige</b>						
Carpinion			□		□	□
<b>kurz charakterisierte Raupen-Habitate</b>						
	<i>Aglais</i> : besonnt. geringe Luftfeuchte	<i>Inachis</i> : besonnt. luftfeucht	<i>Araschnia</i> : nicht besonnt. luftfeucht			

ne der monophagen Phytophagen und ihren Fraßpflanzen geben, ist so nicht zutreffend. Abgesehen von den Kriterien, daß sich eine Biozönose nicht nur durch „Leit-“ bzw. „Kennarten“ unter den Tieren,

sondern auch durch ihre charakteristische Artenkombination kennzeichnen läßt, können Affinitäten und Bindungen auf allen trophischen Ebenen bestehen. Als Gegenbeweis wird bei Riecken (z.B. 1996) an-

geführt, daß noch nicht einmal für Monophage eine Koinzidenz zuträfe. Er führt als Beispiel den Rüsselkäfer *Apion limonii*, der an *Limonium vulgare* lebt, an, und belegt die Aussage mit Vorkommenspunkten aus dem Bereich der Nordseeküste (s.u. Punkt 3).

Die Monophagie und die daraus erwachsene Koinzidenz zwischen dem Vorkommen des Phytophagen und dem Verbreitungsgebiet der Fraßpflanze ist viel differenzierter zu sehen. Neben dem syn- topon Vorkommen des Monophagen im gesamten Verbreitungsgebiet der Fraßpflanze, gibt es eine Vielzahl von Fällen, wo nicht nur das Vorkommen der Fraßpflanze allein entscheidend ist, sondern auch andere Faktoren (z.B. Strukturen) eine Rolle spielen. Bei diesen Fällen kann es keine Übereinstimmung in den Verbreitungsgebieten geben. Drei Faktoren, die neben der Monophagie eine wichtige Bedeutung haben, seien hier als Beispiele angeführt.

**Das Mikro- und Mesoklima**

Unter den Edelfaltern (Nymphalidae) gibt es eine Artengruppe, die nach ihrer Larvalpflanze als „Brennesselfalter“ charakterisiert werden („Urticophage“). Doch nicht an allen Standorten, wo die Brennesel vorkommt, sind auch z.B. *Inachis io*, *Aglais urticae* oder *Araschnia levana* zu finden. Eine Bedeutung haben mikro- und mesoklimatische Faktoren (Reinhardt und Richter 1978). Die Einnischung von *Aglais urticae* (trockene Standorts-Komplexe), *Inachis io* (mittlere Standort-Komplexe) und *Araschnia levana* (feuchte Standort-Komplexe) läßt sich über die Vegetation gut klassifizieren (Ebert und Rennwald 1991 a, b, Weidemann 1995); s. Tab. 8.

**Die Floren- und Faunengeschichte**

Neben mikro- und mesoklimatischen Gründen spielt im Falle des Landkärtchen-Falters *Araschnia levana* auch die Floren- und Faunengeschichte eine Rolle. *Araschnia levana* hat nach Abtrennung Englands vom Festland nacheiszeitlich dieses nicht besiedeln können, obwohl *Urtica dioica* dort weit verbreitet ist. Auch hier deckt sich das Verbreitungsgebiet von monophager Art und Fraßpflanze nicht.

**Bestimmte zusätzliche Strukturelemente**

Für das Vorkommen von *Apion limonii* sind neben dem Vorkommen der Larval-

pflanze *Limonium vulgare* natürliche durch Lage an Priel-Prallhängen bedingte Abbruchkanten notwendig (Tischler 1985). In Bereichen, an denen die natürliche Dynamik von Ebbe und Flut die Wurzeln von *Limonium* nicht freilegt, fehlt *Apion limonii*. Letztere Standorte zeigen, beschreibt man den dort vorkommenden Vegetationskomplex, neben dem Auftreten bestimmter struktureller Gegebenheiten, auch ein anderes Inventar an Pflanzengesellschaften. Auch hier kann die Verbreitung eines Monophagen mit der Vegetation in Koinzidenz gebracht werden, denn sie charakterisiert eben den Standort viel präziser als die Fraßpflanze selbst. Die Tab. 9 stellt die Mikro-Vegetationskomplexe von Gleit- und Prallhängen nach Schwabe (1991c) dar.

**Die Bindungsgrade von Tierarten und Tierartengruppen an bestimmte Lebensraum-Typen.**

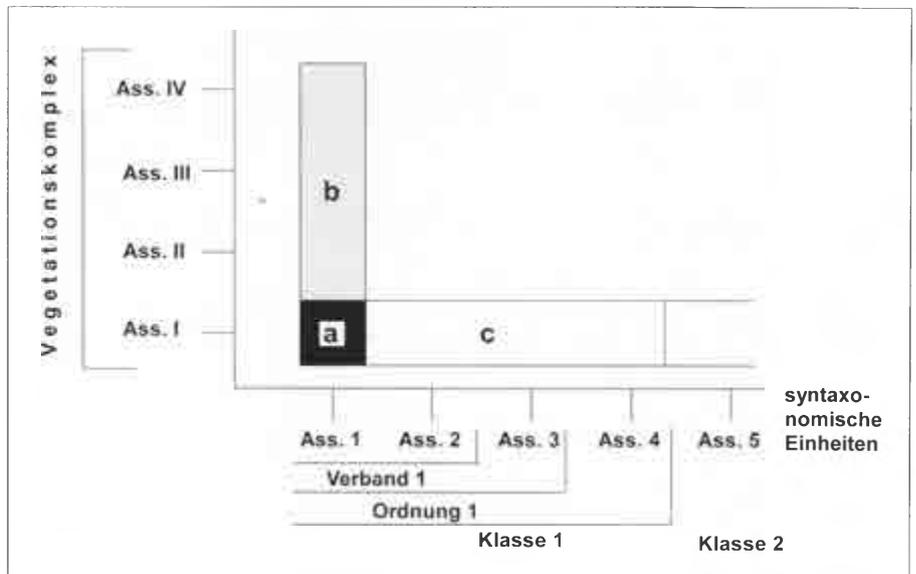
Analysiert man den Tierbestand eines Vegetationstyps, so findet man dort immer Tiergruppen recht unterschiedlichen Bindungsgrades aber gemeinsamen Vorkommens. Nach dem Grad ihrer Biotop-Bindung lassen sich Tierarten in eine der 4 folgenden Gruppen einstufen:

- Euzöne Arten (stenöke Standorts-Spezialisten).  
Man untergliedert sie in: zönobionte Arten (spezifische), die ausschließlich oder nahezu ausschließlich in einer bestimmten Zönose vorkommen, und zönophile Arten (präferente), die sich in einer bestimmten Zönose optimal entwickeln, aber auch in anderen Zönosen vorkommen können.
- Tychozöne Arten (euryöke Arten), die in vielen verschiedenen Zönosen optimal vorkommen. In einigen Fällen sind sie wichtige Differentialarten (Trennarten).
- Azöne Arten (Ubiquisten); ohne erkennbare Bindung.
- Xenozöne Arten: zufällige Arten, Irrgäste.

Eine Tiergemeinschaft (Zoozönose) ist eine Vergesellschaftung bestimmter, oft für einen definierten Vegetationstyp bzw. für einen Vegetationskomplex typischer Tierarten. Eine solche Tiergemeinschaft wird durch das Vorkommen von „Leitarten“ („regionalen Charakterarten“) gekennzeichnet, Tierarten, die auf diesen Lebensraum regional beschränkt sind.

**Tab. 9: Mikro-Vegetationskomplexe der Gleit- und Prallhängen (nach Schwabe 1991 c).**

Vegetationsbedeckung Zahl der Einheiten		Gleithang			Prallhang				
		80	70	80	60	70	70	60	70
D Gleit- hang	Salicornietum dolichostachyae Spartinetum townsendii	2b	3	3					
D Prall- hang	Puccinellietum maritimae, Optimalphase, <i>Limonium vulgare</i> -Fazies, Abbruch = * Artemisietum maritimae		1	+	3*	2a*	2b*	2a*	2b*
D Üb.g- Düne	Agropyretum juncei								2a
Sonst. perenn Veget. typen	Halimionietum portulacoidis	2b	2a	2a	2a	2a	3	2b	2b
	Puccinellietum maritimae, Optimalphase	3	2b	2b	2a	2b	2a		2a
	Puccinellietum maritimae, Initialphase	2a	2a	2a	2a	2a		2a	
	<i>Juncus maritimus</i> -Bestände Puccinellietum maritimae festucetosum litoralis						+		2a
Sonst. Therophy- ten-Best.	Salicornietum ramossissimae ohne <i>Suaeda maritima</i> <i>Suaeda maritima</i> -Vorkommen	2a	1		2a	3	2m	+	+
Substrat		vorwiegend Schlick			vorwiegend Sand				



**Abb. 5: Unterschiedliche Bindungsgrade von Tierarten und Tierarten-Gruppen an verschiedene pflanzensoziologische Einheiten: a) Assoziations-spezifische Tierarten und Tierarten-Gruppen, b) Vegetationskomplex-spezifische Arten und Artengruppen, c) Verbands-, Ordnungs- oder Klassen-spezifische Arten- und Artengruppen. Hinzu kommen Tierarten ohne Vegetationsbindung.**

Euzöne Arten (stenöke Standortsspezialisten) sind in der Regel immer auch Leitarten einer Biozönose. Dabei durchlaufen sie im Regelfall alle Entwicklungsstadien (z.B. Ei-, Larven-, Puppen- und Adultstadium) in diesem Raum (biotopeigene Arten). Demgegenüber sind die tychozönen Arten keine Leitarten der Biozönose. Dennoch können tychozöne Arten eine

wichtige Bedeutung als Differentialarten haben („Bioindikatoren“ für trockenere und frischere Standortsbedingungen, Differentialarten bestimmter Höhenstufen, „Störzeiger“ u.a.m.). Azöne und xenozöne Arten haben keine Bedeutung für die Kennzeichnung einer Biozönose. Xenozöne Arten können jedoch Leitarten anderer Zönosen sein.

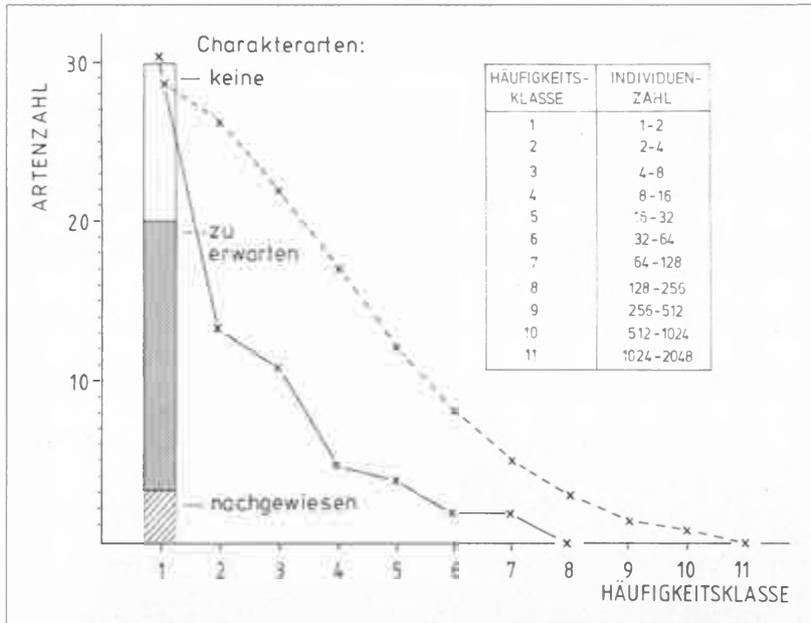


Abb. 6: Arten- / und Individuenzahl-Verteilung nach Preston (1949). Auf der Abszisse ist die Anzahl der Individuen pro Art gestaffelt in Häufigkeitsklassen abgetragen, auf der Ordinate die Anzahl der Arten pro Häufigkeitsklasse. Bei den Häufigkeitsklassen handelt es sich um eine Reihe von „Oktaven“, wobei eine „Oktave“ einem Intervall gleichzusetzen ist, in dem sich die Individuenzahl pro Art verdoppelt. Arten, deren Individuenzahl zwei Häufigkeitsklassen zuzuordnen ist (z.B. 2, 4, 8, 16 usw.), werden je nach Häufigkeitsklasse nur zur Hälfte gewertet. Die ausgezogene Linie stellt die absoluten Werte eines Fallbeispiels dar, die unterbrochene Linie die berechnete Erwartungskurve (zum Rechenvorgang s. Preston 1949). Für die Häufigkeitsklasse 1 ist in dem dort eingezeichneten Balken die Anzahl der nachgewiesenen Charakterarten schraffiert dargestellt. Aufgrund der bekannten Vergesellschaftung ist es möglich, auf die noch zu erwartende Anzahl anderer Charakterarten (gerastert) zu schließen. Ein bestimmter Teil seltener Arten stellt keine Charakterarten dar, z.T. sind es xenozöne Arten. Solche Spektren können auch für die anderen Häufigkeitsklassen dargestellt werden, der Anteil der Charakterarten nimmt mit zunehmender Häufigkeitsklasse ab.

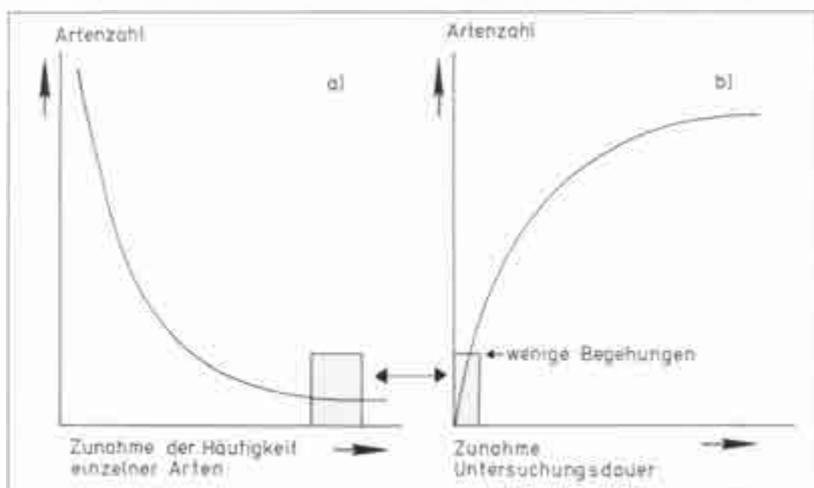


Abb. 7: In einem Lebensraum kommen in der Regel (Ausnahmen: „Zweites Thienemann'sches Gesetz“; Thienemann 1939) seltene Arten häufiger vor als solche mit hohen Individuenzahlen (a). Bei einer nur kurzen Untersuchungsdauer werden nur wenige Arten erfaßt; es handelt sich mit hoher Wahrscheinlichkeit zumeist um Arten mit einer hohen Individuenzahl (weitere Angaben s. Text).

Koinzidenzen mit Landschaftsausschnitten

Die Festlegung zoologischer Leitarten erfordert die Unterscheidung zweier unterschiedlicher Typen:

- a) regional Pflanzengesellschafts-spezifische Tierarten und Tierarten-Gruppen Leitarten können, wie in der Pflanzensoziologie auch, auf unterschiedlichen hierarchischen Niveaus abgegrenzt werden in Assoziations-, Verbands-, Ordnungs- und Klassen-spezifische Arten (Abb. 5); Beispiele s. Kratochwil 1987, 1991 b.
- b) regional Vegetationskomplex-spezifische Tierarten und Tierarten-Gruppen. Hinzu treten Tierarten ohne Vegetationsbindung.

Tiere müssen keinesfalls wie im Falle a des Diagramms (Abb. 5) nur an eine Assoziation gebunden sein, dies ist der seltenere Fall. Die meisten Tierarten benötigen ein Mosaik bestimmter Pflanzengesellschaften als Lebensraum (Fall b). Das Aufsuchen verschiedener Pflanzengesellschaften bedeutet dabei nicht, daß solche Tierarten euryök sein müssen. Das Gegenteil ist häufig der Fall: Gerade bestimmte Requisiten und Ressourcen sind es, die in Kombination nur in ganz bestimmten Vegetationskomplexen vorhanden sind (Beispiele s. Kratochwil 1987, 1991b).

Solche definierten Vegetationskomplexe sind nicht nur klar abgrenzbar und typisierbar, sie enthalten auch typische abiotische Landschaftsstrukturen. Auch diese zeigen, wie die einzelnen, einen Vegetationskomplex aufbauenden Vegetationstypen, unterschiedliche Bindungsgrade. Entsprechend können spezifische abiotische Elemente auch mit einem bestimmten Wahrscheinlichkeitsgrad Bestandteil definierter Vegetationskomplexe sein. Aufgrund all dieser Eigenschaften kann die Hypothese formuliert werden, daß bereits a priori mit einem hohen Grad an Wahrscheinlichkeit in Vegetationskomplexen gleichen Typs und entsprechender Flächengröße auch entsprechende oder verwandte Tierarten-Gemeinschaften vorkommen. Eine solche Aussage gilt jedoch immer nur für einen oder wenige zusammenhängende Naturräume. Überregional betrachtet bieten jeweils strukturell korrespondierende Vegetationskomplexe der Zippammer *Emberiza cia* Lebensraum; jeweils sind Indikatorgesellschaften für Sommerwärme und Wintermilde u.a. vorhanden; dies gilt auch für Vorkommen in Wein-

bergen. So hat die Zippammer im Südschwarzwald ihren Schwerpunkt in Flügeliginsterweiden-/Fels-Vegetationskomplexen und struktur-analogen „Schlagrasen“-Komplexen, in Graubünden in strukturanalogen Festuco-Brometea-/Fels-Vegetationskomplexen (Schwabe und Mann 1990).

**Zur Vergesellschaftung von Tierarten**

Ein wesentliches Kriterium für die Charakterisierung von Zoozönosen ist nicht nur das Auftreten von bestimmten Leitarten unter den Tierarten, die gleichzeitig auch immer eine große Indikatorfunktion als „Leitorganismen“ haben, sondern auch das regelmäßige Auftreten von bestimmten Artenverbindungen. So ist z.B. im Flügeliginsterweiden-/Fels-Vegetationskomplex im Schwarzwald, der in einer Höhenlage von 700-1000 m vorkommt, die Zippammer in der Regel immer wieder vergesellschaftet mit dem Schmetterlingshaft *Ascalaphus libelluloides* (Ascalaphidae), dem Hainveilchen-Perlmutterfalter *Clossiana dia* (Nymphalidae), dem Brombeer-Zipfelfalter *Callophrys rubi* (Lycaenidae), der Rotflügeligen Schnarrschrecke *Psophus stridulus* (Acrididae) und dem Ameisenlöwen *Myrmeleon formicarius* (Plannipennia).

**4.2.4 Zoologische Aufnahme und Bewertung**

Aufgrund der Kenntnisse der Koinzidenz von Pflanzengesellschaften, Vegetationskomplexen und bestimmten euzönen Tierarten und Tierarten-Gruppen können generalisierende Aussagen über das Vorkommen potentieller Tierarten-Gemeinschaften in einem definierten Vegetationsmosaik einer bestimmten Region gemacht werden. Zoologische Erhebungen lassen sich aufgrund des Arbeitsaufwandes oft nur auf wenigen Flächen durchführen; sie sollten sich dann auf typisierbare Flächen beschränken. Dies können auch typisierbare Transekte sein (s.u.).

Zoologische Bestandsaufnahmen sind aufgrund der hohen Artenzahlen, der häufig nur kurzen Aktivitätszeit einzelner Tiergruppen, der oft verborgenen Lebensweise einzelner Arten sowie in vielen Fällen wegen großer Determinationschwierigkeiten außerordentlich aufwendig. Der Anspruch, alle Tierarten eines Lebensraumes zu erfassen, ist illusorisch. Aus diesem Grund muß eine Auswahl getroffen werden. Folgt man dem „Indikationsprin-

**Tab. 10: Wichtige Indikator-Tiergruppen bezogen auf Lebensräume nach Plachter (1989); verändert und ergänzt.**

	Säu- ger	Vö- gel	Rep- tilien	Am- phi- bien	Libel- len	Heu- schr.	Lauf- käfer ■/ holz- brüt. Käfer Δ	Tag- falter ■ Nacht- falter Δ	Wild- bienen	Land- ■/ Was- ser- mol- lusk. Δ
offene Quellen				■	■					Δ
Fließgewässer		■		■	■					Δ
Seen		■		■	■					Δ
Weiber, Teiche		■		■	■					Δ
Tümpel				■	■					
veget. arme Ufer		■				■	■			
Röhrichte	■	■	■		■			Δ		
Seggenriede	■	■	■		■	■		Δ		
Niedermoore	■	■	■	■	■	■		■		
Hochmoore			■		■			■		
Quellsümpfe	■	■			■					
Streu-/Naßwie- sen	■	■	■			■		■		
Hochstauden- fluren, feucht	■	■	■	■		■		■ Δ		
Intensivgrünl.		■				■				
Ruderalfluren	■	■				■		■ Δ	■	■
Borstgrasrasen, Zwergstr. heid.		■	■			■		■	■	
Sandrasen		■	■			■	■	■ Δ	■	■
Halbtrockenras.		■				■	■	■ Δ	■	■
Volltrockenras.		■				■	■	■ Δ	■	■
Fels-, Schotter- fluren		■	■			■		■	■	■
Gebüsche	■	■				■		■		
Au-/Bruchwäld.	■	■	■		■			■ Δ		■ Δ
Laub-/Mischw.	■	■		■			Δ			■
Nadelwald	■	■	■				Δ			
Weinberge		■	■			■	■	■ Δ		■
Acker	■	■				■	■			
Streuobstwiesen	■	■	■			■	■ Δ	■ Δ		■
Erlaufschlüsse	■	■	■	■	■	■	■			
Siedlungen	■	■						■		

zip“, dann sollten die Zielarten (s. Kap. 2.2, 2.3) die genaueste Aussage über die Qualität eines Lebensraumes erlauben. Wenn dies zutrifft, dann stellt sich allgemein die Frage nach dem Aufwand der Nachweisbarkeit.

Euzöne Arten (stenöke Standortsspezialisten), die als Zielarten in Frage kommen, sind in der Regel selten und kommen auch nur in kleinen Populationen vor. Eine Abweichung von dieser Regel trifft nur für sehr extreme Lebensräume zu, z.B. Küstenökosysteme. Hier gilt das „Zweite biozönotische Grundprinzip“ von Thienemann (1939), das besagt, daß in diesen artenärmeren Extrem-Lebensräumen viele der dort vorkommenden ste-

nöken Arten in hohen Individuenzahlen auftreten. Für die meisten artenreicheren Lebensräume gilt jedoch das „Erste biozönotische Grundprinzip“: „Vielseitige Lebensbedingungen in einem Biotop ermöglichen hohe Artendichte der zugehörigen Lebensgemeinschaft bei relativ geringer Individuenzahl der beteiligten Arten. Ein solcher Zusammenhang spiegelt sich in der sog. Preston-Verteilung (Preston 1949) wider (Abb. 6). Häufig sind sie, wie die meisten Arthropoden, auch nur kurze Zeitspannen im Jahr aktiv. Ein weiteres Problem liegt in der oft schwierigen Determination.

Der Zusammenhang der regelmäßigen Vergesellschaftung bestimmter Leitarten

Tab. 11: Die verschiedenen Raumstruktur-Typen innerhalb eines Biotops (in Anlehnung an Tischler 1947)

TOPISCHE EINHEIT	BIOTISCHE EINHEIT	BEISPIELE
<i>STRATOTOP</i>	<i>STRATOZÖNOSE</i>	
<i>horizontale Strukturen</i>		<i>Kronenschicht Strauchschicht Krautschicht Streuschicht Krautschicht</i>
<i>CHORIOTOP</i>	<i>CHORIOZÖNOSE</i>	
<i>eigenständige vertikale Strukturen des gesamten Raumes oder Teile des Stratotopes</i>		<i>Baum Baumstumpf Strauch Tierleiche Exkrememente Ameisenhaufen Vogelnest</i>
<i>MEROTOP</i>	<i>MEROZÖNOSE</i>	
<i>Struktur-Element innerhalb eines Strato- oder Choriotopes</i>		<i>Blattbewohner Holzbewohner Rindenbewohner Blütenbewohner Blütenbesucher</i>

ten, die gleichzeitig zumeist als stenöke Arten den Lebensraum der Biozönose in besonderer Weise charakterisieren, ermöglicht es, daß der Nachweis einzelner weniger Leitarten gleichzeitig auch das Vorkommen einer Vielzahl anderer, jedoch nicht direkt nachgewiesener Arten indiziert. Aufgrund des hohen Artenreichtums ist die Wahrscheinlichkeit, an einem Standort eine oder wenige der vielen dort vorkommenden stenöken, aber individuenarmen Indikatoren nachzuweisen, sehr hoch. Je größer der allgemeine Kenntnisstand über die Vergesellschaftung von Tierarten ist, um so leichter sind Prognosen zu treffen. Aus diesem Zusammenhang erwächst die Forderung, den Forschungsstand über die Zusammensetzung regionaler Indikator-Tierartengruppen insoweit zu vergrößern, so daß Einschätzungen leichter getroffen werden können.

Mit dieser Methode gelingt es, Lebens-

gemeinschaften zu bewerten. Eine Erfassung euryöker Arten ist aufgrund ihrer großen Individuenzahl leicht (Abb. 7), auch bei einer nicht intensiven und gezielten Untersuchung sind sie immer gut erfaßbar, aber sie haben kaum einen Indikatorwert. Bei einer sich auf die „Zielarten-Methode“ gründenden Vorgehensweise hingegen liegt der Wert auf einer gezielten, qualitativen und selektiven Erfassung solcher Arten, die eine hohe Aussagekraft haben. Bei landschaftsökologischen Untersuchungen, bei denen auch nur kurze Zeiträume und große Untersuchungsgebiete vorgegeben sind, kann man nur über die „Zielarten-Methode“ zum Erfolg kommen, nicht jedoch mit nur rein quantitativen Methoden (z.B. Barberfallen, Lichtfallen, Malaisefallen). Schon allein das riesige Material, das bei nicht-selektiven Erfassungsmethoden anfällt, kann in dem in der Regel sehr kurzen zur Verfügung ste-

henden Zeitraum nur zu einem geringen Prozentsatz ausgewertet werden. Sollten dennoch nichtselektive Verfahren Anwendung finden, so sind „Minimalprogramme“ ein Kompromiß (s. z.B. Rümer und Mühlenberg 1988).

Die Tab. 10 stellt in Anlehnung an Plachter (1989) die wichtigsten Indikator-Tiergruppen bezogen auf Lebensräume zusammen. Ein für Fachplanungen realistisches Konzept zur Auswahl einzelner Tiergruppen sowie Angaben über die Intensität der Bestandsaufnahme – bezogen auf unterschiedliche Planungsebenen – gibt Reck (1990); weiterführende methodische Standards finden sich bei Trautner (1992).

Eine Möglichkeit, den Aufwand zu reduzieren, besteht in der Beschränkung auf bestimmte ökologische Gilden, die für einen Vegetationskomplex einen hohen Indikatorwert haben. Offenlandstandorte, die durch zahlreiche blühende Höhere Pflanzenarten charakterisiert sind, lassen sich gut durch Blütenbesucher-Gemeinschaften charakterisieren (Schmetterlinge, Wildbienen, Schwebfliegen, blütenbesuchende Käfer). In Ergänzung dazu können Heuschrecken und Reptilien an trockenen, Libellen und Amphibien im feuchten Bereich erfaßt werden.

Nach unserer Erfahrung hat es sich auch bei großräumigen Bestandserfassungen bewährt, in ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen definierter Pflanzengesellschaften bzw. innerhalb des Pflanzengesellschafts-Inventars über Kurzstrecken-Transekten (in der Regel 200 m Länge) durch Sichtfang oder Sichtbeobachtung bestimmte Zielartengruppen unter den tagaktiven Tiergruppen zu erfassen. In den Dauerbeobachtungsflächen werden zusätzlich Bodenfallen für maximal 2-3 jahreszeitliche Aspekte in definierten Pflanzengesellschaften ausgebracht. Eine ornithologische Bestandsaufnahme, eventuell auch von Säugetieren oder anderen gut kenntlichen und aussagekräftigen Tiergruppen (z.B. Tagfalter), geschieht am besten innerhalb von Langstrecken-Transekten (Länge ca. 2 km), wobei alle unterschiedlichen Vegetationskomplexe berührt werden sollten. Von besonderer Bedeutung ist die zusätzliche zoologische Begutachtung bestimmter Strukturelemente, die durch eine Vegetationskomplex-Erfassung aber auch als Zusatzinformationen erfaßt werden können; z.B. vegetationsfreie Stellen wie Steilhänge, Mauern, Gebäude u.a.

## 5. Zielartenkonzept, Bioindikation und das Prinzip der „induktiven Generalisierung“

### Zielarten-Konzept

Bevor die zoologischen Untersuchungen in einem Gebiet beginnen, können allein schon aufgrund der vegetationskundlichen Vorarbeit zwei Entscheidungen getroffen werden:

- die Auswahl der in den Vegetationskomplexen zu erwartenden und zu überprüfenden Zootaxozöosen bzw. deren Leitarten-Gruppen
- die Auswahl bestimmter Zielarten und Zielarten-Gruppen der ausgesuchten Zootaxozöosen.

Die Voraussetzung für eine Zuordnung ist eine Bewertung der zu erwartenden Arten. Verschiedene Bewertungskriterien wurden in Kap. 3 benannt. In der Regel sind Zielarten auch solche der „Roten Liste“, gerade aber für Gebiete geringerer biotischer Qualität („Durchschnitts-Landschaften“) müssen andere Bewertungskriterien, deren Reihenfolge festzulegen ist, herangezogen werden.

Sind diese Zielarten-Gruppen bestimmt, dann ist es auch wesentlich einfacher:

- eine Auswahl der zu untersuchenden Habitattypen-Spektrums zu treffen (s. Tab. 11)
- zur Hauptaktivitätszeit dieser Zielarten die jeweiligen Untersuchungsgebiete aufzusuchen.

Vielfach wird das Argument angeführt, daß aufgrund der Mobilität vieler Tierarten der Nachweis der Biotop-Indigenität vieler Tierarten sehr schwer zu beurteilen ist. Auch muß zwangsläufig der Fundort nicht dem Gesamtlebensraum einer Art (Monotop) oder der Population (Demotop) gleichzusetzen sein, in dem alle Entwicklungsstadien durchlaufen werden. Untersuchungen bestimmter gut flugfähiger Tiergruppen (Tagfalter, Wildbienen, Schwebfliegen) haben gezeigt, daß die Volltrockenrasen, Halbtrockenrasen und Pfeifengraswiesen auch einen besonders hohen Anteil biotop-eigener Arten besitzen (s. dazu auch die sehr instruktive Tabelle für Tagfalter von Rennwald in Ebert und Rennwald 1991, Band 2: 52-68). Diese stellen gleichzeitig auch Zielarten dar, die aus Naturschutzsicht erhalten werden sollten. Glatt-haferwiesen hingegen waren dadurch gekennzeichnet, daß ihre Artenzusammensetzung viel stärker durch Zuflug aus um-

gebenden Lebensräumen beeinflusst wurde (Kratochwil 1989b). Dieses Beispiel belegt, daß eine Einschätzung einzelner Biozöosen häufig von ihrer räumlichen Einbindung in bezug zu anderen Lebensgemeinschaften abhängt.

### Bioindikation

Praxisbezogene naturschutzfachliche Zustands- und Raumbewertungen erfolgen zur Zeit in der Regel über die „Indikationsmethode“. Im Sinne von Bick (1982) versteht man unter „Bioindikation“ die Verwendung von Organismen als Zeigerarten für bestimmte Standortsbedingungen und Biotopqualitäten. Wir erweitern in diesem Sinne den Begriff „Bioindikation“ auch auf die Indikatorfunktion ganzer Lebensgemeinschaften, wie er auch von Schaefer (1992) und Wilmanns (1993) verwendet wird.

Über die grundsätzliche Bedeutung von Indikatorarten bzw. -Artengruppen ist man sich allgemein einig (Blab 1988b, Riecken 1989), über den Grad der Indikatorfunktion von einzelnen Tierarten bzw. -gemeinschaften fehlen jedoch noch viele Informationen. Beispiele für zoologische Indikatorarten gibt Plachter (1989). Demgegenüber liegt umfangreiches Datenmaterial auf vegetationskundlicher Seite vor (s. z.B. die Zeigerwerte von Ellenberg et al. 1991).

### Prinzip der „induktiven Generalisierung“

Durch die Vegetation, ihre Nutzungsweise sowie bestimmte dort vorkommende abiotische Strukturelemente wird ein Habitatmuster für die Tierwelt vorgezeichnet, das sich typisieren läßt (Kratochwil 1987, Schwabe 1988). Hierauf bezieht sich die Auswahl weniger repräsentativer zoologischer Aufnahmeflächen. Liegen genügend Stichproben vor, die den Zusammenhang „Zoozönose/Vegetationseinheit“ bestätigen, dann darf in einem engeren Gebiet aus der Kenntnis der Vegetation auf potentielle Tierarten-Vorkommen geschlossen werden („Induktive Generalisierung“).

## 6 Fallbeispiele biozöologischer Untersuchungen zur naturschutzfachlichen Bewertung

### 6.1 Beurteilung von Sukzessionsstadien

Nicht mehr regelmäßig gemähte Halbtrockenrasen stellen Übergangsstadien zwischen Halbtrockenrasen (Mesobrometum)

Tab. 12: Stetigkeitsvergleich einiger Saumpflanzenarten: Aufnahmen von v. Rochow (1948) und Kratochwil (1984).

Zunahme Saum-Pflanzenarten: Stetigkeitsvergleich		
	A: 22 Aufnahmen v. ROCHOW, 1944	B: 37 Aufnahmen KRATOCHWIL, 1983
	A	B
<i>Bupleurum falcatum</i> L.	+	III <sup>+</sup> -2
<i>Coronilla varia</i> L.	II <sup>+</sup> -2	IV <sup>+</sup> -2
<i>Peucedanum cervaria</i> (L.) Lap.	.	II <sup>+</sup> -2
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Med.	r	II <sup>+</sup> -1
<i>Geranium sanguineum</i> L.	II <sup>+</sup> -1	V <sup>+</sup> -2
<i>Galium glaucum</i> L.	r	III <sup>+</sup> -2
<i>Aster amellus</i> L.	r	V <sup>+</sup> -2
<i>Origanum vulgare</i> L.	II <sup>+</sup> -1	V <sup>+</sup> -2
<i>Viola hirta</i> L.	r	III <sup>+</sup> -1
<i>Inula conyzs</i> DC.	.	III <sup>+</sup> -1

einerseits und Saumgesellschaften der Trifolio-Geranietea andererseits dar. Sie gehören mit zu den artenreichsten, im Jahresverlauf blumenbuntesten und farbenprächtigsten Pflanzengesellschaften Mitteleuropas (Kratochwil 1983, 1984, Wilmanns 1975, 1989). Auf nur 50 m<sup>2</sup> kommen bis zu 78 Pflanzenarten vor, so z.B. im südwestdeutschen Raum im Gebiet des Kaiserstuhls (Wilmanns 1989). Dieser hohe Artenreichtum beruht darauf, daß die typischen Arten der Festuco-Brometea zwar im Laufe der Sukzession quantitativ abnehmen, aber von den eindringenden Arten der Trifolio-Geranietea nicht völlig verdrängt werden (Wilmanns und Kratochwil 1983). Die Zunahme von Saumarten belegt auch ein Stetigkeitsvergleich zwischen Aufnahmen von v. Rochow (1948) mit eigenen Aufnahmen (Tab. 12). Zu entsprechenden Ergebnissen kamen auch Wilmanns und Mitarbeiter bei einer genauen Analyse der Mesobrometen im gesamten Gebiet (Wilmanns 1975, 1989).

Der große Pflanzenarten-Reichtum spiegelt sich auch in einer entsprechend großen Artenmannigfaltigkeit an Tierarten wider. So ergaben zweijährige Untersuchungen über die blütenbesuchende Entomofauna auf einem 0,4 ha großen ver-saumten Halbtrockenrasen-Hang im Zentrum des Kaiserstuhls das Vorkommen von allein 132 Wildbienen-, 60 tagfliegenden

Schmetterlings- und 70 Schwebfliegen-Arten (Kratochwil 1984). Im Falle der Wildbienen und Tagfalter entspricht dies ungefähr 1/3 bis 1/4 aller in der Bundesrepublik Deutschland vorkommenden Arten.

Die Halbtrockenrasen des südwestdeutschen Raumes zeichnen sich durch einen für mitteleuropäische Verhältnisse besonders hohen Prozentsatz an submediterranen und einigen subkontinentalen Pflanzen- und Tierarten aus. Diese Arten leben hier am Rande ihres Verbreitungsareals. Ihr Vorkommen ist nur aus der Floren-

und Faunengeschichte zu verstehen: In der Spät- und frühen Nacheiszeit sind kontinentale Steppenarten, in der postglazialen Wärmezeit (sub-)mediterrane Arten nach Mitteleuropa eingewandert. Einstmals weit in Mitteleuropa verbreitet, existieren solche Arten heute nur noch an bestimmten, mikro- und mesoklimatisch besonders begünstigten Standortsinseln, geographisch separiert, disjunkt verbreitet an der Arealgrenze, populationsgenetisch isoliert und damit abgekoppelt vom Zentrum ihrer Hauptverbreitung und dies wahr-

scheinlich über eine sehr lange Zeit. Ein Zuzug aus dem Süden oder Osten ist bei den Wildbienen aber auch bei den Reliktarten unter den Schmetterlingen unwahrscheinlich, in noch geringerem Maße gilt dies für weniger flugfähige oder flugunfähige Arten.

Analysiert man das Sukzessionsgeschehen unter arealgeographischen Gesichtspunkten, so verringert sich mit der Abnahme der Festuco-Brometea-Arten das submediterrane Florenelement, analog steigt durch die Zunahme der Trifolio-Geranietea-Arten das subkontinentale Element (Abb. 8).

In welchem Ausmaß reagieren die blütenbesuchenden Insektenarten auf eine Sukzession? Vergleicht man einen regelmäßig gemähten Halbtrockenrasen mit einem versauerten, so lassen die Arealtypenspektren der Wildbienen und der Tagfalter Unterschiede erkennen (Abb. 9, Abb. 10). Bei den Wildbienen liegt der Prozentsatz der europäisch/eurosibirisch verbreiteten Arten im versauerten Mesobrometum um 11 % höher, die des submediterranen um 12 % niedriger; bei den Tagfaltern erhöht sich mit der Sukzession besonders der Anteil der subkontinentalen Arten um 7 % (s. dazu auch Kratochwil 1983). Somit ist auch hier eine Sukzession nicht negativ zu beurteilen. In solchen Lebensräumen sind die submediterranen und subkontinentalen Reliktarten die Zielgruppe, deren Erhaltung aus Naturschutz-Sicht im Vordergrund stehen muß. Deshalb sind beide Stadien, gemähte und ungemähte Bestände, in möglichst kleinflächigem Mosaik zu erhalten.

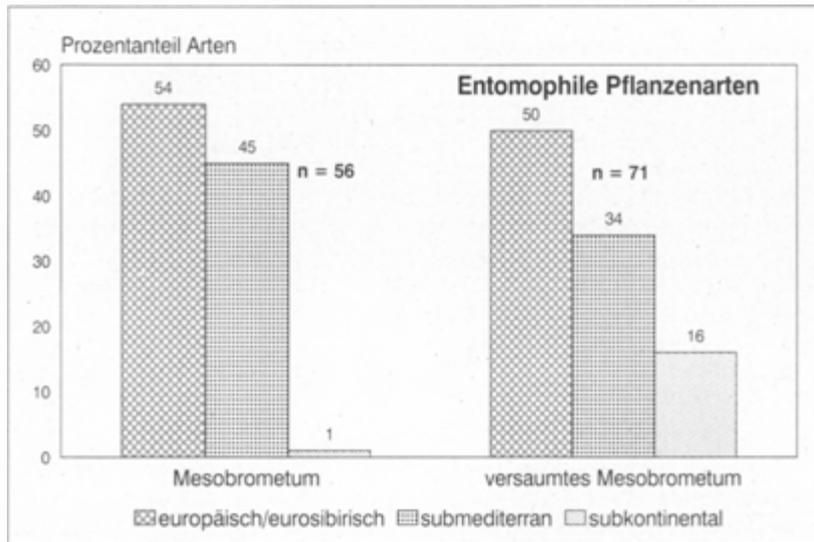


Abb. 8: Das Arealtypen-Spektrum der entomophilen Pflanzenarten eines Mesobrometum und eines „versauerten“ Mesobrometum in Hinblick auf das europäisch/eurosibirische, submediterrane und subkontinentale Florenelement (Südliche Oberrheinebene, Kaiserstuhl).

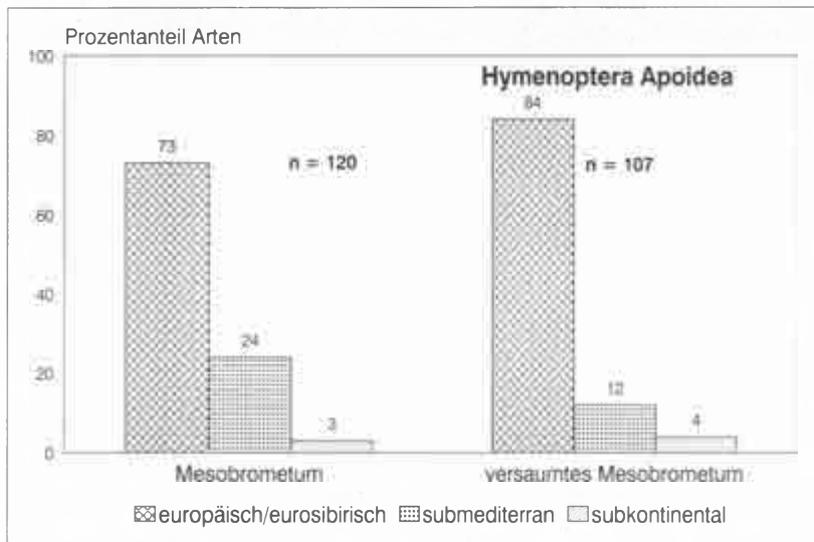


Abb. 9: Das Arealtypen-Spektrum der Wildbienen (Hymenoptera Apoidea) eines Mesobrometum und eines „versauerten“ Mesobrometum in Hinblick auf das europäisch/eurosibirische, submediterrane und subkontinentale Florenelement (Südliche Oberrheinebene, Kaiserstuhl).

## 6.2 Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten: der Faktor Mahd

Sieht man von den wenigen Primärstandorten (z.B. Volltrockenrasen, Hochmoore) ab, so handelt es sich bei den meisten aus Naturschutz-Sicht bedeutsamen Gebieten Mitteleuropas um solche, bei denen bestimmte extensive anthropo-zoogene Faktoren die hohe Biodiversität bewirkt haben: z.B. die Mahd, Beweidung oder besondere Formen der historischen Wald-Bewirtschaftung. Für den Naturschutz stellt sich die Frage, wo bestimmte Maßnahmen, wie, wann und in welchem Umfang durchgeführt werden müssen. Auch hierbei ist das Zielarten-Konzept die nach unserer Sicht einzige Möglichkeit der Vorgehensweise. Dies sei im folgenden modellartig am Beispiel der Auswahl des Mahdzeit-

punktes in einem Halbtrockenrasen (Mesobrometum) und in einer Pfeifengraswiese (Molinietum) demonstriert (Bereich: Südliche Oberrheinebene).

Der Zeitpunkt der Mahd darf

■ nicht vor dem blühphänologischen Höhepunkt der jeweiligen Pflanzengesellschaft liegen

■ nicht die Blühzeit der Rote-Liste-Arten tangieren

■ nicht in die Blühzeit derjenigen Arten fallen, die in pflanzensoziologischer oder arealgeographischer Hinsicht die jeweiligen Pflanzengesellschaften charakterisieren.

**a) Mesobrometum**

Die Erhaltung eines typischen blumenbunten Halbtrockenrasens und die Blüte und die Fruchtbarkeit möglichst vieler für das Mesobrometum typischer Pflanzenarten kann nur bei einem Mahdzeitpunkt gewährleistet werden, der frühestens Mitte bis Ende Juli liegt, wenn die Samenreife der charakterisierenden Arten weitgehend abgeschlossen ist. Eine Mahd vor der 1. Juli-Dekade ist aus blühphänologischer Sicht abzulehnen. Unter Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten erscheint ein Mahdtermin in der letzten Juli-Dekade des August günstig. Unter Berücksichtigung der Blühphänologie der im Mesobrometum vorkommenden Rote-Liste-Arten und solcher Arten, die in pflanzensoziologischer Hinsicht (Brometalia-, Mesobromion-, bestimmte Festuco-Brometea-Arten) und in arealgeo-

graphischer Hinsicht (submediterrane und submediterrane-subatlantische Arten) diese Gesellschaft kennzeichnen, kann nur ein Mahdtermin Ende Juli als gesellschaftstypisch und -erhaltend angesehen werden (s. Abb. 11).

**b) Molinietum (Pfeifengraswiese)**

Nur bei einem späten Mahdtermin erreichen die das Molinietum besonders charakterisierenden Arten die Blüh- und Fruchtzeit. Unter Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten sollte sich der Mahdtermin im Untersuchungsgebiet nach der Blühzeit von *Parnassia palustris* richten. Die Samenreife eines Großteils der Population ist in der 1. September-Dekade abgeschlossen, eine Mahd wird deshalb in der 2. September-Dekade vorgeschlagen. Unter Berücksichtigung der Blühphänologie der im Molinietum vorkommenden entomophilen Rote-Liste-Arten und solcher Arten, die in pflanzensoziologischer und arealgeographischer Hinsicht diese Gesellschaft charakterisieren, kann als Mahdzeitpunkt nur die 2. September-Dekade als gesellschaftstypisch und -erhaltend vorgeschlagen werden (s. Abb. 11).

Im Vergleich wird deutlich, daß für das Mesobrometum ein Mahdtermin Ende Juli als gesellschaftstypisch und -erhaltend angesehen werden kann, im Molinietum hingegen die 2. September-Dekade ein geeigneter Zeitpunkt für eine Mahd darstellt.

Der Mahdzeitpunkt darf auch nicht in

die Hauptaktivitäts- und Fortpflanzungszeit der diese Phytozönosen charakterisierenden Tierarten fallen. Untersuchungen in einem Halbtrockenrasen belegen am Beispiel der Wildbienen (Hymenoptera Apoidea) und Tag-/Dickkopffalter und Bluts-tröpfchen (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae), daß die Blühzeit der submediterranen Pflanzenarten und die Aktivitätszeit der sie besuchenden Insekten-gemeinschaft miteinander koinzidieren (Kratochwil 1988 c); Abb. 12. Unter dem Gesichtspunkt der Erhaltung submediterraner und subkontinentaler Elemente der Biozönose als Zielartengruppe ist der oben vorgeschlagene Mahdtermin angemessen.

An solchen Sekundärstandorten kann nur der anthropozoogene Einfluß (in diesem Fall die Mahd) einen hohen Anteil an Arten des submediterranen Elementes bewirken. Der Zeitpunkt der Mahd koinzidiert mit der Trockenzeit im Hauptverbreitungsgebiet der Trockenrasen im submediterranen/mediterranen Raum. Die Mahd hat in ihrer Wirkung eine ähnliche Funktion.

**6.3 Beurteilung von Umwelteinflüssen in Naturschutzgebieten:**

– **Der Faktor „Düngung“ an Offenlandstandorten**

Auf der Basis mehrjähriger Untersuchungen in einem kleinräumigen Mosaik verschiedener meso- und eutraphenter Grünlandgesellschaften (Naturschutzgebiet „Taubergießen“, Südliche Oberrheinebene; s. Steffny et al. 1984, Kratochwil 1989 c) war es möglich, über einen aktualistischen Vergleich die Veränderungen im Biozönosegefüge (Veränderung der Zusammensetzung der Vegetation und verschiedener Insektengruppen: Tagfalter, Wildbienen, Schwebfliegen, Heuschrecken u.a.) aufzuzeigen, die bei der Überführung von Halbtrockenrasen (Mesobrometum) und Pfeifengraswiesen (Molinietum) in Glatt-haferwiesen (*Arrhenatheretum salvietosum*) durch geringe Düngergaben (alle 2 Jahre höchstens 750 kg Thomasmehl/ha) eingetreten sind (ausführlich in Kratochwil 1989 b). Die Veränderung betrifft einerseits das Mesobrometum Subass. von *Cirsium tuberosum*, das bei Düngung in das *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante, überführt wurde, andererseits das *Cirsio-Molinietum*, Subass. von *Bromus erectus*, in das *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum au-*

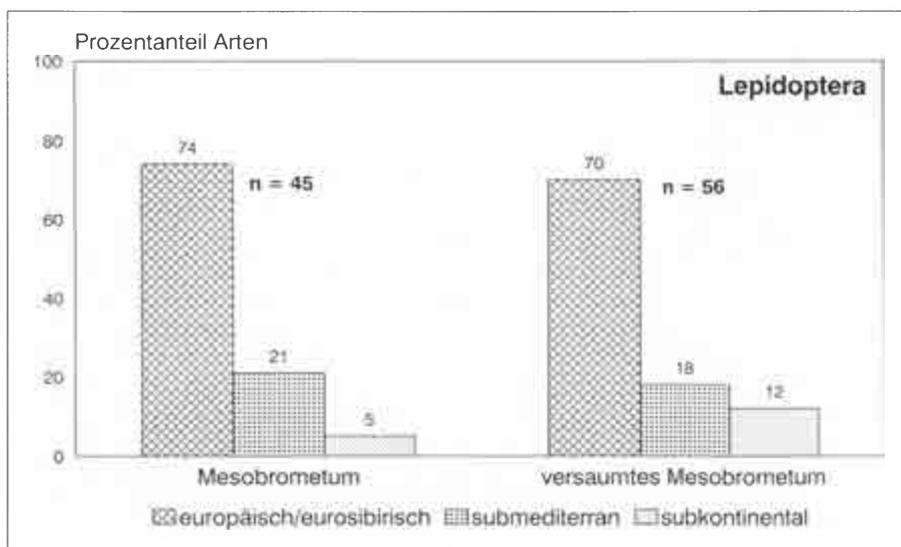


Abb. 10: Das Arealtypen-Spektrum der Tagfalter (*Lepidoptera Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae*) eines Mesobrometum und eines „versauerten“ Mesobrometum in Hinblick auf das europäisch/eurosibirische, submediterrane und subkontinentale Florenelement.

tumnale; s. Abb. 13. An der jeweiligen Variante läßt sich erkennen, aus welcher Pflanzengesellschaft das Arrhenatheretum salvietosum hervorgegangen ist.

Interessant ist nun, daß bei der Überführung der einzelnen Gesellschaften noch keine Unterschiede in den mittleren Artenzahlen auftreten, sehr wohl ergeben sich jedoch solche hinsichtlich der Anzahl der Rote-Liste-Arten: Rückgang bei der Überführung des Mesobrometum von 9 auf 5, des Molinietum von 12 auf 1. Auch wenn es in der mittleren Artenzahl kaum zu Unterschieden gekommen ist, so hat sich die Dominanzstruktur deutlich mit der

Überführung verändert. Es dominiert z.B. gegenüber dem Mesobrometum im Arrhenatheretum in der Deckung deutlich die Kategorie 2b, Arten mit einer Deckung von 16-25%!

Bei allen den hier untersuchten Pflanzengesellschaften handelt es sich um solche, die in Baden-Württemberg und in der gesamten Bundesrepublik Deutschland gefährdet sind. Dies gilt auch für das Arrhenatheretum salvietosum. Innerhalb der hier zu beurteilenden Situation ist als besonders zu berücksichtigende Zielarten-gruppe die der stenöken Magerrasen anzusehen, im Falle des Mesobrometum vie-

le submediterrane Arten, im Molinietum bestimmte, für die Pflanzengesellschaft dort typische europäisch-eurosibirische Arten.

Eine solche hier nur kurz skizzierte pflanzenökologische Analyse, die im Rahmen der vorgestellten Studie auch weitere Detailuntersuchungen umfaßte (Messungen des Kleinklimas, Erfassung der Vegetationsstruktur und Blühphänologie u.a.; s. Kratochwil 1989 b), ist die Ausgangsbasis auch für eine zoologische und letztlich bioökologische Bewertung: Analog zu den Verhältnissen bei der Vegetation können wir z.B. bei den Wildbienen, Lepidop-

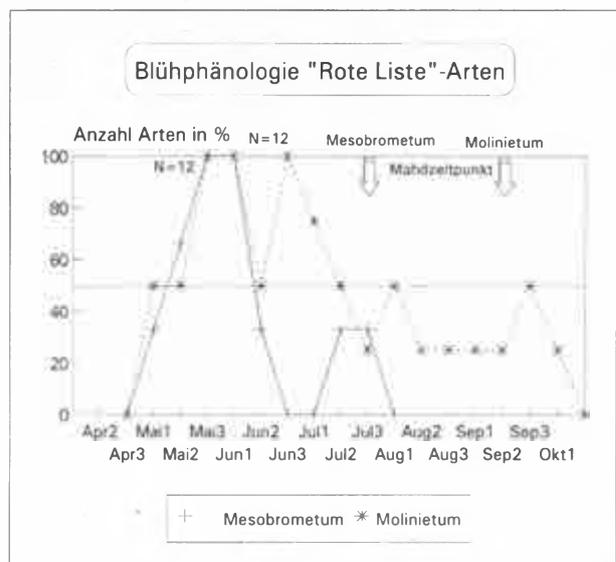
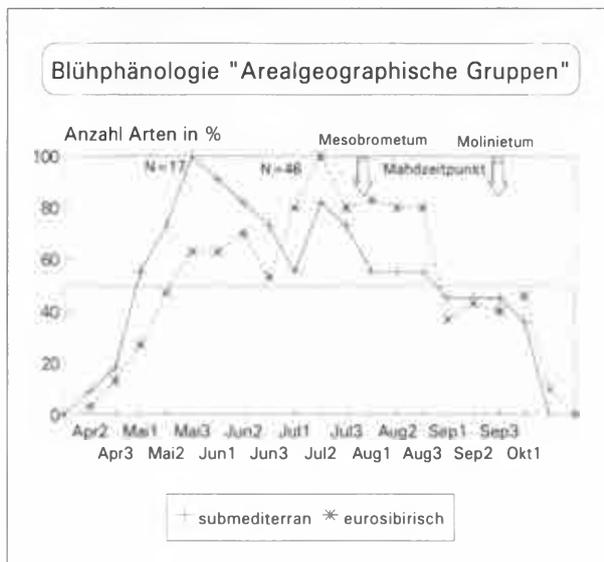
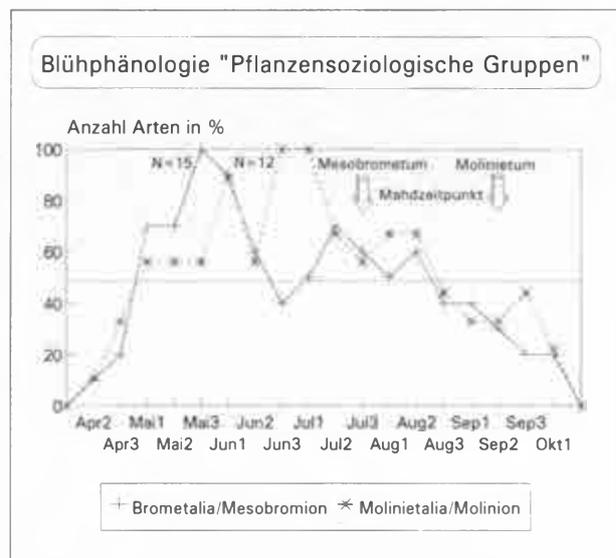
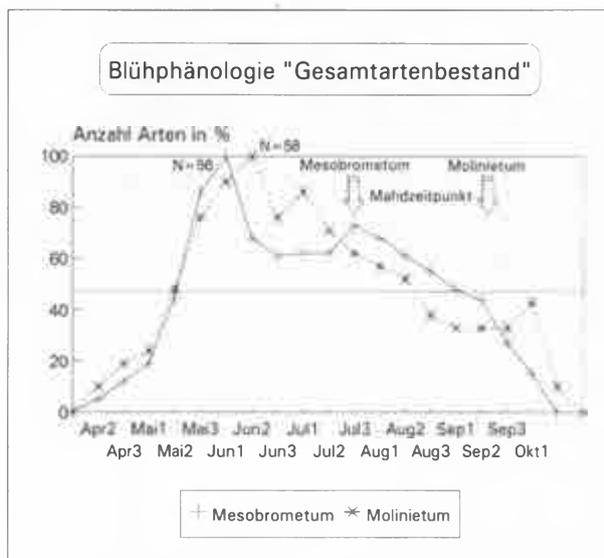


Abb. 11 a, b, c, d: Die unter Berücksichtigung von Zielarten-Gruppen vorzuschlagenden Mahdzeitpunkte in einem Mesobrometum und in einem Molinietum: a) Blühphänologie des Gesamtartenbestandes, b) Blühphänologie der submediterran und eurosibirisch verbreiteten Pflanzenarten, c) Blühphänologie der Pflanzenarten der Brometalia/des Mesobromion und die der Molinietalia/des Molinion, d) Blühphänologie der Rote-Liste-Arten.

teren, Heuschrecken, Syrphiden u.a. Tiergruppen, bestimmte Artengruppen herausdifferenzieren, die die 4 verschiedenen Pflanzengesellschaften charakterisieren. Auch gibt es Arten, die sich indifferent verhalten. Aus der Entstehungsgeschichte der beiden Varianten des Arrhenatheretum salvietosum ist es verständlich, daß die Typische Variante und die Variante von „*Colchicum autumnale*“ des Arrhenatheretum salvietosum sich standörtlich deutlich unterscheiden. So erklärt sich auch der unterschiedliche Tierarten-Bestand beider Varianten (Kratochwil 1989b).

Auch unter den verschiedenen Tiergruppen kann man Zielarten-Gruppen herauskristallisieren. Im Falle der Wildbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Heuschrecken sind die Magerrasen durch stenotope, indigene Standortsspezialisten charakterisiert. Im Falle der Arten des Mesobrometum handelt es sich um zahlreiche submediterrane Arten, die bei einer Überführung in eine Glatthaferwiese keine zusagenden Lebensbedingungen mehr finden. Kausale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen einzelner Arten innerhalb des Vegetationsmosaiks (Nistplätze, Larvalhabitate, Anwesenheit bestimmter Nektar- und Pollenpflanzen, Nahrungspräferenzen, Blumendichte, Vegetationsstrukturen, Mahdtermin u.a.) sind ausführlich in Kratochwil (1989b) dargestellt.

An diesem Beispiel zeigt sich, daß Bewertungen auf einem sehr feinen biozologischen Raster durchgeführt werden müssen.

– Ruderalisierung u. „Problempflanzen“

Im Gebiet um Darmstadt finden sich in der nördlichen Oberrheinebene auf basenreichen und basenarmen Sanden hochgradig gefährdete Sandrasen mit z.B. dem subkontinental verbreiteten Jurineo-Koelerietum glaucae (basenreiche Sande) und dem ebenfalls subkontinental verbreiteten Amerio-Festucetum trachyphyllae (basenarme Sande). *Jurinea cyanooides* ist z.B. in der gesamteuropäischen Liste der hochgradig gefährdeten Arten enthalten (gemäß FFH-Richtlinie).

Durch Nährstoffschübe (z.B. durch Sandflug von benachbarten Spargeläckern) und verschiedenste „Störungen“ (Tritt u.a.) ruderalisieren die Bestände, und es stellen sich „Problempflanzen“ wie *Coryza canadensis*, *Oenothera biennis*, *Calamagrostis epigeios*, *Cynodon dactylon* u.a. ein. An einem Beispiel sei ein aktualistischer Ver-

gleich zwischen der Heuschreckenzönose von einem Jurineo-Koelerietum glaucae und einem *Cynodon dactylon*-Bestand auf einem auch unter abiotischen Bedingungen entsprechenden Standort geführt (Zehm 1997): Die regionalen Leitarten der offenen Sandrasen, wie *Myrmeleotettix maculatus* und *Oedipoda caerulescens*, treten im *Cynodon*-Bestand nicht auf, ähnlich

wie in *Calamagrostis epigeios*-Beständen herrscht eine Heuschreckenzönose vor mit Arten, die mesophilere Verhältnisse anzeigen (Abb. 14). Unter Auswertung verschiedenster Daten aus den Sandrasen (Zehm 1997) können *Myrmeleotettix maculatus*, *Oedipoda caerulescens* und wahrscheinlich auch der seltene *Calliptamus italicus* als regionale Leitarten klassifiziert werden.

	MÄRZ	APRIL	MAI	JUNI	JULI	AUGUST	SEPTEMBER
BLÜHZEIT VEGETATION	Eurosibirische Arten		Submediterrane Arten		Eurosibirische		Arten + subkontinentale Elemente
FLUGZEIT APIDOFAUNA	Eurosibirische Arten		Submediterrane Arten		Eurosibirische		Arten + submed. u. subkont. Elemente
FLUGZEIT LEPIDOFAUNA	Eurosibirische Arten		Submediterrane Arten		Eurosibirische		Arten + submed. u. subkont. Elemente
	I		II		III		IV

Abb. 12: Vergleich von phänologischen (Blühzeit der entomophilen Pflanzenarten / Flug- und Aktivitätszeit der Wildbienen und Tagfalter) und arealgeographischen Zusammenhänge von Vegetation, Apido- und Lepidofauna. I = eurosibirische Phase, II = submediterrane Phase, III = eurosibirische Phase, IV = eurosibirische Phase mit submediterranen und subkontinentalen Elementen (in Anlehnung an Kratochwil 1988b).

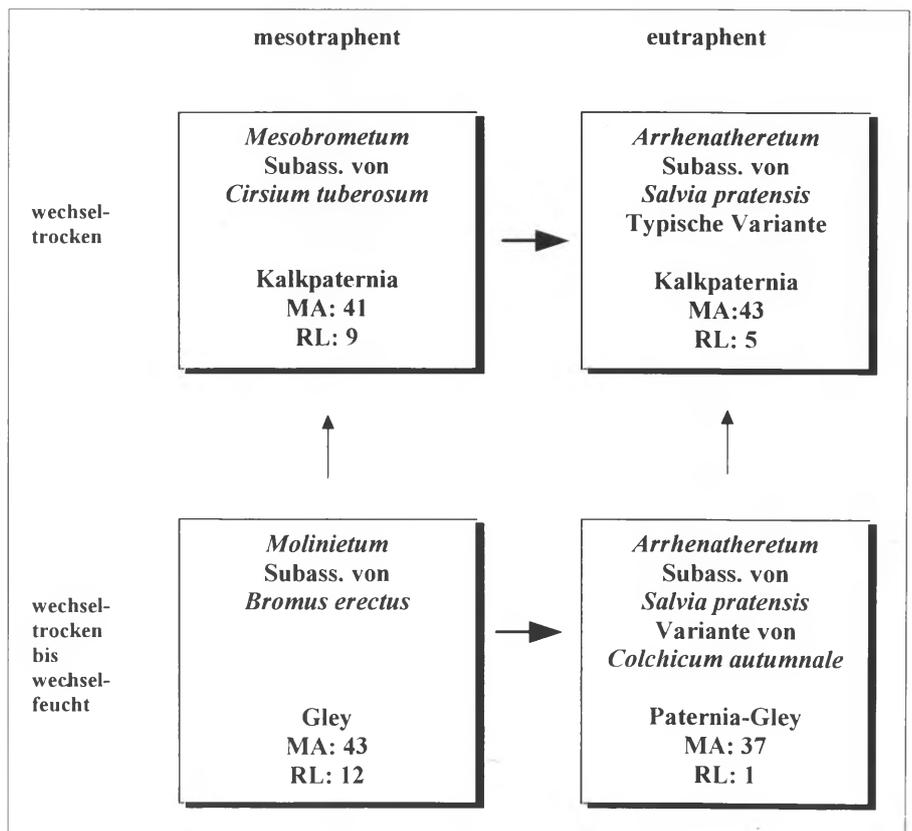
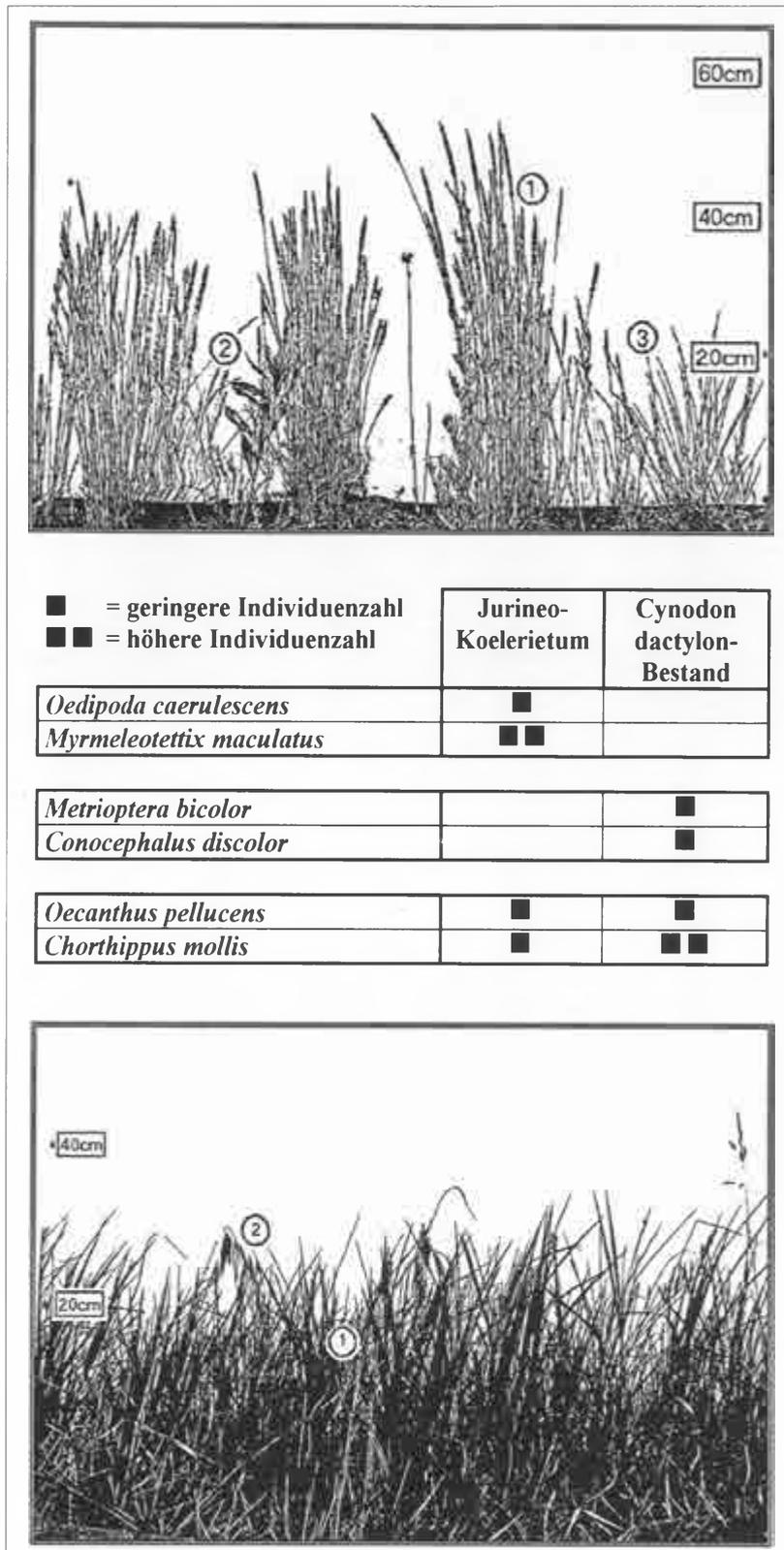


Abb. 13: Die durch geringe Düngergaben hervorgerufenen Vegetationsveränderungen.



■ = geringere Individuenzahl  
 ■■ = höhere Individuenzahl

	Jurineo-Koelerietum	Cynodon dactylon-Bestand
<i>Oedipoda caerulescens</i>	■	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	■■	
<i>Metriopectera bicolor</i>		■
<i>Conocephalus discolor</i>		■
<i>Oecanthus pellucens</i>	■	■
<i>Chorthippus mollis</i>	■	■■

#### 6.4 Erfassung von „ancient woodland“ mit Hilfe von Reliktarten-Gemeinschaften

Aus waldökologischen Gründen und aus Naturschutz-Sicht stellen alte Waldstandorte besonders wertvolle Lebensräume dar. Im nordwestdeutschen Tiefland zählen z.B. alte Hudelandschaften zu den Lebensräumen besonders hoher biologischer Diversität (Pott und Hüppe 1991). Solche alten Hudewälder sind eingebunden in spezifische Landschaftstypen: Betulo-Quercetum- (Eichen-Birkenwald-) Landschaft, Periclymeno-Fagetum- (Buchen-Eichenwald-) Landschaft, Carpinion- (Eichen-Hainbuchenwald-) Landschaft und Querco-Ulmetum- (Auenwald-) Landschaft mit ihren jeweils spezifischen Hudebedingten Ersatzgesellschaften. Auch hier orientieren wir uns an definierten pflanzensoziologischen Einheiten (Tab. 13).

Von besonderer wissenschaftlicher Bedeutung sind vor allem die zu Beginn des 12. und 13. Jahrhunderts und in darauffolgenden Jahrhunderten in herrschaftlichen Bann gelegten Wälder; diese Standorte tragen in vielen Fällen mindestens seither, z.T. wahrscheinlich aber ununterbrochen seit dem Postglazial Wald. Damit stellen sie besonders wertvolle „Reliktstandorte“ für Pflanzen- und Tierarten dar. Unter extensivem anthropo-zoogenem Einfluß haben sich dort Biozönosen primärer Waldstandorte auch in ihrem Artengefüge erhalten können. In den letzten Jahren waren diese Reliktzönosen Gegenstand unserer Forschung (zusammenfassende Darstellungen s. Abmann und Kratochwil 1995, Kratochwil und Abmann 1996 a, b).

Anhand alten Kartenmaterials können alte Waldstandorte auf Reliktarten hin untersucht werden. Nicht immer jedoch sind solche Karten zuverlässig. Über die Untersuchung von Reliktarten unter den Arthropoden, aber auch anderen Tiergruppen, als Indikatoren lassen sich alte Waldstandorte regional belegen. Unter den Laufkäfern (Carabidae) erweisen sich die Arten: *Carabus glabratus* (Präferenz für alte Wälder vom Typ des Periclymeno-Fagetum), unter den Chilopoden *Lithobius curtipes*, unter den Nacktschnecken *Malacolimax tenellus* und *Limax cinereoniger*, als regionale Reliktarten alter Wälder des nordwestdeutschen Tieflandes (Assmann 1994, 1995, Vossel und Abmann 1995). Auch hier indiziert das Vorkommen einer Art potentiell eine gesamte Reliktarten-Gemeinschaft.

Die biozöologischen Untersuchungen in den nordwestdeutschen Hudelandschaften

Abb. 14: Strukturbild des Jurineo-Koelerietum glaucae (oben), aufgenommen am 13.06.1996 bei Darmstadt mit 1: *Koeleria glauca*, 2: *Oenothera biennis*, 3: *Corynephorus canescens* (maximale Höhe der Vegetation: 47 cm); Strukturbild eines *Cynodon dactylon*-Bestandes (Aufnahme: 12.06.1996) auf einem abiotisch homologen Standort (unten) mit 1: *Cynodon dactylon*, 2: *Bromus tectorum* (maximale Vegetationshöhe: 40 cm) und die zugehörige Heuschrecken-zönose (nach Zehm 1997); Strukturbilder digital bearbeitet.

ten belegen auch hier wieder die deutliche Koinzidenz zwischen einzelnen Tierarten-Gemeinschaften und Pflanzengesellschaften. Einerseits lassen sich Zoozönosen von Standorten des Wirtschaftshochwaldes deutlich von solchen alter Hudewälder trennen, wobei auch hier auf der Ebene der Subassoziationen differenziert werden muß (Abb. 15), andererseits spiegeln sich veränderte Standortparameter (Feuchtigkeitsgehalt, Nährstoff-Haushalt, Bodentyp) auch sehr klar in den unterschiedlichen Zoozönosen wider (Abb. 16). Von besonderer Bedeutung ist hierbei wieder die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf gleiche Vegetationstypen.

Wenn, wie derzeit in Niedersachsen auf landeseigenen Forstflächen begonnen, alte Waldstandorte auch in Zukunft einer historischen Waldnutzung folgend erhalten und entwickelt werden sollen, ist ein gesicherter Nachweis solcher Standorte besonders durch diese Indikatoren präzise möglich. Darüber hinaus können diese Reliktarten als Zielartengruppe mit besonders großer Naturschutz-Bedeutung auch nur an solchen alten Waldstandorten erhalten werden.

**6.5 Restitution von Biozönosen der Feuchtgebiete**

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens werden durch das Fachgebiet „Ökologie“ der Universität Osnabrück im Gebiet der Dümmerniederung (Niedersachsen) biozöologische Untersuchungen als Grundlage für geplante Restitutionsmaßnahmen im intensivierten Grünland durchgeführt. In diesem über 4000 ha großen Gebiet folgen wir auch hier dem Zielarten-Konzept.

Aus dem Untersuchungsgebiet liegt eine Kartierung aus den Jahren 1947/1948 von Krause und Preisig (1952) vor, 40 Jahre später wurde das Gebiet von Ganzert und Pfadenhauer (1988) nachkartiert, wobei erhebliche Veränderungen festgestellt werden konnten. Die Tab. 14 zeigt die Veränderungen zwischen 1947/48 und 1987. Seit 1994 kartieren wir im Gebiet und verfolgen die Veränderungen, die seither eingetreten sind. Im wesentlichen ist das Gesellschaftsinventar das gleiche geblieben, wenngleich sich die Flächenanteile z.T. gravierend verändert haben. Besonders bemerkenswert ist jedoch die außerordentlich große Dynamik der Veränderung, beruhend auf dem kleinräumig variierenden Unterschieden des Hydroregimes aber besonders auch der wechselnden

**Tab. 13: Übersichtstabelle: *Betulo-Quercetum*-, *Periclymeno-Fagetum*- und *Carpinion-Vegetationskomplex* unter Berücksichtigung der hudebedingten Ersatzgesellschaften. Die Reihenfolge der Anordnung folgt der zunehmenden Öffnung des Waldes und der zunehmenden Intensität des menschlichen Einflusses.**

Quercenion roboris-Landschaft (Unterverband: Bodensaure Eichen-Mischwälder)		
„Primärwald“	<i>Betulo-Quercetum roboris</i> (Eichen-Birkenwald)	<i>Periclymeno-Fagetum</i> (Buchen-Eichenwald)
ehemaliger Weidewald, heute z.T. Bannwälder	beweidetes <i>Betulo-Quercetum</i> z.T. im Komplex mit dem <i>Dicrano-Juniperetum</i> (Wacholder-Gebüsch)	beweidetes <i>Lonicero-Fagetum</i> : Fazies mit <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , Komplex mit <i>Sarothamnus scoparius</i> -Gebüsch
Hudewaldreste und Hude-bedingte Ersatzgesellschaften:		
Waldfragmente	<i>Betulo-Quercetum roboris</i> Hudewaldreste	<i>Periclymeno-Fagetum</i> Hudewaldreste
Heiden	<i>Genisto anglicae-Callunetum</i> (Sandginster-Heide) im Komplex mit dem <i>Dicrano-Juniperetum</i>	reichere <i>Calluna vulgaris</i> -Bestände und <i>Juniperus communis</i> -Gebüsch
Vormäntel, Säume		<i>Sarothamnus scoparius</i> -Vormäntel, <i>Teucrium scorodonia</i> -Säume
Sand-Trockenrasen	<i>Spergulo-Corynephoretum</i> (Frühlingsspark-Silbergrasflur)	<i>Diantho-Armerietum</i> (Grasnelken-Flur)
Pionierfluren	<i>Thero-Airion</i> -Gesellschaften: <i>Airetum praecocis</i> (Ges. d. Frühen Schmielenhafers)	<i>Thero-Airion</i> -Gesellschaften: <i>Filagini-Vulprietum myuri</i> (Federschwingel-Rasen)
Borstgrasrasen	<i>Nardo-Juncetum squarrosi</i> (Ges. d. Sparrigen Binse)	
Grasland	<i>Lolio-Cynosuretum luzuletosum</i>	<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i>
Carpinion-Landschaft (Eichen-Hainbuchenwälder)		
„Primärwald“	<i>Stellario-Carpinetum</i> (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald)	
ehemaliger Hudewald	<i>Stellario-Carpinetum</i> ( <i>Ilex aquifolium</i> - und strauchreich)	
Hudewaldreste und Hude-bedingte Ersatzgesellschaften im Carpinion Gebiet:		
Hudewaldreste	<i>Stellario-Carpinetum</i>	
Heiden	<i>Roso-Juniperetum</i> (Rosen-Wacholderbusch)	
Mantel-Gesellschaften	<i>Corno-Prunetum</i> ( <i>Prunetalia</i> ) (Schlehenbusch)	
Säume	<i>Artemisietea Alliarion</i>	
Grasland	<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i>	

anthropozoogenen Einflüsse (Tab. 15). Die Formulierung von Zielarten und Zielartengruppen ist ein entscheidender Schritt für zukünftige Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen. Für die Vegetation stellen die Zielartengruppe die Pflanzengesellschaften der Molinietalia- (Naß- und Streuwiesen, nasse Hochstaudenfluren) und Scheuchzerio-Caricetea nigrae- (Niedermoorgesellschaften) sowie bestimmte Magnocaricion-Gesellschaften (Großseggenrieder) dar.

Auf der Basis des pflanzensoziologischen Rasters lassen sich im Rahmen zoözoologischer Untersuchungen auch Zielarten und Zielartengruppen unter den Lauf-

käfern, Spinnen und Heuschrecken, aber auch innerhalb anderer Zootaxozönosen herauskristallisieren. Dem Prinzip der induktiven Generalisierung folgend können hierbei auch sehr große Flächen mehrerer 100 ha bewertet werden, wenn eine Bindung an bestimmte Vegetationstypen nachzuweisen ist.

Die Tab. 16 zeigt die Zielartengruppe der Spinnen und Laufkäfer eines *Caricetum gracilis* (Schlankseggenried); Merkens 1995, Hehmann (1995). Innerhalb der Fauna handelt es sich um die für diese Lebensräume besonders standortstypischen, in der Regel bestimmte hygro- sowie tyrphophile Tierarten. Am Ende dieses Forschungsvorha-

bens muß neben präzisen Vorstellungen über die im Gebiet aus Naturschutzsicht besonders schutzwürdigen und besonders förderungswürdigen Arten und ihren Lebensgemeinschaften ein klar formulierter Handlungsrahmen erarbeitet sein, anhand dessen eine Etablierung und Sicherung auch an Standorten, die zu entwickeln sind, erfolgen kann.

**6.6 Biozöologisch-landschaftsökologische Bestandsaufnahme und Bewertung bei Umweltverträglichkeitsstudien**

Eingriffsmaßnahmen in die Landschaft setzen Bewertungen voraus. Die Methoden der Landschaftsbeurteilung sind jedoch immer noch nicht so ausgereift und entwickelt, daß man auf breiter Ebene Stan-

dards in der Praxis einsetzen könnte. Eine besondere Schwierigkeit liegt in der interdisziplinären Bestandsaufnahme vegetationskundlicher und tierökologischer Daten. Die Methode des biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatzes eignet sich in besonderer Weise, um auf der Ebene der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) und des Monitorings folgenden Kriterien, wie sie für Umweltverträglichkeitsstudien gefordert sind, gerecht zu werden:

- eine Bewertung großer Gebiete (mehrere 100 ha)
- kurze Untersuchungszeiträume
- eine Verknüpfung von Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexen.

Im folgenden sei ein Konzept für ein biologisch orientiertes Standardprogramm für Umweltverträglichkeitsstudien vorgestellt. Eine besondere Bedeutung hat dabei die Frage, wie die Vielfalt an möglichen Einzeldaten auf Landschaftsauschnitte bezogen werden kann. Dabei liegt die Schwierigkeit vor allem in der Einbeziehung zoologischer Daten auf Landschaftsebene. Sie müssen einerseits in dem zur Verfügung stehenden Zeitraum bearbeitbar sein, andererseits aber auch repräsentative Ergebnisse liefern. Ein statistisch orientierter Ansatz muß fehlschlagen, denn die Zahl der zu erhebenden Stichprobenpunkte wäre zu groß. Die Folge wären langwierige, kostenaufwendige und mit Daten überfrachtete Studien, die keinen Landschaftsbezug gewährleisten. Ein solcher Stichprobenansatz ist in Abb. 17 für ein Löß-/Silikatgebiet von 500 ha Größe schematisiert dargestellt. Der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz hingegen (s. Kap. 4) reduziert die Anzahl der Stichproben erheblich. Folgende Schritte legen wir im Rahmen der UVS zugrunde:

1. Erfassung des Vegetationstypen-Inventars und Dokumentation des floristischen und strukturellen Aufbaus der Vegetationstypen
2. Erfassung der Vegetationskomplexe
3. Kartierung der Vegetationskomplexe (einschließlich vorhandener abiotischer Strukturelemente) und Bewertung aus botanischer Sicht
4. Auswahl repräsentativer Kartierungseinheiten, Festlegung zoologischer Untersuchungsflächen
5. Inventarisierung der mit der Vegetationskomplex-Kartierung nicht erfaßten abiotischen Strukturelemente, die

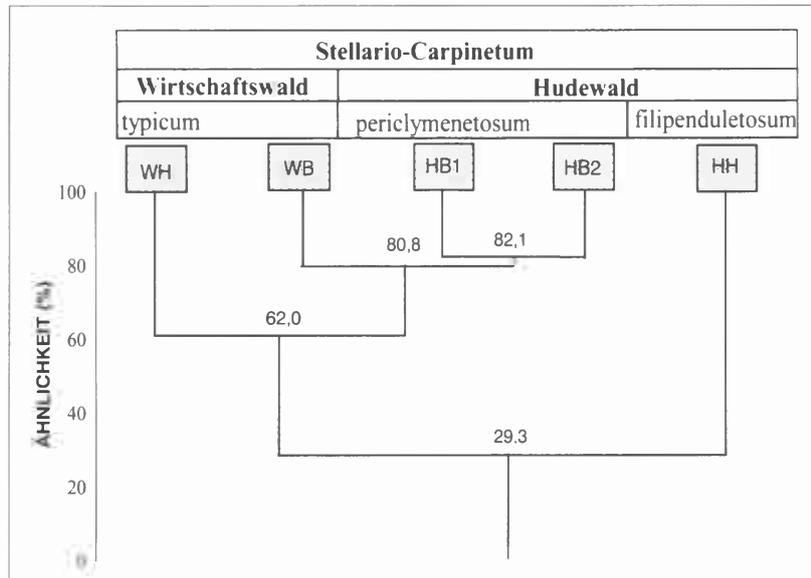


Abb. 15: Ähnlichkeits-Dendrogramm der Carabidenfauna von 2 Standorten des Wirtschaftshochwaldes (WB: Bentheimer Wald) 1994, WH: Hasbruch, nach Janssen (1982) und 3 Hudewald-Bereichen (HB1, HB2: Bentheimer Wald; HH: Hasbruch, nach Janssen 1982) (Niedersachsen). Die Dendrogramm-Darstellung erfolgte in der UPGMA-Form (unweighted pair group method using arithmetic averages) nach Sneath und Sokal (1973).

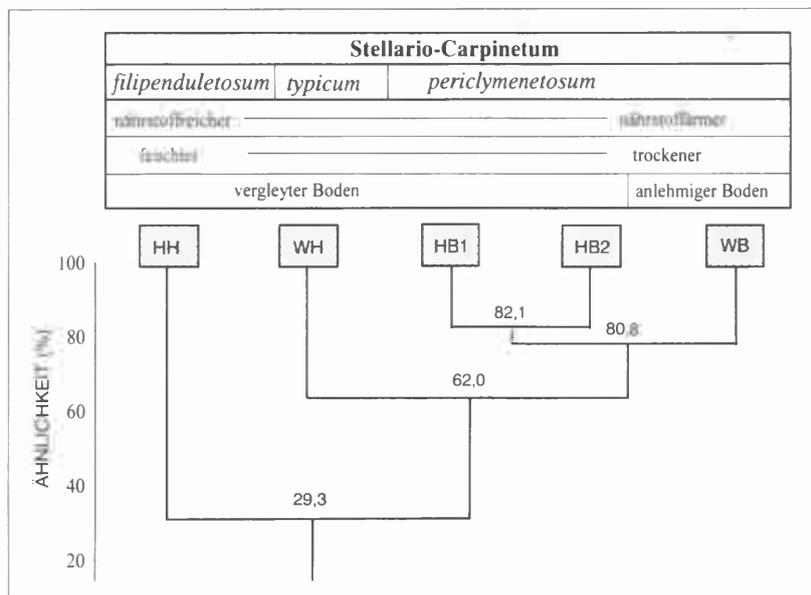


Abb. 16: Ähnlichkeits-Dendrogramm der Carabidenfauna von 3 verschiedenen Subassoziationen des Stellario-Carpinetum unter Angabe einzelner Standortparameter (weitere Angaben s. Legende zu Abb. 15).

aber aus zoologischer Sicht bedeutsam sind

6. Zoologische Bestandsaufnahme in repräsentativen Vegetationskomplexen, Bewertung und Übertragung der Ergebnisse auf alle vergleichbaren homologen Vegetationskomplexe des Gebietes (Methode der induktiven Generalisierung)
7. Synthese der botanischen und zoologischen Ergebnisse und Abschlußbewertung.

Die folgende Vorgehensweise setzt das Stadium der Vorstudie voraus (Informationen zur Geologie, Hydrologie, Karten- und Luftbild-Auswertung, Analyse der Biotop-Kartierung, vorausgegangener Planungen etc.).

Nehmen wir an, es handelt sich um 2 Trassenvarianten, bei denen Ausbau-Maßnahmen größeren Stils anfallen. Es kommen in diesem Gebiet differenzierte agrarische Nutzungen vor, aber es gibt auch naturnahe Standorte. Die zu begutachtende Fläche hat eine Größe von 2 x 500 ha (Abb. 18, Übersicht). In dem Gebiet kommen differenzierte agrarische Nutzungen vor; es gibt Feldgehölze, Feslstandorte u.a.; Bereiche werden forstlich genutzt.

Man geht im folgenden nach einem sog. „Mehrblattssystem der Landschaftsbeurteilung“ vor; dies sei im einzelnen an einem Ausschnitt der geplanten Trasse veranschaulicht. (Abb. 18/1-8). Thannheiser (1988) hat den Begriff „Mehrblattssystem“ auf integrierende landschaftsökologische Untersuchungen in der kanadischen Arktis unter Berücksichtigung von Geo-Faktoren, Vegetation und Teilen von Zoozönosen bezogen. Eine ähnliche Verfahrensweise verwendete z.B. Auweck (1982) zur Erfassung von Kleinstrukturen in der Landschaft. Im folgenden seien die einzelnen „Blätter“ entsprechend der einzelnen aufeinanderfolgenden Verfahrensschritte vorgestellt und besprochen.

Das erste „Blatt“ stellt die vorhandenen Vegetationstypen (Feuchtwiesen, Trockenrasen u.a.) dar und als Szenarium die auszubauende Straße. Einige der Vegetationstypen mit größerer Flächendeckung wurden hier kartographisch dargestellt. Eine solche genaue Kartierung ist jedoch für eine biozöologische-landschaftsökologische Bewertung weder in der Kürze der Zeit möglich, noch nötig. Bekannt sein müssen nur die vorkommenden Vegetationstypen, aufgenommen nach bewährten pflanzensoziologischen Methoden.

Tab. 14: Veränderungen der Pflanzengesellschaften am Dümmer (Niedersachsen) zwischen 1947/48 und 1987 (nach Ganzert und Pfadenhauer 1988).

	Veränderung	Vorkommen
Glycerietum maximae	± 0	geblieben
Caricetum gracilis	± 0	geblieben
Caricetum rostratae	-	nicht mehr vorhanden
Phalaridetum arundinaceae	+	neu dazugekommen
Carici canescentis-Agrostietum caninae	++	geblieben
feuchte Nardetalia-Gesellschaften	-	nicht mehr vorhanden
Molinietum, verschiedene Typen	---	nicht mehr vorhanden
Molinia-Bestände auf ehemaligem Hochmoor	---	geblieben
Bromo racemosi-Senecionetum aquatici	---	geblieben
Alopecuretum pratensis	+	neu dazugekommen
Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati	+++	geblieben
Ranunculo repentis-Agropyretum repentis	+++	neu dazugekommen
Weiden	+++	geblieben
Einsaaten	+++	neu dazugekommen

Tab. 15. Übergänge von Vegetations- bzw. Nutzungseinheiten in andere Vegetations- bzw. Nutzungseinheiten zwischen 1987 und 1994 in % (nach unveröffentlichtem Material ausgewertet von Dr. D. Remy und Dipl.-Biol. U. Wageringel, Fachgebiet „Ökologie“, Universität Osnabrück).

Vegetationseinheiten- bzw. Nutzungsformen	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
1 Acker				0,1	3,9	0,2	1,0	12		2,3	13	
2 Grünland-Einsaaten	0,2		0,7	5,5	0,2	3,4	20	37		7,3		3,4
3 Ranunculo repentis-Agropyretum repentis		0,03		6,5	5,9	15	40				3,2	13
4 Bromo-Senecionetum aquatici	0,5	9,8	1,3	11	0,1	5,2	9,5	18				
5 Lolio-Cynosuretum	0,2	0,2	0,3	1,2	1,9	4,8	9,1					
6 Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati	0,02	3,6	3,4	0,9	0,2	7		22	0,5	1,9	0,4	2,1
7 Alopecuretum pratensis	0,1		1	0,1			6	33	0,02	3,9	0,4	
8 sonstige Flächen (Wald, Brache etc.)		1,4							5,7			5
9 Phalaridetum arundinaceae	1,3		22			9,6	13	17				
10 Caricetum gracilis	4,4	0,5		13			8,2	9,3	5,9			0,7
11 Carici canescentis-Agrostietum caninae	3,6		20	8			6		22			
12 Glycerietum maximae			18	24					*			

Tab. 16: Die Zielartengruppe der Spinnen und Laufkäfer eines Caricetum gracilis im Gebiet der Dümmerniederung (Niedersachsen); nach Merckens (1995) und Hehmann (1995).

Spinnen:	
<i>Oedothorax gibbosus</i> (Blackwall, 1841); Linyphiidae	
<i>Savignia frontata</i> (Blackwall, 1833); Linyphiidae	
<i>Silometopus elegans</i> (O.P.-Cambridge, 1872); Linyphiidae	
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841); Hahniidae	
<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872; Lycosidae	
<i>Pirata piscatorius</i> Clerck, 1757; Lycosidae	
<i>Porrhomma pygmaeum</i> (Blackwall, 1834); Linyphiidae	
<i>Aphileta misera</i> (O.P.-Cambridge, 1882); Linyphiidae	
<i>Hypomma bituberculatum</i> (Wider, 1834); Linyphiidae	
Laufkäfer:	
<i>Pterostichus rhaeticus</i> (Heer, 1837)	
<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1827)	
<i>Agonum afrum</i> (Duftschmid, 1812)	
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)	
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	

Erst bei späteren Planungsschritten oder Begleitplanungen ist eine kleinflächige, großmaßstäbliche Vegetationstypen-Kartierung sinnvoll. Bei unserem Ansatz ist auf der Planungsstufe „UVS“ eine genaue Vegetationstypen-Kartierung aufgrund der kurzen zur Verfügung stehenden Zeit auch nicht durchführbar, bekannt sein müssen nur die vorhandenen Vegetationstypen. Zusätzlich ist es von Bedeutung, die „Rote-Liste-Pflanzenarten“ zu erfassen und – sofern für das betreffende Bundesland vorliegend – die vorhandenen „Pflanzengesellschaften der Roten Liste“ aufzunehmen. Die Kenntnis des vorhandenen Vegetationstypen-Inventars ist die Voraussetzung für die Erarbeitung und Kartierung von Vegetationskomplexen.

In einem 2. Blatt, wobei die Erfassung des ersten Blattes parallel verlaufen sollte,

müssen nun bestimmte abiotische Elemente des Landschaftsausschnittes bekannt sein, das Relief, die Geomorphologie, Bodentypen, hydrologische Verhältnisse, Mesoklima etc. Zusammen mit dem anthropogenen Einfluß bewirken sie das typisierbare, standörtliche Grundmuster für miteinander vergesellschaftete Vegetationstypen, homogene Flächen eines wiederkehrenden Pflanzengesellschafts-Mosaiks von einer Größe von etwa 1-4 ha.

Das 3. Blatt stellt die Kartierung der Vegetationskomplexe dar. Eine Bewertung der Vegetationskomplexe wird anschließend im Hinblick auf die Diversität an Vegetationstypen, Einfluß der Düngung, menschlicher Einfluß, Alter der Phytozönosen, immer nur mit regionalem Bezug, durchgeführt.

Das 4. Blatt zeigt die Endbewertung aus botanisch-vegetationskundlicher Sicht

und die kartographische Darstellung der botanisch-vegetationskundlichen Flächen nach einer 4-stufigen Werteskala, die nach regionalen Gesichtspunkten (s. Kap. 3) aufgestellt werden muß.

Auf dieser Basis der Vegetationskomplex-Erhebung kann nun eine zoologische Bestandsaufnahme und Bewertung erfolgen (Blatt 5). Innerhalb der erfaßten Vegetationskomplexe wird nun über Kurz- und Langstrecken-Transekte nach Zielarten und Zielartengruppen gesucht. Das Verfahren wurde in Kapitel 4.2.4 vorgestellt.

Da für die Tierwelt häufig abiotische Strukturelemente eine große Bedeutung haben, müssen diese aus diesem Grund zusätzlich zu den Vegetationskomplexen gesondert erfaßt werden, so vegetationsfreie Stellen wie Steinhänge, Mauern, Gebäude u.a. (Blatt 6).

Im Anschluß daran erfolgt auch hier wieder eine Bewertung (Blatt 7).

In einem weiteren Schritt (Blatt 8) wird die Synthese der vegetationskundlichen und zoologischen Ergebnisse vollzogen und eine abschließende Raumbewertung durchgeführt nach den bereits benannten Kriterien.

## 7. Schlußbemerkung

Bewertungen im Naturschutz müssen sehr komplexen Naturgegebenheiten Rechnung tragen. Eine Schwierigkeit liegt in der Bewältigung der Diversität in Raum und Zeit. Aufgrund der Tatsache, daß Arten nicht solitär, sondern in Lebensgemeinschaften vorkommen, ist eine biozöologische Sichtweise gefragt. Der Bezug zur Landschafts-Dimension erfordert eine Integrationsfähigkeit des Methodenansatzes auf höherer Ebene, bei dem auch der Mensch als Umweltfaktor Berücksichtigung finden muß. Den bisherigen Verfahren mangelt es in der Regel an der interdisziplinären Verknüpfung, den der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz gewährleistet. Demgegenüber hat dieser Ansatz, zumal wenn er Vegetationskomplexe einbezieht, den „Nachteil“, daß er erhebliche Vorkenntnisse und Erfahrungen bei den Bearbeitern voraussetzt. So stellt Hermann (1996) fest: „Die Methode hat sicherlich den vergleichsweise höchsten fachlichen Anspruch und Zeitbedarf. Vor allem deshalb wohl kommt sie bisher relativ selten zum Einsatz, obwohl ihre fachlichen Möglichkeiten bestechend sind.“

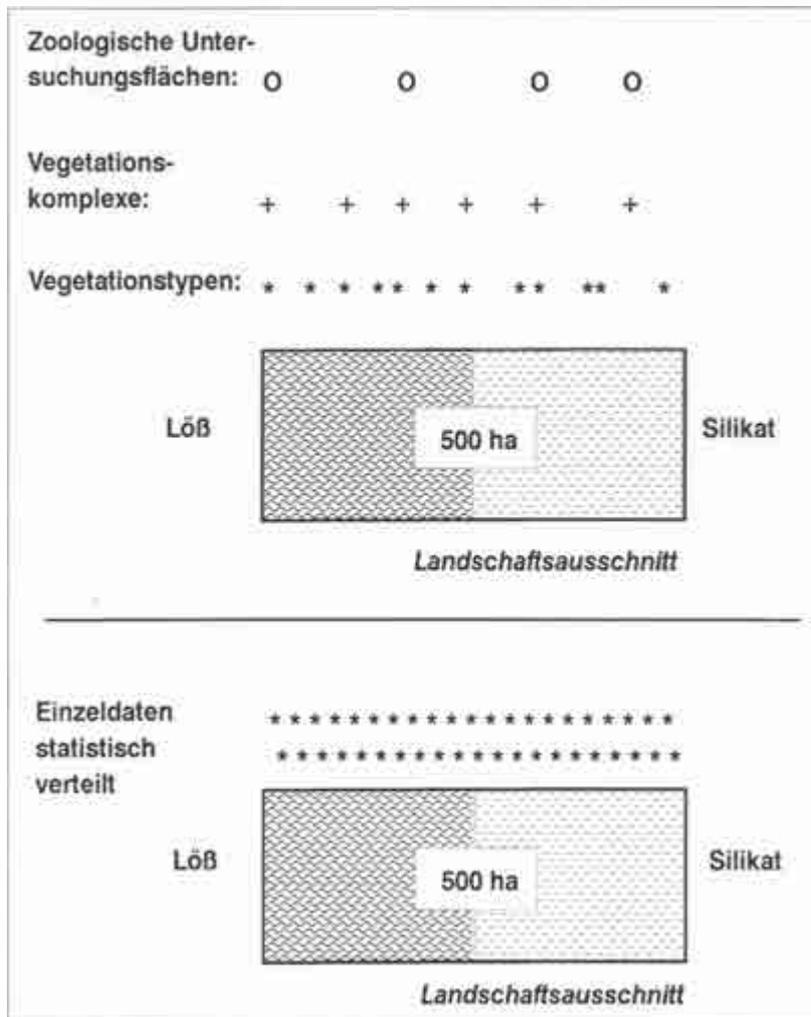


Abb. 17: Konzept, das mit Einzeldaten aus statistisch verteilten Stichprobe-Punkten arbeitet (unten) und biozöologisch-landschaftsökologischer Ansatz mit gezielter Auswahl von Untersuchungsflächen (oben); nach Kratochwil und Schwabe (1993).

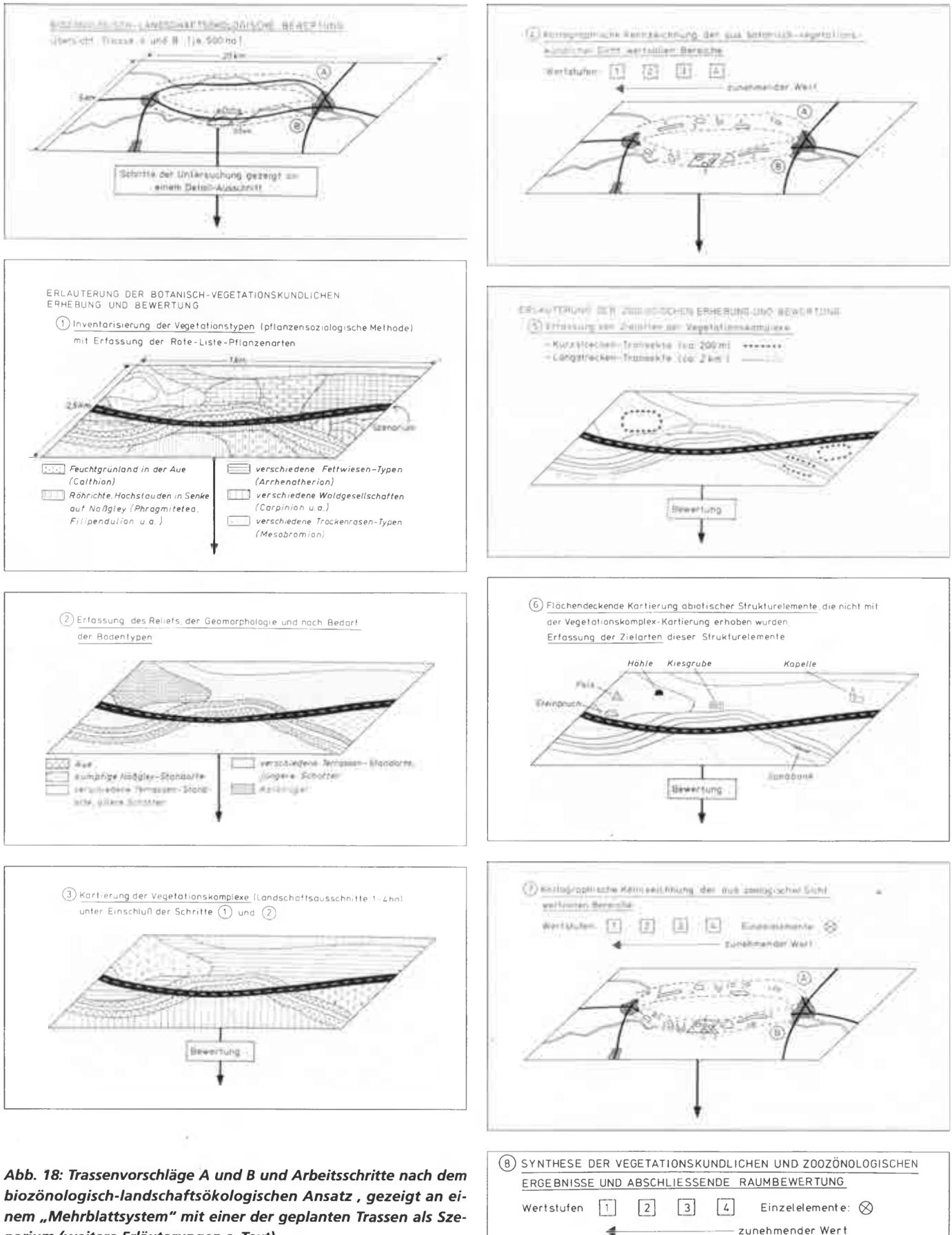


Abb. 18: Trassenvorschläge A und B und Arbeitsschritte nach dem bioökologisch-landschaftsökologischen Ansatz, gezeigt an einem „Mehrlattensystem“ mit einer der geplanten Trassen als Szenarium (weitere Erläuterungen s. Text)

Die notwendigen Artenkenntnisse auch zur Erfassung von Teilen der Biodiversität lassen sich jedoch mit einer Förderung der Ausbildung in Naturschutz-bezogenen Fachausrichtungen an den Hochschulen entscheidend verbessern.

## Zusammenfassung

Eine naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten erfordert die synoptische Berücksichtigung landschaftsökologischer, vegetationsökologischer und tierökologischer Informationen. Aufgrund der Komplexität und Größe der in der Regel zu begutachtenden Gebiete wird ein biozöologisch-landschaftsökologisches Verfahren vorgeschlagen, bei dem nach dem Konzept der „Zielarten und Zielartengruppen“ vorgegangen wird. Nach einer Charakterisierung der Begriffe „Landschaft“, „Landschaftliches Leitbild“, „Leitarten“ und „Zielarten/Zielartengruppen“ folgt eine Darstellung sowohl allgemeiner Bewertungskriterien verschiedener Komplexitätsebenen (Arten, Flächen, Landschaftsausschnitte, kombinierte Verfahren, Klassifikations- und Zustands-Indikatoren) als auch spezieller Kriterien (z.B. verschiedene „natürlicher Leitbilder“, Arten-/Lebensraum-Vielfalt).

Es werden grundsätzliche Kennzeichen des biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatzes besprochen und die Unterschiede zum ökosystemaren und auf Formationen begründeten Ansatz dargelegt. Besondere Berücksichtigung findet die Frage der Affinität und Koinzidenz von Pflanzengesellschaften, Vegetationskomplexen sowie Tierarten- und Tierarten-Gemeinschaften, die der Bindung von Tierarten und Tierarten-Gemeinschaften an bestimmte Lebensraumtypen, Fragen der Koinzidenzen von Tierarten-Gemeinschaften mit Landschaftsausschnitten, Vergesellschaftungen von Tierarten u.a. Die methodische Vorgehensweise (z.B. Aufnahme von Vegetationskomplexen und Tiergemeinschaften) findet Berücksichtigung. Die Grundlage des Zielarten-Konzeptes ist das Prinzip der Bioindikation und das der „induktiven Generalisierung“.

Anhand von 6 Fallbeispielen wird der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz vorgestellt.

1. Beurteilung von Sukzessionsstadien
2. Frage der Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten (hier: der Faktor Mahd)
3. Beurteilung von Umwelteinflüssen in Naturschutzgebieten (hier: Düngung,

Ruderalisierung, „Problempflanzen“)

4. Charakterisierung von Standorten „alter Wälder“ („ancient woodland“) mit Hilfe von Reliktarten-Gemeinschaften
5. Restitution von Biozönosen der Feuchtgebiete
6. Bestandsaufnahme und Bewertung von Landschaftsausschnitten im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien.

Der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz gewährleistet durch die interdisziplinäre Verknüpfung landschaftsökologischer, vegetationskundlicher und tierökologischer Befunde in besonderer Weise einen breiten Bewertungsrahmen auch größerer Landschaftsausschnitte mit einem vergleichsweise hohen fachlichen Anspruch.

## Summary

The importance of biocoenological studies for the evaluation of landscape parts in the light of nature protection and conservation.

An evaluation of landscape parts in the light of nature protection and conservation requires a synoptical compilation of landscape-ecological, vegetation-ecological, and animal-ecological data. Owing to the complexity and largeness of the areas to be evaluated, a biocoenological/landscape-ecological method is proposed, following the concept of „target species“ („Zielarten“) and „target species groups“. After a characterization of the terms „landscape“, „landscape model“ („Leitbild“), „regional characteristic species“ („Leitarten“, „regionale Charakterarten“), and „target species/ target species groups“, general evaluation criteria of different complexity levels (species, areas, landscape parts, combined procedures, indicators for classification, status quo) and special criteria (e.g. various „natural models“, diversity of species and habitats) are presented.

Fundamental characteristics of the biocoenological/landscape-ecological method are discussed, and it is explained in which aspects it differs from ecosystem approach and the approach based on formations. The following topics have been primarily investigated:

- affinity and coincidence of plant communities, vegetation complexes, animal species and animal species communities;

- the binding of animal species and animal communities to certain habitat types;
- coincidences of animal communities and landscape parts.

The methodical procedures (e.g. relevés of vegetation complexes and animal communities) have been included. The target species concept is founded on the principles of bioindication and „inductive generalization“.

The biocoenological/landscape-ecological approach is presented, on the basis of six examples:

1. assessment of successional stages;
2. the question of management in nature reserves (here the factor mowing);
3. assessment of environmental influences in nature reserves (here: fertilization, ruderalization, „problem plant species“);
4. characterization of „ancient woodland“ sites using relict species communities;
5. restitution of wetland biocenoses;
6. inventory and evaluation of landscape parts in the framework of „Environmental Impact Assessments“ (EIA).

Owing to the interdisciplinary linkage of landscape-ecological, vegetation-ecological, and animal-ecological data, the biocoenological/landscape-ecological approach allows a comprehensive assessment also of larger landscape parts, at a comparatively high scientific standard.

## Literatur

- Asmus, U., 1987: Die Vegetation der Fließgewässerränder im Einzugsgebiet der Regnitz. – *Hoppea* 45, 23-276.
- Abmann, T., 1994: Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Norddeutschen Tiefebene. – *NNA-Berichte* 4, 142-151.
- Abmann, T., 1995: Laufkäfer als Reliktarten alter Wälder in Nordwestdeutschland (Coleoptera: Carabidae). – *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Entom.* 10, 305-308.
- Abmann, T., in Vorb.: Ökologische Faunistik der Carabiden Niedersachsens.
- Abmann, T., Kratochwil, A., 1995: Biozöologische Untersuchungen in Hudelandschaften Nordwestdeutschlands – Grundlagen und erste Ergebnisse. – *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 20/21, 275-337.

- Auweck, F.A., 1982: Ökologische Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen auf Kleinstrukturen. – *Natur u. Landschaft* 57, 4, 120-127.
- Barkman, J.J., Doing, H.; Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta Bot. Neerl.* 13, 394-419.
- Bergmann, A., 1951: Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands. Bd. I. Die Natur Mitteldeutschlands und ihre Schmetterlingsgesellschaften. – *Urania*, Jena. 459 S.
- Bezzel, E., 1980: Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. – *Anz. orn. Ges. Bay.* 19, 133-169.
- Bick, H., 1982: Indikatoren und Umweltschutz. – *Decheniana Beih.* 26, 2-5.
- Bink, F.A., 1992: Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. – Schuyt & Co., Haarlem. 512 S.
- Blab, J., 1988 a: Möglichkeiten und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für die Erfassung von Zoozönosen. – *Mitt. Bad. Landesver. f. Naturkde u. Natursch.* N.F. 14, 3, 567-575.
- Blab, J., 1988 b: Bioindikation und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. – *Natur u. Landschaft* 63, 4, 147-149.
- Blab, J., Riecken, U., 1989: Konzept und Probleme einer Biotopgliederung für ein Verzeichnis der gefährdeten Tier-Lebensstätten in der Bundesrepublik Deutschland. – *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 29, 78-94.
- Bornholdt, G., Remane R., 1993: Veränderungen im Zikadenartenbestand eines Halbtrockenrasens in der Eifel (Rheinland-Pfalz) entlang eines Nährstoffgradienten. – *Z. Ökologie u. Natursch.* 2, 19-29.
- Brandes, D., 1983: Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. – *Phytocoenologia* 11, 1: 31-115.
- Braukmann, U., 1987: Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemein regionalen Bachtypologie. – *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 26, 1-355.
- Buchwald, K., 1996: Landschaften als Gegenstand nutzungs- und umweltbezogener Planungen. In: *Buchwald, K., Engelhardt, W.* (Hrsg.): *Umweltschutz: Grundlagen und Praxis*. Bd. 2: Bewertung und Planung im Umweltschutz, 1-37.
- Buchwald, R., 1989: Die Bedeutung der Vegetation für die Habitatbindung einiger Libellenarten der Quellmoore und Fließgewässer. – *Phytocoenologia* 17, 3, 307-448.
- Buchwald, R., 1994: Experimentelle Untersuchungen zur Habitatselektion und Biotopbindung bei *Ceriagrion tenellum* De Villers, 1789 (Coenagrionidae, Odonata). – *Zool. Jb. Syst.* 121, 71-98.
- Bussau, C., 1990: Freilebende Nematoden aus Küstendünen und angrenzenden Biotopen der deutschen und dänischen Küsten. I. Gesamtüberblick und Chromadorida (Nematoda). – *Zool. Anz.* 225, 3/4, 161-188.
- Deil, U., 1997: Zur geobotanischen Kennzeichnung von Kulturlandschaften. – *Erdwissenschaftliche Forschung* 36, 1-189.
- Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart. 683 S.
- Dierßen, K., Dierßen, B. (1980): The distribution of communities and community complexes of oligotrophic mire sites in Western Scandinavia. – *Coll. Phytosoc.* 7, 95-119.
- Ebert, G., Rennwald, E., 1991: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1. Tagfalter I. – Ulmer, Stuttgart. 552 S.
- Ebert, G., Rennwald, E., 1991: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2. Tagfalter II. – Ulmer, Stuttgart. 535 S.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W.; Paulissen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobot.* 18, 1-248.
- Finck, P., Hauke, U., Schröder, E., 1993: Zur Problematik der Formulierung regionaler Landschafts-Leitbilder aus naturschutzfachlicher Sicht. – *Natur u. Landschaft* 68, 12, 603-607.
- Fischer, B., Wachter, M., (1993): Vegetation und Heuschrecken der subalpin-alpinen Stufe: Pflanzensoziologische und biozöologische Studien auf der Schynigen Platte (Berner Oberland). – *Mitt. Naturforsch. Ges. Bern*, N.F. 50, 99-146.
- Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – IHW-Verlag, Eching. 879 S.
- Forman, R.T.T., 1995: Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. – Cambridge Univ. Press. 632 S.
- Ganzert, C., Pfadenhauer, J., 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – *Natursch. u. Landschaftspfl. in Niedersachsen* 16, 1-64.
- Gigon, A., Gigon-Fehér, M., 1985: Vom Wert eines Vogels oder einer Blumenwiese. – *Natur u. Landschaft* 60, 4, 140-143.
- Glutz von Blotzheim, U., 1964: Die Brutvögel der Schweiz. – 2. Aufl., Aarau, 648 S.
- Glutz von Blotzheim, U., 1966 ff.: *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 1. Grauiiformes – Phoenicopteriformes. – Akademische Verlagsgesellschaft. Frankfurt a. M., Aarau. 483 S.
- Goetze, D., 1996: Zur Typisierung von Landschaftsausschnitten in Bachtälern des Oden- und Nordschwarzwaldes auf der Grundlage von Vegetationskomplexen. – *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 4: 259-268.
- Gradmann, R., 1900: Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. Band 1 u. 2. – 2. Aufl. Stuttgart.
- Grüttner, A., 1990: Die Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe der Moore des westlichen Bodenseegebietes. – *Diss. Bot.* 157, 1-323.
- Haber, W., 1979: Theoretische Anmerkungen zur „Ökologischen Planung“. – *Verh. Ges. f. Ökol. (Münster)* VII, 19-30.
- Haber, W., 1996: Die Landschaftsökologen und die Landschaft. – *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges.* 8, 297-309.
- Haemisch, M., Kehmann, L., 1992: Naturschutzbilanzen. Definierte Umweltqualitätsziele und quantitative Umweltstandards im Naturschutz. – *Natur u. Landschaft* 67, 4, 143-148.
- Hard, G., 1986: Vegetationskomplexe und Quartierstypen in einigen nordwestdeutschen Städten. – *Landschaft u. Stadt* 18, 1, 11-25.
- Hard, G., Pirner, J., 1985: Stadtvegetation und Freiraumplanung am Beispiel der Osnabrücker Kinderspielplätze. – *Osnabrücker Studien z. Geogr.* 7, 1-84.
- Hehmann, M., 1995: Untersuchungen zur Carabidenfauna im extensiv genutzten Niedermoorgrünland westlich des Dümmer (Dümmerlohhausen, Lkr. Vechta). – *Dipl.arb. Univ. Osnabrück*.
- Herrmann, T., 1996: Anforderungen an vegetationskundliche und floristische Erhebungen im Rahmen unterschiedlicher Fragestellungen. – *Laufener Seminarbeitr.* 3/96, 23-36.
- Hölzinger, J., 1987: Die Vögel Baden-Württembergs. Gefährdung und Schutz. Grundlagen, Biotopschutz. Avifauna

- Baden-Württemberg, 1,1 (Bd. 1, Teil 1). – Ulmer, Stuttgart. 724 S.
- Hülbusch, K.H., Bäuerle, H., Hesse, F.; Kienast, D., 1979: Freiraum- und landschaftsplanerische Analyse des Stadtgebietes von Schleswig. – *Urbs et Regio* 11, 1-216.
- Janssen, W., 1982: Jahresrhythmik und Aktivitätsdichte von Carabiden in einem Eichen-Hainbuchenwald (Querco-Carpinetum) im Naturschutzgebiet Hasbruch bei Oldenburg/Niedersachsen. – *Drosera* 1, 33-38.
- Kästner, A., Partzsch, M.; Buschendorf, J., 1993: Phytozönose und Herpetofauna der Gewässer- und Grabensysteme in einer stark anthropogen beeinflussten Landschaft. – *Arch. f. Nat. – Landsch.* 32, 243-271.
- Karisch, T., 1995: Die Schmetterlinge der Fichtenwälder des Hochharzes (Insecta: Lepidoptera). – *Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Tierkde Dresden* 20, 7, 89-132.
- Kerkhoff, C., 1993: Untersuchungen an Gastropodenzönosen von Auenwäldern in Süddeutschland. Teil I. u. II. – *Zool. Jb. Syst.* 120, 321-375, 453-494.
- Kiemstedt, H., 1991: Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. – In: *Henle, K., Kaule, G.* (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – *Ber. ökol. Forschung* 4, 338-342.
- Kienast, D., 1978a: Die spontane Vegetation der Stadt Kassel in Abhängigkeit von bau- und stadtstrukturellen Quartierstypen. – *Urbs et Regio* 10, 1-413.
- Kienast, D., 1978b: Kartierung der realen Vegetation des Siedlungsgebietes der Stadt Schleswig mit Hilfe von Sigma-gesellschaften. – In: *Tüxen, R.* (Hrsg.): Assoziationskomplexe (Sigmeten). – *Ber. Int. Sympos. Int. Ver. Vegkde* 1977, 329-345.
- Köppler, D., 1995: Vegetationskomplexe von Steppenheide-Physiotopen im Jura-gebirge und ihre Bedeutung als Elemente einer landschaftsökologischen Gliederung. – *Diss. Bot.* 249, Cramer, Berlin, Stuttgart. 228 S.
- Köppler, D., Schwabe, A., 1996: Typisierung und landschaftsökologische Gliederung S- und W-exponierter „Steppenheiden“. – *Ber.-Reinhold-Tüxen-Ges.* 8, 159-192.
- Kratochwil, A., 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines versaumten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl – ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenzbiotop gefährdeter Tierarten. – *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 34, 57-108.
- Kratochwil, A., 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesuchergemeinschaften: biozöologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (Mesobrometum) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). – *Phytocoenologia* 11, 4, 455-669.
- Kratochwil, A., 1985: Beobachtungen zur Blütenbesucher-Gemeinschaft (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines aufgelassenen Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl (Südbaden) – ein Beitrag zur Bedeutung brachliegender Wiesen für den Naturschutz. – *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Entomol.* 4, 453-456.
- Kratochwil, A., 1987: Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischen Raster – Methoden, Probleme und Beispiele biozöologischer Forschung. – *Tuexenia* 7, 13-53.
- Kratochwil, A., 1988a: Zur Bestäubungsstrategie von *Pulsatilla vulgaris* Mill. – *Flora* 181, 261-325.
- Kratochwil, A. (Red.), 1988b: 1. Tagung des Arbeitskreises „Biozönologie“ in der Gesellschaft für Ökologie am 14. und 15. Mai 1988 in Freiburg i. Br. – *Beih. 1 Verh. Ges. f. Ökologie.* 103 S.
- Kratochwil, A., 1988c: Co-phenology of plants and anthophilous insects: a historical area-geographical interpretation. – *Entomol. Gener.* 13, 3, 67-80.
- Kratochwil, A., 1989a: Grundsätzliche Überlegungen zu einer Roten Liste von Biotopen. – *Schr.-R. Landschaftspfl. u. Natursch.* 29, 136-150.
- Kratochwil, A., 1989b: Biozönotische Umrichtungen im Grünland durch Düngung. – *NNA-Berichte* 2, 1, 46-58.
- Kratochwil, A., 1989c: Erfassung von Blütenbesucher-Gemeinschaften (Hymenoptera Apoidea, Lepidoptera, Diptera) verschiedener Rasengesellschaften im Naturschutzgebiet „Taubergießen“ (Oberrheinebene). – *Verh. Ges. f. Ökologie (Göttingen)* 17, 701-711.
- Kratochwil, A., 1991a: Biozöologische Grundlagenuntersuchungen zum Forschungsschwerpunkt Arten – und Biotopschutz. – In: *Henle, K., Kaule G.* (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – *Berichte aus der Ökologischen Forschung* 4, 193-200.
- Kratochwil, A., 1991b: Zur Stellung der Biozönologie in der Biologie, ihre Teildisziplinen und ihre methodischen Ansätze. – *Verh. Ges.f.Ökologie, Beih.* 2, 9-44.
- Kratochwil, A. (Red.), 1991c: 2. Tagung des Arbeitskreises „Biozönologie“ in der Gesellschaft für Ökologie am 6. und 7. Mai 1989 in Freiburg i. Br. – *Verh. Ges. f. Ökologie, Beih.* 2. 176 S.
- Kratochwil, A., 1996: Das Leitbild- und Zielarten-Konzept auf biozöologischer Grundlage – seine Bedeutung für die Praxis. In: *Fachsektion Freiberufliger Biologen im Verband Deutscher Biologen e.V., Landesarbeitskreis NRW* (Hrsg.): Symposium Praktische Anwendungen des Biotopmonitoring in der Landschaftsökologie, 50-58.
- Kratochwil, A., Abmann, T., 1996a: Biozönotische Konnexen im Vegetationsmosaik nordwestdeutscher Hudelandschaften. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 8, 237-282.
- Kratochwil, A., Abmann, T., 1996b: Biozöologische Untersuchungen in Hudelandschaften des nordwestdeutschen Tieflandes. – *Verh. Ges. f. Ökologie* 26, 229-237.
- Kratochwil, A., Klatt, M., 1989: Wildbiengemeinschaften (Hymenoptera Apoidea) an spontaner Vegetation im Siedlungsbereich der Stadt Freiburg. – *Braun-Blanquetia* 3, 2, 421-438.
- Kratochwil, A., Schwabe, A., 1993: Biozöologisch-landschaftsökologische Bestandsaufnahme und Bewertung bei der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) unter Berücksichtigung von Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Gesellschaftskomplexen. – *Schr.-R. Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* 636, 63-84.
- Kratochwil, A., Schwabe, A., i. Dr.: Biozönologie. Ulmer Stuttgart.
- Krause, W., Preisling, E., 1952: Die Grünlandgesellschaften der Dümmer-Hunte-Niederung. – *Mskr., Gutachten der Bundesanstalt für Vegetationskartierung, jetzt BfN, Bonn-Bad Godesberg. Lepidopteren-Arbeitsgruppe Schweizerischer Bund für Naturschutz*, 1988: Tagfalter und ihre Lebensräume – Arten, Gefährdung, Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. – 2. Aufl. Verlag K. Holliger, Egg. 516 S.
- Leser, H., 1997: Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. – 4. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 644 S.
- Matthey, W., Dethier, M., Galland, P., Lien-

- hard, C., Rohrer, N.; Schiess, T., 1981: Étude écologique et biocénétique d'une pelouse alpine au parc national suisse. – Bull. Ecol. 12, 4, 339-354.
- Mattes, H., 1988a: Untersuchungen zur Ökologie und Biogeographie der Vogelgemeinschaften des Lärchen-Arvenwaldes im Engadin. – Münstersche Geographische Arbeiten 30, 1-138.
- Mattes, H., 1988b: Zur Beziehung zwischen Vegetation und Avizönosen – Übereinstimmung und Möglichkeiten der Klassifikation. – Mitt. bad. Landesver. Naturkde u. Natursch. N.F. 14, 3, 581-586.
- Merkens, S., 1995: Untersuchungen zur Eignung ausgewählter Spinnenzönosen als Feuchte-Indikatoren im extensiv genutzten Grünland (Dümmer, Dümmerlohausen, Lkr. Vechta). – Dipl.arb. Univ. Osnabrück.
- Miotk, P., 1979: Das Lößwandökosystem im Kaiserstuhl. – Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 49/50, 159-198.
- Miotk, P., 1986: Situation, Problematik und Möglichkeiten im zoologischen Naturschutz. – In: BFANL (Hrsg.): Rote Listen von Pflanzengesellschaften, Biotopen und Arten – Referate und Ergebnisse eines Symposiums in der BFANL, 12.-15. November 1985. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 18, 49-66.
- Mosimann, P., Naef-Daenzer, B.; Blattner, M., 1987: Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. – Der Ornithologische Beobachter 84, 275-299.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974: Aims and methods of vegetation ecology. – Wiley & Sons, New York, u. a. 547 S.
- Oppermann, R., 1987: Suitability of different vegetation structure types as habitat for the whinchat (*Saxicola rubetra*). – Vegetatio 90, 109-116.
- Plachter, H., 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 29, 107-135.
- Plachter, H., 1992: Naturschutzkonforme Landschaftsentwicklung zwischen Bestandssicherung und Dynamik. – Tagungsbericht „Landschaftspflege – Quo vadis?“. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 143-198.
- Plachter, H., 1994: Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Z. Ökologie Natursch. 3, 87-106.
- Plachter, H., Reich, M., 1994: Großflächige Schutz- und Vorrangräume: eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. – Veröff. PAÖ 8, 17-43.
- Pott, R., Hüppe J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandl. Westfäl. Mus. Naturkde Münster 53, 1/2, 1-313.
- Preston, F.W., 1949: The commonness and rarity of species. – Ecology 29, 254-283.
- Reck, H., 1990: Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 32, 99-119.
- Reck, H., 1993: Standardprogramm zur Beurteilung der Belange des Arten- und Biotopschutzes in der Straßenplanung. – Schr.-R. Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 636, 7-37.
- Reck, H., 1996: Bewertungsfragen im Arten- und Biotopschutz und ihre Konsequenzen für biologische Fachbeiträge zu Planungsvorhaben. – Laufener Seminarbeitr. 3/96, 37-52.
- Reich, M., 1994: Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 40, 103-111.
- Reinhardt, R., Richter, P., 1978: Zur ökologischen Isolierung der an der Brennessel (*Urtica dioica*) lebenden Nymphaliden. – Ent. Ber. (Berlin), 43-50.
- Riecken, U., 1989: Symposium „Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen“ – erste Bilanz einer Tagung in Bonn-Bad Godesberg (12.-14.06.1989). – Natur u. Landschaft 64, 10, 474-476.
- Riecken, U., 1990: Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen – Eine Einführung. – In: Riecken, U. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 32, 9-26.
- Riecken, U., 1992: Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 36, 1-187.
- Riecken, U., 1996: Die Bedeutung zoologischer Fachbeiträge für unterschiedliche Ebenen der naturschutzrelevanten Planung. – Laufener Seminarbeitr. 3/96, 9-22.
- Riecken, U., Ries, U.; Ssymank, A. 1994: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 41, 1-184.
- Rochow, M. v., 1948: Die Vegetation des Kaiserstuhls. Pflanzensoziologische Gebietsmonographie mit einer Karte der Pflanzengesellschaften im Maßstab 1:25 000. – Diss. Univ. Freiburg, 225 S. + Anhang.
- Rümer, H., Mühlenberg, M., 1988: Kritische Überprüfung von „Minimalprogrammen“ zur zoologischen Bestandserfassung. – Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 83, 151-157.
- Ryrholm, N., Huemer, P., 1995: Schmetterlingszönosen alpiner Pflanzengesellschaften im Bereich der Sajatmähder (Venedigergruppe, Nationalpark Hohe Tauern) (Lepidoptera). – Carinthia II. 185/105. Jg., 513-525.
- Schaefer, M., 1970: Einfluß der Raumstruktur in Landschaften der Meeresküste auf das Verteilungsmuster der Tierwelt. – Zool. Jb. Syst. 97, 55-124.
- Schaefer, M., 1992: Ökologie. Reihe Wörterbücher der Biologie. – 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 433 S.
- Schlumprecht, H., Völkl, W., 1992: Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. – Natur u. Landschaft 67, 1, 3-7.
- Schröder, F., 1977: Die Mollusken der Pflanzengesellschaften in den Gewässern des Bremer Raumes. I. Gastropoden der Lemnetea im Bremer Blockland. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 38, 23, 423-430.
- Schultz, W., 1990: Zur Spinnenfauna (Araneae) der Tertiärdünen Ostfriesischer Inseln. – Drosera 90, 1/2, 35-41.
- Schultz, W., 1992: Beitrag zur Spinnenfauna (Arachnida, Araneida) der Tertiärdünen der ostfriesischen Insel Norderney. – Verh. naturwiss. Verein Hamburg NF 33, 239-245.
- Schultz, W., 1995: Verteilungsmuster der Spinnenfauna (Arthropoda, Arachnida, Araneida) am Beispiel der Insel Norderney und weiterer friesischer Inseln. – Diss. Univ. Oldenburg. 230 S.
- Schultz, W., Finch, O.-D., 1995: Biotoptypenbezogene Verteilung der Spinnenfauna der nordwestdeutschen Küstenregion – Charakterarten, typische Arten

- und Gefährdung. – Cuvillier, Göttingen. 141 S.
- Schwabe, A., 1979: Sigma-Soziologie von Weidfeldern im Schwarzwald: Methodik, Interpretation und Bedeutung für den Naturschutz. – *Phytocoenologia* 6: 21-31.
- Schwabe, A., 1987: Fluß- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald. – *Diss. Bot.* 102. 1-368.
- Schwabe, A., 1988: Erfassung von Kompartimentierungsmustern mit Hilfe von Vegetationskomplexen und ihre Bedeutung für zöologische Untersuchungen. – *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde Natursch. N.F.* 14, 3, 621-630.
- Schwabe, A., 1989: Vegetation complexes of flowing-water habitats and their importance for the differentiation of landscape units. – *Landscape Ecology* 2, 237-253.
- Schwabe, A., 1990: Stand und Perspektiven der Vegetationskomplexforschung. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 2, 45-60.
- Schwabe, A., 1991a: Perspectives of vegetation complex research and bibliographic review of vegetation complexes in vegetation science and landscape ecology. – *Excerpta Botanica B* 28, 223-243.
- Schwabe, A., 1991b: Vegetation complexes can be used to differentiate landscape units. – *Colloques phytosociologiques Versailles: Phytosociologie et paysages*, 261-279.
- Schwabe, A., 1991c: Kleinräumige Vegetationskomplexe am Rande des Wattenmeeres: einige symmorphologische und bioökologische Merkmale. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 3, 241-267.
- Schwabe, A., Kratochwil, A., 1984: Vegetationskundliche und blütenökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Borkum. – *Tuexenia* 4, 125-152.
- Schwabe, A., Mann, P., 1990: Eine Methode zur Beschreibung und Typisierung von Vogelhabitaten, gezeigt am Beispiel der Zippammer (*Emberiza cia*). – *Ökologie der Vögel (Ecology of birds)* 12, 185-189.
- Schwabe, A., Köppler, D.; Kratochwil, A., 1992: Vegetationskomplexe als Elemente einer landschaftsökologisch-bioökologischen Gliederung, gezeigt am Beispiel von Fels- und Moränen-Ökosystemen. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 4, 135-145.
- Seitz, B.-J., 1982: Untersuchungen zur Ko-  
 inzidenz von Vogelgemeinschaften und Vegetationskomplexen im Kaiserstühler Rebgele. – *Tuexenia* 2, 233-255.
- Sneath, P. H., Sokal, R., 1973: *Numerical taxonomy*. – Freeman, San Francisco.
- Ssymank, A., 1992: Das Nahrungsangebot für Schmetterlinge und Habitatpräferenzen im Vegetationsmosaik von Wäldern. – *Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ.* 67, 397-429.
- Stamol, V., 1991: Coenological study of snails (Mollusca: Gastropoda) in forest phytocoenoses of Medvednica mountain (NW Croatia, Yugoslavia). – *Vegetatio* 95, 33-54.
- Steffny, H., Kratochwil, A.; Wolf, A., 1984: Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, Bombus) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Ober-rheinebene) – Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen. – *Natur u. Landschaft* 59, 11, 435-443.
- Strijbosch, H., 1977: Beziehungen zwischen der Herpetofauna, Pflanzengesellschaften und abiotischen Faktoren in einer Gruppe von oligotrophen bis eutrophen Heidetümpeln bei Nijmegen, Niederlande. – In: *Tüxen, R.* (Hrsg.): *Vegetation und Fauna*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln*, 283-291.
- Stroscher, K., 1988: Gastropoden-Gemeinschaften in verschiedenen, pflanzensoziologisch charakterisierten Waldgesellschaften – Methoden der Erfassung und Ergebnisse. – *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde Natursch. NF* 14, 3, 605-614.
- Thannheiser, D., 1988: Eine landschaftsökologische Studie bei Cambridge Bay, Victoria Island, N.W.T., Canada. – *Mitt. Geogr. Ges. Hamburg* 78, 1-51.
- Thannheiser, D., 1992: Landschaftsökologische Studien in der kanadischen Arktis. – *Naturschutzforum* 5/6, 201-217.
- Thiele, H. U., 1977: Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. – *Zoophysiol. and Ecology* 10. Springer, Berlin u.a. 369 S.
- Thienemann, A., 1939: Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. – Stuttgart. 19 S.
- Thienemann, A., 1941: *Leben und Umwelt*. Bd. 12. Leipzig.
- Tischler, T., 1985: Freiland-experimentelle Untersuchungen zur Ökologie und Biologie phytophager Käfer (Coleoptera: Chrysomelidae, Curculionidae) im Litoral der Nordseeküste. – *Faun.-ökol. Mitt. Suppl.* 6. 180 S.
- Tischler, W., 1947: Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. – *Biol. Zbl.* 66, 49-56.
- Trautner, J. (Hrsg.), 1992: *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. – *Ökologie in Forschung und Anwendung* 5. Margraf, Weikersheim. 254 S.
- Tüxen, R., (Hrsg.), 1965: *Biosozioologie*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Stolzenau/Weser* 1960. Den Haag. 350 S.
- Tüxen, R., (Hrsg.) 1977: *Vegetation und Fauna*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln* 1976. Vaduz. 566 S.
- Usher, M., Erz, W. (Hrsg.), 1994: *Erfassen und Bewerten im Naturschutz*. – *Quelle und Meyer*. Heidelberg, Wiesbaden. 340 S.
- Vossel, E., Abmann, T., 1995: Die Chilopoden, Diplopoden und Carabiden unterschiedlich genutzter Waldflächen bei Bentheim (Südwest-Niedersachsen): Vergleich eines Wirtschaftshochwaldes mit zwei ehemaligen Hudeflächen. – *Drosera* 95, 2, 127-143.
- Weber-Oldecop, D., 1977: *Wasserpflanzengesellschaften in Forellenbächen in Niedersachsen*. – In: *Tüxen, R.* (Hrsg.): *Vegetation und Fauna*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln*, 171-176.
- Weidemann, H.J., 1989: Die Bedeutung von Sukzession und „Störstellen“ für den Biotopschutz bei Schmetterlingen. – *Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 29, 239-247.
- Weidemann, H.J., 1995: *Tagfalter (alle heimischen Arten, Alpenarten Auswahl) Biologie, Ökologie, Biotopschutz mit einer Einführung in die Vegetationskunde*. – *Naturbuch Verlag*. Augsburg. 657 S.
- Weidemann, H.J., Köhler, J., 1996: *Nachtfalter. Spinner und Schwärmer*. – *Naturbuch Verlag*. Augsburg. 512 S.
- Wiegleb, G., 1997: *Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung*. – *Z. Ökologie u. Natursch.* 6, 43-62.
- Wilmanns, O., 1975: *Junge Änderungen der Kaiserstühler Halbtrockenrasen*. – In: *Univ. Hohenheim* (Hrsg.): *Vortr. Tagung „Umweltforschung“*, 15-22.
- Wilmanns, O., 1987: *Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Bioökologie*. – *Tuexenia* 7, 3-12.
- Wilmanns, O., 1993: *Ökologische Pflanzen-*

- soziologie. – 5. Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. 382 S.
- Wilmanns, O., Dierßen, K.*, 1979: Kriterien des Naturschutzwertes, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. – *Phytocoenologia* 6, 544-558.
- Wilmanns, O., Kratochwil, A.*, 1983: Naturschutz-bezogene Grundlagen-Untersuchungen im Kaiserstuhl. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 34, 39-56.
- Wilmanns, O., Tüxen, R.* (Hrsg.), 1980: Epharmonie. – Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln 1979. 462 S.
- Wilmanns, O., Wimmenauer, W., Fuchs, G.; Rasbach, H. u. K.* (Hrsg.), 1989: Der Kaiserstuhl, Gesteine und Pflanzenwelt. – Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 8, Ulmer, Stuttgart. 244 S.
- Zehm, A.*, 1997: Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschreckenzyklen (Orthoptera) in der hessischen Oberrheinebene. – *Tuexenia* 17.

### **Anschriften der Verfasser**

Prof. Dr. Anselm Kratochwil  
Universität Osnabrück, FB Biologie / Chemie, Fachgebiet Ökologie  
Barbarastraße 11  
D-49069 Osnabrück

Prof. Dr. Angelika Schwabe  
Technische Universität Darmstadt, Institut für Botanik, Fachgebiet Geobotanik  
Schnittspahnstraße 4  
D 64287 Darmstadt

# Zur Bedeutung von Flechten und Moosen bei der naturschutzrelevanten Gebietsbewertung

von Fred J. A. Daniels

## 1. Einführendes zu Flechten und Moosen

Flechten sind Lebensgemeinschaften von einem Pilz, meistens ein Ascomycet (Mycobiont), und einer oder mehreren Grün- und/oder Blaualgen (Phycobiont). Sie bilden gemeinsam ein Lager oder Thallus. Dieser ist krusten-, blatt- oder strauchförmig und einfach gestaltet ohne stark ausgeprägte histologische und morphologische und daher funktionelle Differenzierung. Der Phycobiont ist zuständig für die Photosynthese und N-Versorgung aus der Luft, der Mycobiont für Wasser- und Mineralstoffversorgung. Er bestimmt die Struktur des Thallus dieser „Doppel-Organismen“, die sich wie Einzelorganismen verhalten (u.a. *Henssen & Jahns 1974, Nash 1996*).

Wie die Moose sind Flechten wechselfeucht. Aufnahme und Abgabe von Wasser, Nährsalzen und Gasen findet über die ganze Thallusoberfläche passiv, also auf physikalischem Wege, statt. Nur bei feuchtem Thallus sind Flechten (und Moose) physiologisch aktiv und ist Stoffgewinn möglich.

Flechten sind sehr sparsam mit der aufgebauten Biomasse, wachsen langsam und erreichen ein hohes Alter (u.a. *Lange 1992*). Sie sind sensibel für Schadstoffe und sehr geeignet als Bioindikatoren (u.a. *Feige, 1982, Ahmadjian & Hale 1973, Nash & Wirth 1988*).

Bei günstigen Wachstumsbedingungen sind Höhere Pflanzen durch ihre höhere Gestalt den licht-liebenden Flechten (und Moosen) in der Konkurrenz weit überlegen. Deswegen findet man sie vor allem an Sonderstandorten (z.B. Rinde, Gestein) oder als Erdbewohner in Mooren, Trockenrasen und Heiden, oder maritimen, alpinen und arktischen Tundren, also dort, wo die Wachstumsbedingungen für die meisten Höheren Pflanzen ungünstig sind. An extreme Standortverhältnisse, z.B. niedrige Temperaturen, sind Flechten physiologisch gut angepaßt. Bei vielen Arten liegt die maximale Photosyn-

theseleistung bei recht niedrigen Temperaturen. Selbst unter 0°C ist Stoffgewinn möglich (u.a. *Kappen & Lange 1972, Lange 1992*).

Flechten sind überwiegend photophil, während Moose mit weniger Licht an feuchteren Standorten auskommen; sie wachsen schneller als Flechten: Moose (Lebermoose und Blattmoose) sind thallös oder mit wurzel-, stengel- und blattartigen Strukturen. Die eigentliche Moospflanze ist der Gametophyt. Der Sporophyt mit Stiel und Kapsel sitzt dem Gametophyt auf.

Moose zeigen eine grössere Variation in Wuchs- und Lebensformen.

Es gibt kurzlebige und langlebige Moose mit sehr unterschiedlichen Lebensstrategien (u.a. *During 1982*).

Flechten (mit etwa 14000 Arten) und Moose (mit etwa 25000 Arten) sind weltweit verbreitet. Bei der Vermehrung spielt die vegetative eine wichtige Rolle.

Weiteres zu diesen Organismengruppen bei *Ahmadjian & Hale (1973), Seaward (1977), Clarke & Duckett (1979), Smith (1982) und Schofield (1985)*.

## 2. Bedeutung der Flechten und Moose

Es gibt viele Gründe Flechten und Moose bei Bestands- und Gebietserfassungen zu berücksichtigen. Wegen ihrer von den Höheren Pflanzen stark abweichenden Biologie liefern sie wichtige zusätzliche Informationen, die bei naturschutzrelevanten Entscheidungen zu berücksichtigen sind.

1. Vollständigkeit. Jede Gebietsinventarisierung soll möglichst alle Arten erfassen, also auch die Flechten und Moose. Dies ist Grundlage für den Artenschutz dieser Organismen.

2. Biomasse. Flechten und Moose sind wichtige Strukturkomponenten vieler Phytozönosen und Landschaften (z.B. Quellfluren, Mooren, Heiden, Sandtrockenrasen, Wälder, Tundren und montane, tropische Regenwälder).

Sie treten oft als Synusien (Vereine), ökologisch und morphologisch einander

nahestehende und unter annähernd gleichen kleinstandörtlichen Bedingungen lebende Artengruppierungen, die man wie ganze Bestände typologisieren und klassifizieren kann (cf. *Barkman 1973, Wilmanns 1993, Paus 1997*), auf.

Mittels Synusien kann man die Struktur der Vegetation detailliert beschreiben (cf. *Schuhwerk 1986, Dierschke 1994*).

3. Funktion im Ökosystem. Sie gehören zu den primären Produzenten und tragen zum Stoffgewinn bei. Sie haben auch andere wichtige Funktionen im Ökosystem, z.B. in borealen und arktischen Gebieten Anreicherung des Bodens mit pflanzenverfügbaren N-Verbindungen durch Luftstickstoff-Fixierung durch Blaualgflechten (u.a. *Crittenden 1983*), Regulierung des Abflusses von Regenwasser in tropischen Bergwäldern und Hochmoorplateaus, Ernährungsgrundlage für Tiere z.B. Rentiere, und Lebensraum für Kleintiere (siehe auch 2.). Darüber hinaus gibt es viele Wechselwirkungen mit den höheren Pflanzen.

4. Vegetationsökologischer Indikatorwert. Ohne Berücksichtigung von Flechten und Moosen bei Bestandsaufnahmen gibt es oft ein gravierendes Informationsdefizit: Ein „Fagetum“ mit oder ohne Epiphyten, oder eine Heide mit oder ohne Flechten, sind zwei Welten für Ökologen, nur eine für Laien! In der Vegetationskunde ist es mittlerweile Usus geworden, auch die Moos- und Flechtenarten in Aufnahmen und Tabellen aufzunehmen.

4a. Syntaxonomisch: Viele Flechten und Moose sind Charakter- oder Trennarten von Pflanzengesellschaften (Syntaxa) oder Trennarten der Untereinheiten, die Subassoziationen oder Varianten. Nur einige Beispiele seien hier erwähnt. *Dicranum spurium* ist im Nordwesteuropäischen Tiefland Charakterart des **Genisto-Callunetums**, *Cladonia zopfii* des **Spergulo-Corynephoretums**, *Sphagnum molle* des **Ericetum tetralicis** und *Rhytidiadelphus squarrosus* der **Molinio-Arrhenatheretea**. Eine Reihe von Flechten differenziert die Subassoziation **cladonietosum** des **Spergulo-Corynephoretums** und **Genisto-Callunetums**. Die Kryptogamen (und ihre Synusien) sind also sehr wichtig bei der Charakterisierung und Differenzierung unserer Pflanzengesellschaften (vgl. u.a. *Westhoff & Den Held 1975, Dierssen 1988, Daniels et al. 1993, Pott 1995*).

Auch Synusien zeigen ein differenziertes phytozoölogisches Verhalten und können bei der Charakterisierung von Pflanzenassoziationen herangezogen wer-

**Tab. 1: Synoptische Tabelle der Flechtenvereine der 4 Heide-Flächen (verändert n. Biermann et al. 1994): A Aufbaustadium, R Reifestadium, D Degenerationsstadium, Pionierstadien von *Calluna vulgaris* fehlen. \* Charakterarten der Syntaxa oder Vereine.**

CALLUNA STADIUM	A	A	R	R	ARD	RD
Zahl der Kleinaufnahmen	3	27	15	24	20	10
<b>Lecideetum uliginosae:</b>						
* <i>Placynthiella icmalea</i>	3	34	-	I+3	-	II+1
<b>Pycnothelio-Cladonietum:</b>						
* <i>Pycnothelia papillaria</i>	-	-	III+4	-	-	-
<i>Cladonia cerv. pulvinata</i>	-	-	IIIr4	-	-	-
<i>Isopachus bicrenatus</i>	-	-	II+2	-	-	-
<b>Cladonia bacillaris MG:</b>						
* <i>Cladonia bacillaris</i>	-	-	-	Vr2	-	-
<b>Cladinetum mitis:</b>						
* <i>Cladonia portentosa</i>	1	2	IIIr2	IVr4	V+4	V+5
* <i>Cladonia arbuscula</i>	-	-	-	II+1	III+2	IIIr3
* <i>Cladonia mitis</i>	-	-	-	-	II12	IIIr3
<b>Abbau-Stadium:</b>						
<i>Ptilidium ciliare</i>	-	-	-	-	-	IVr3
<i>Pleurozium schreberi</i>	-	-	-	-	-	III+5
<i>Dicranum polysetum</i>	-	-	-	-	-	III+5
<i>Hypnum jutlandicum</i>	-	-	-	-	-	II+4
<b>Baeomycion:</b>						
* <i>Cladonia cerv. cervicornis</i>	1	r	IIIr4	-	-	-
* <i>Zygozonium ericetorum</i>	1	2	III+3	-	-	-
<i>Coelocaulon muricatum</i>	1	r	IVr3	IIr1	IIr2	-
<b>Cladonion arbusculae:</b>						
* <i>Cladonia gracilis</i>	1	+	IVr2	IV13	V24	Vr4
* <i>Dicranum scoparium</i>	1	1	-	II+2	III+4	IIIr3
* <i>Cladonia uncialis</i>	1	+	-	III+2	IVr3	IIIr5
* <i>Cladonia crispata cetr.</i>	1	+	IVr2	III+2	IV+2	IIr2
* <i>Coelocaulon aculeatum</i>	1	+	III+2	-	IIIr2	IIIr4
* <i>Cladonia ramulosa</i>	-	-	IIr1	III+2	IIIr2	-
<b>Peltigeretalia:</b>						
* <i>Cladonia coccifera</i>	3	r2	V+3	v+4	III+2	IIIr2
* <i>Cladonia floerkeana</i>	1	r	IIIr2	IIIr2	IIIr2	IIIr+
* <i>Trapeliopsis granulosa</i>	-	-	IIIr2	IIr4	-	-
* <i>Cetraria ericetorum</i>	-	-	-	-	IIr2	II12
* <i>Cladonia subulata</i>	-	-	-	IVr4	-	-
* <i>Cetraria islandica</i>	-	-	-	-	IIIr4	-
<b>Ceratodonto-Polytrichetea:</b>						
* <i>Polytrichum piliferum</i>	-	-	III+3	IIr2	-	II 2
<b>Übrige:</b>						
<i>Cladonia squamosa</i>	-	-	IIIr2	IIr2	IVr2	IIIr2
<i>Cladonia cryptochlorophaea</i>	-	-	IIr1	II+2	IIr2	-
<i>Cephaloziella spec.</i>	-	-	II+2	II12	IIr2	-
<i>Cladonia merochlorophaea</i>	-	-	-	IIIr3	IVr2	IIIr+
<i>Cladonia zopfii</i>	-	-	IIr2	IIr2	-	-
<i>Cladonia novochlorophaea</i>	-	-	-	III13	IIIr2	-
<i>Pohlia nutans</i>	1	+	-	-	-	-
<i>Campylopus pyriformis</i>	1	2	-	-	-	-
<i>Campylopus flexuosus</i>	-	-	-	-	II+2	-
<b>Höhere Pflanzen:</b>						
<i>Calluna vulgaris</i>	1	1	Vr3	IVr2	IVr3	IIIr2
<i>Festuca tenuifolia</i>	-	-	-	IIr1	-	IIIr+
<i>Avenella flexuosa</i>	1	1	-	-	-	IIIr2
<i>Rumex acetosella</i>	-	-	-	-	IIIr1	-

den (cf. Barkman 1973, Kenn-Synusien, viele Beispiele bei Paus 1997).

4b. Syndynamisch: Kryptogamen und ihre Synusien sind gute Indikatoren für die Entwicklungsstadien von Phytozönosen. So sind z.B. das *Lecideetum uliginosae* und *Placynthiella icmalea* und *Pycnothelia papillaria* typisch für die Pionier- und Aufbaustadien des *Genisto-Callunetums*, während das *Cladinetum mitis* und *Ptilidium ciliare* und *Dicranum polysetum* für die Degenerationsphase charakteristisch sind (u.a. Gimingham 1978, Daniels et al. 1993, cf. auch Tabelle 1). Im Pioniersta-

dium des *Spergulo-Corynephorretums* fehlen viele Flechten und Moose, nicht so in den Folgestadien (u.a. Daniels & Krüger 1996).

4c. Hemerobie: Viele Flechten sind indikativ für das Ausmaß des direkten anthropogenen Einflusses und damit für die Natürlichkeit (Hemerobiegrad) der Phytozönosen. Das *Cladonietum rei* ist ein typisch ruderaler Erdflechten-Verein (cf. Paus et al. 1993), das *Cladinetum mitis* erträgt nur wenig Störung. *Sphagnum fuscum* und das *Dicranum bergeri* sind typisch für die Bulten eines lebenden Hochmoo-

res. Die meisten Totholzarten sind beschränkt auf anthropogen wenig beanspruchte Wälder; einige *Lobarion*-Arten (z.B. *Pseudocypbellaria crocata*) dagegen sind typisch für „virgin temperate and boreal forests“. Auch in unseren Wäldern gibt es eine negative Korrelation zwischen Intensität der Waldnutzung und Diversität der epiphytischen Unionen (vgl. Tabelle 2).

5. Ökologische Indikatoren. Auch der ökologische Indikatorwert von vielen Arten ist bedeutend (cf. Ellenberg et al. 1992, Paus et al. 1993). Darüber hinaus gibt es sowohl bei Flechten als auch Moosen Arten, die an sehr spezielle Substrate gebunden sind, wie z.B. Schwermetall-Böden, Exkrementen in Mooren (*Splachnaceae*), Totholz, Gestein (*Umbilicaria*) (u.a. Brodo 1977, Brown 1982). Andere Arten deuten auf spezielle (mikro)klimatologische Verhältnisse hin, wie z.B. viele Arten des *Lobarions* und Bartflechten (u.a. Barkman 1958).

6. Bioindikatoren. Flechten und Moose sind Indikatoren für Schadstoffbelastung von Luft und Boden. Hier existiert schon lange eine umfangreiche Dokumentation (u.a. Nash & Wirth 1988, Smith 1982). Vor allem epiphytische Flechten zeigen eine klare Antwort auf das Ausmaß der Schadstoffbelastung (vor allem Schwefeldioxid) der Luft (auch Barkman 1958, Feige 1972). Alte Bäume ohne Flechtenbewuchs deuten auf schlechte Luftqualität hin. Ebenso ist die Zunahme von Nitrophyten auf Bäumen und Stein direkt, und der Rückgang vieler Erdflechten in Westeuropa indirekt mit den erhöhten N-Emissionen aus der Landwirtschaft verbunden (auch u.a. Van Dobben 1993).

### 3. Beispiel: Bewertung von Heideflächen bei Munster, Lüneburger Heide

#### 3.1. Einleitung

Die Stadt Munster, Soltau-Fallingb., beauftragte Biermann et al. (1994) mit der Erstellung eines Gutachtens über vier Heideflächen im Stadtgebiet von Munster. Die Flächen wurden von der Stadt mit dem Ziel der Erhaltung dieser wertvollen Landschaftsbestandteile angepachtet. Nach dem Ausbleiben der ehemaligen Bewirtschaftung war ein flächenbezogenes Pflegekonzept notwendig. Ein konkretes Leitbild gab es nicht.

**Tab. 2: Epiphytenvereine mit ihren Abundanz/Dominanz-Werten in Wäldern des Negertales, Hochsauerland, modifiziert nach Linnemann (1995); FF Fichtenforst, LF Luzulo-Fagetum, AA Alnus-Acer Wald, SA Stellario-Alnetum. Stark anthropogen beanspruchte Waldtypen z.B. LF (3 und 4) und SA (13 und 14) sind relativ arm an Epiphytenvereinen, bedingt durch die einfache Waldstruktur mit wenig Baumarten.**

Laufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Waldaufnahme	14	15	5	4	7	9	11	2	18	20	19	1	16	17
Waldgesellschaft	FF	FF	LF	LF	LF	LF	FA	FA	AA	AA	SA	SA	SA	SA
Epiphytenvereine	7	6	17	17	21	16	25	19	21	27	26	24	11	13
Flechtenvereine	5	4	10	9	15	13	17	15	15	18	15	15	7	6
Moosvereine	2	2	7	8	6	3	8	4	6	9	11	9	4	7
Baumarten	1	1	1	1	3	3	5	5	5	6	6	5	3	5

<i>Lepraria incana</i> Verein	+	+	2a	2a	2a	1a	2b	2b	2a	2a	1a	1a	2a	2a
<i>Orthodicrano-Hypnetum fil. typ.</i>	+	r	1a	2a	1a	2a	1a	2a	1a	2a	1a	2b	1a	1a
<i>Cladonietum coniocraeae</i>	+	+	+	+	2a	1a	1a	2a	+	1a	1a	2b	1a	+
<i>Pseudevernetium furf. Hyp. phys.</i>	1a	+	1a	2a	1a	2a	1a	2a	2a	2a	1a	1a	1a	1a
<i>Lecanoretum conizaeoidis</i>	2b	2b	2a	+	+	+	+	+	+	1a	1a	+	+	+
<i>Lophocoleo-Dolichothecetum</i>	1a	+	+	r	1a	.	.	.	+	.	+	+	1a	1a
<i>Parmeliopsisidietum ambiguae</i>	.	.	1a	1a	+	2a	1a	+	+	+	1a	+	+	+
<i>Biatoretum stiricae</i>	.	.	1a	2a	+	.	.	+	r	+	.	.	+	r
<i>Brachythecio-Hypnetum</i>	.	.	1a	+	+	.	.	.	2a	+	+	+	.	2a
<i>Plagiothecium laetum</i> Verein	.	.	1a	+	.	.	.	.	+	+	+	+	.	+
<i>Mnium hornum</i> Verein	.	.	.	.	.	.	2b	1a	.	2b	2b	2a	.	+
<i>Cladonia chlorophaea</i> Verein	.	.	r	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+
<i>Leucobryo-Tetraphidetum</i>	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	+
<i>Plagiochila porelloides</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Polytrichum formosum</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Dicrano-Hypnetum fil.</i>	.	.	.	.	.	.	.	1a	2b	2b	2b	.	.	.
<i>Pyrenuletum nitidae</i>	.	.	.	.	1a	1a	+	+	1a	2a	+	.	.	.
<i>Pseudevernetium furf. Parm. sax.</i>	.	.	1a	.	.	1a	2a	2b	2b	2a	1a	.	.	.
<i>Trapeliopsis flexuosa</i> Verein	r	.	.	+	1a	.	.	.	.	+	r	.	.	.
<i>Cladonia digitata</i> Verein	.	.	.	.	r	2a	+	1a	.	.	.	+	.	.
<i>Dicranum scoparium</i> Verein	.	.	1a	+	1a	.	.	.	.	1a	+	.	.	.
<i>Orthodicrano-Hypnetum fil. ptil.</i>	.	.	1a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ochrolechia turneri</i> Verein	.	.	.	.	1a	1a	1a	+	1a	2a	1a	.	.	.
<i>Pseudevernetium furf. typicum</i>	.	.	.	.	.	.	2b	1a	.	2b	+	1a	1a	.
<i>Pertusarietum amarae</i>	.	.	.	.	.	.	.	2a	+	1a	+	.	.	.
<i>Arthonia vinosa</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2a	+	.	.	.
<i>Chaenothecetum melanophaeae</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
<i>Cladonia squamosa</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scapania undulata</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
<i>Cladonia polydactyla</i> Verein	.	.	.	.	1a	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alectorio-Usneetum dasypogae</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ochrolechia androgyna</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	1a	+	.	.	.	.	.
<i>Pseudevernetium furf. Parm. glabr.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	+	.	.	.
<i>Metzgeria furcata</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	2a	2a	.	.	.
<i>Pertusaria pertusa</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
<i>Pseudevernetium furf. Ever. prun.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1a	.	.	.
<i>Orthotrichum stramineum</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cladonia ramulosa</i> Verein	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Anastrepto-Dicranodontietum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Isothecietum myuri</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Es betrifft die Kohlenbissener Heide (1) (16,3 ha), die Kleine Heide (2) (4,5 ha), die Dethlinger Heide (3) (31,4 ha) und die Trauener Heide (4) (12,2 ha). Bis zum Jahr 1984 wurden alle Flächen noch unregelmäßig mit einer Heidschnucken-Herde beweidet.

### 3.2. Methodische Vorgehensweise

Grundlage: floristische und pflanzensoziologische Gebietserfassungen.

3.2.1. Floristische Inventarisierung der Phanerogamen, Flechten und Moose (Nomenklatur nach Ehrendorfer 1973, Brand et al. 1988 und Frahm & Frey 1992).

3.2.2. Etwa 150 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Braun-Blanquet Methodik (cf. Dierschke 1994).

3.2.3. Erfassung der Flechten- und Moossynusien mittels etwa 100 Kleinaufnahmen (30 cm x 30 cm, cf. Paus 1997).

3.2.4. Begleitende bodenkundliche Untersuchungen.

3.2.5. Einstufung der Arten nach Gefährdungsgrad der Roten Listen (Koperski 1991, Hauck 1992, Garve 1993) und als Störzeiger (Wittig 1990).

3.2.6. Tabellenarbeit zur Typologie. Festlegung der syntaxonomischen Position der Vegetationstypen und Beurteilung deren Status (Schutzwürdigkeit, Bedrohung, cf. Dierssen 1988, Drehwald 1993).

3.2.7. Kartierung (1:1000) der im Gelände deutlich erkennbaren Assoziationen, Gesellschaften und Komplexe, inklusiv der Entwicklungsstadien der typischen Heidegesellschaften (Vergrasung mit *Avenella flexuosa*, *Molinia coerulea*, Moos- und Flechtenentwicklung). Auch Störstellen werden kartiert.

3.2.8. Beurteilung der Flächen auf Grundlage der floristischen und pflanzensoziologischen Datenerhebung, aber auch unter Berücksichtigung historischer Daten, nichtbiotischer Landschaftselemente, Störstellen, Flächengröße, Lage in der Landschaft und Nutzung der angrenzenden Flächen.

### 3.3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse wurden in zwei Publikationen (Biermann et al. 1994, Biermann et al. 1995) ausführlich dargestellt. Deswegen hier nur einige ergänzende Bemerkungen.

Der floristische und vegetationskundliche hohe Stellenwert von vor allem der Dethlinger-, Kohlenbissener und Trauener Heide (Gebiete 1, 3 und 4) basiert hauptsächlich auf der hohen Zahl von Rote Liste Arten der Flechten (siehe u.a. Tabelle 3), der aussergewöhnlichen Flechtenvielfalt des landschaftsprägenden *Genisto-Callunetum cladonietosum* mit der flechtenreichen Variante (über 20 Arten pro Aufnahme) und der Diversität und Vitalität der Flechtensynusien in diesen Heidegebieten (Tabelle 1). Schon deswegen sollen diese drei Heideflächen unbedingt geschützt werden.

Doch ist nichts bleibend. Nicht nur *Calluna vulgaris* durchläuft seinen bekannten Lebenszyklus mit Pionier-, Aufbau-, Reife- und Degenerationsphase, auch die Flechtenvegetation unterliegt einer Sukzession von *Lecideetum uliginosae* via *Cladinetum bacillaris* Mikrogesellschaft zum *Cladinetum mitis* mit dem Abbaustadium mit Moosen (u.a. Daniels et al. 1993), die mehr oder weniger gleichgeschaltet ist mit dem *Calluna*-Zyklus.

In den 4 Heideflächen dominiert das *Cladinetum mitis* inklusive des Abbau-Stadiums mit *Ptilidium ciliare* und *Dicranum polysetum* über die Pioniervereine *Leci-*

deetum uliginosae (kaum anwesend), *Pycnothelio-Cladonietum* und *Cladonia bacillaris* Mikrogesellschaft (Tabelle 1). Dieser Rentierflechten-Verein begleitet die Reife- und Degenerationsphasen von *Calluna-vulgaris*, die sich in diesen dichten und hohen Rentierflechten- und Moossteppichen nicht mehr aus Samen vermehren kann. Auch die Flechtendiversität ist in diesem Stadium stark herabgesetzt: im Abbaustadium (Tabelle 1, Spalte RD) fehlen sehr viele Flechten. Auch Vergrasung des **Genisto-Callunetum cladonietosum** mit *Avenella flexuosa* und *Molinia caerulea* kommt vor und wirkt sich negativ auf das Heidekraut und die Flechten aus.

Es bedeutet im Klartext, daß große Bereiche der Heideflächen Überalterungerscheinungen zeigen und daß hier bald Pflegemaßnahmen ergriffen werden müssen, damit *Calluna* sich vermehren kann und die Mikroserie der Flechtenvereine wieder ablaufen kann. Ohne qualitative und quantitative Angaben zu den Flechten sagt ihr Vorkommen allein wenig über den Entwicklungszustand der Heide aus. „Eine Heidefläche mit viel *Cladonia portentosa*“ ist unzureichend charakterisiert. Erst Angaben über die Mengenverhältnisse aller Arten und über die Zusammensetzung des Synusieninventars erlauben eine ökologisch relevante Beurteilung des Zustandes der Heide.

**3.4. Pflegekonzept**

Da die Heidelandschaft schon lange ihre ehemalige Funktion als Existenzsicherung der Bevölkerung verloren hat, drohen wir auch diese wertvolle Kulturlandschaft zu verlieren, wenn wir uns nicht ebenso energisch wie unsere Vorfahren es getan haben mit der Heide beschäftigen. Da aber die alten Bewirtschaftungsformen (Beweidung, Plaggen, Mahd usw. cf. *Ellenberg* 1986) kaum noch geleistet werden können, müssen wir detaillierte Managementpläne entwickeln, die zurückgreifen auf das Prinzip der alten Bewirtschaftungsformen. Für die 4 Heideflächen wurde dazu folgender Managementplan erarbeitet. Ohne artspezifische Kenntnisse der Flechten und Moose wäre eine Empfehlung, alle 20-25 Jahre eine großflächige Mahd oder Abschieben der Vegetation durchaus Realität gewesen.

Für die Erhaltung und Optimierung der Diversität der heidetypischen Vegetationsstrukturen und Arten in ihrem Raum-Zeit-

**Tab. 3: Gefährdete Arten (GA) in den 4 Heidegebieten: 1 Kohlenbissener Heide, 2 Kleine Heide, 3 Dethlinger Heide, 4 Trauener Heide, Gefährdungskategorien der höheren Pflanzen nach Garve (1993), Flechten nach Hauck (1992) und Moose nach Koperski (1991), 5 Störzeiger (verändert nach Biermann et al. 1994).**

	GA	S	1	2	3	4
<i>Acinos arvensis</i>	2	-	-	-	R	-
<i>Agrostis stricta</i>	V	-	*	-	*	*
<i>Anchusa officinalis</i>	3	S	*	-	-	-
<i>Carex lasiocarpa</i>	2	-	*	-	-	-
<i>Carex panicea</i>	3	-	*	-	-	-
<i>Cuscuta epithymum</i>	2	-	*	-	*	-
<i>Dianthus deltoides</i>	3	-	-	-	R	-
<i>Genista anglica</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Genista pilosa</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Juncus filiformis</i>	3	-	-	-	-	*
<i>Juniperus communis</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Lycopodium clavatum</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Nardus stricta</i>	V	-	*	*	*	*
<i>Thymus serpyllum</i>	2	-	-	*	-	*
<i>Trichophorum caespitosum germanicum</i>	3	-	*	*	-	*
<i>Viola canina</i>	3	-	R	-	-	-
<b>Gesamtzahl höherer Pflanzen</b>		1	12	7	9	9
<b>Flechten</b>						
<i>Baeomyces roseus</i>	3	-	*	-	-	-
<i>Cetraria ericetorum</i>	1	-	*	-	*	*
<i>Cladonia ciliata</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Cladonia cervicornis pulvinatum</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Cladonia cervicornis cervicornis</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Cladonia crispata cetrariiformis</i>	2	-	*	*	*	*
<i>Cladonia foliacea</i>	2	-	-	-	*	-
<i>Cladonia fragilissima</i>	1	-	*	-	-	-
<i>Cladonia phyllophora</i>	3	-	-	-	*	*
<i>Cladonia ramulosa</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Cladonia strepsilis</i>	2	-	*	-	-	-
<i>Cladonia zopfii</i>	2	-	*	*	*	*
<i>Coelocaulon aculeatum</i>	3	-	*	*	*	*
<i>Coelocaulon muricatum</i>	2	-	*	*	*	*
<i>Pycnothelia papillaria</i>	1	-	*	-	*	-
<b>Moose</b>						
<i>Barbilophozia barbata</i>	3	-	-	-	-	*
<i>Dicranum spurium</i>	2	-	*	*	*	*
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	3	-	*	-	-	-
<b>Gesamtzahl Flechten und Moose</b>		-	15	9	13	12

Gefüge ist aber ein differenzierteres Konzept gefragt.

Es wurden Zonen unterschiedlichen Handlungsbedarfes vorgeschlagen:

**Tabuzonen:** Ausgewiesen wegen eines hohen aktuellen floristischen oder pflanzensoziologischen Wertes; vorläufig nichts tun, nur die Entwicklung kontrollieren.

**Verjüngungszonen:** Bereiche mit *Cladinetum mitis* und Moosen der Abbaustadien. Diese Bereiche sehen eigentlich noch gut aus, sind aber überaltert und werden bald keine Lebensräume für *Calluna vulga-*

*ris* und viele Flechten bieten. Hier soll KLEINFLÄCHIG geplaggt werden, damit das Heidekraut sich generativ (aus dem Samenspeicher) oder vegetativ vermehren kann und die Sukzession von Pionierflechtensynusien zum *Cladinetum mitis* wieder ablaufen kann.

**Umwandlungszonen:** Hier ist akuter Handlungsbedarf gegeben (Plaggen, Mahd). Es sind stark vergraste Bereiche, die keine Möglichkeiten mehr bieten für Zwergsträucher und andere typische Heidepflanzen, inklusive Flechten und Moose.

Pufferzonen: Randbereiche, die ihrer Sukzession überlassen werden, damit die Heideflächen vom Umfeld einigermaßen abgeschirmt werden.

Immer sollen diese Pflege- und Optimierungsmaßnahmen begleitet werden von Erfolgskontrollen.

#### 4. Fazit

Flechten und Moose sollen bei der naturschutzrelevanten Gebietsberurteilung immer so vollständig wie möglich miterfasst werden mit artspezifischen Angaben über quantitative Vorkommen. In den oligotrophen Heide-, Moor-, Trockenrasen-, aber auch in Waldlandschaften sind detaillierte artspezifische Erfassungen, wie oben beschrieben, unverzichtbar.

#### Literatur

- Ahmadjian, v., Hale, M.E. (Hrsg.), 1973: The Lichens. Academic Press. New York, London. 697 S.
- Barkman, J.J., 1958: Pytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen. 628 S.
- Barkman, J.J., 1973: Synusial approaches to classification. In: (Hrsg. Whittaker, R.H.) Handbook of Vegetation Science Part V: Ordination and Classification of Vegetation. Junk, The Hague: 437-491.
- Biermann, R., Breder, Ch., Daniels, F., Kiffe, K., Paus, S., 1994: Heideflächen im Raum Munster, Lüneburger Heide: eine floristisch-pflanzensoziologische Erfassung als Grundlage für Pflege- und Optimierungsmaßnahmen. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 136: 103-159.
- Biermann, R., Breder, Ch., Daniels, F., Kiffe, K., 1995: Flechten und Moose als Indikatoren bei der Bewertung von Heiden. Natur und Landschaft 70, 6: 247-251.
- Brand, A.M., Aptroot, A., de Bakker, A.J., Van Dobben, H.F., 1988: Standaardlijst van de Nederlandse korstmossen. Wet. Med. KNNV 118.
- Brodo, I.M., 1977: Substrate Ecology. In: (Hrsg. Ahmadjian, V., Hale, M.E.) The Lichens. Academic Press, New York, London: 401-442.
- Brown, D.H., 1982: Mineral Nutrition. In: (Hrsg. Smith, A.J.E.) Bryophyte Ecology. Chapman and Hall, London, New York: 383-444.
- Clark, G.C.S., Duckett, J.G. (Hrsg.), 1979: Bryophyte Systematics. Academic Press, London etc. 582 S.
- Crittenden, P.D., 1983: The role of lichens in the nitrogen economy of subarctic woodlands: Nitrogen loss from the nitrogen-fixing lichen *Stereocaulon paschale* during rainfall. In: (Hrsg. Lee, J.A., McNeill, S., Rorison, I.H.) Nitrogen as an Ecological Factor. Blackwell, Oxford etc.: 43-68.
- Daniels, F.J.A., Biermann, R., Breder, Ch., 1993: Über Kryptogamen-Synusien in Vegetationskomplexen binnenländischer Heidelandschaften. Ber. Reinhold-Tüxen Ges. 5: 199-219.
- Daniels, F., Krüger, O., 1996: Veränderungen in droge stuifzandbegroeiingen bij Kootwijk na kappen en verwijderen van Grove dennen. Stratiotes 13: 37-56.
- Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie: Ulmer, Stuttgart. 683 S.
- Diessen, K., 1988: Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6. 2. Aufl.
- Dobben, H., van, 1993: Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity. Ph.D. Thesis. Utrecht. 224 S.
- Drehwald, U., 1993: Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Flechtengesellschaften. Naturschutz und Landespflege in Niedersachsen 20/10.
- During, H.J., 1982: Ecological classification of bryophytes and lichens. In: (Hrsg. Bates, J.W., Farmer, A.M.) Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford: 1-31.
- Ehrendorfer, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Fisher, Stuttgart. 2. Aufl.
- Ellenberg, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, v., Werner, W., Paulißen, D., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18.
- Feige, G.B., 1982: Niedere Pflanzen – speziell Flechten – als Bioindikatoren. Decheniana-Beihefte 26: 23-30.
- Frahm, J., Frey, W., 1992: Moosflora. UTB 1250.
- Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Inform. d. Naturschutz Niedersachsen 13, 1: 1-37.
- Gilbert, O.L., 1973: Lichens and Air Pollution. In: (Hrsg. Ahmadjian, V., Hale, M.E.) The Lichens. Academic Press, New York, London: 443-472.
- Gimingham, C.H., 1978: *Calluna* and its associated species: some aspects of co-existence in communities. Vegetatio 36: 179-186.
- Hauck, M., 1992: Rote Liste der gefährdeten Flechten in Niedersachsen und Bremen. 1. Fassung vom 01.01.1992. Inform. d. Naturschutz Niedersachsen 12: 1-44.
- Henssen, A., Jahns, H.M., 1974: Lichenes. Eine Einführung in die Flechtenkunde. Thieme, Stuttgart. 467 S.
- Kappen, L., Lange, O.L., 1972: Die Kälteresistenz einiger Makrolichenen. Flora 161: 1-29
- Koperski, M., 1991: Rote Liste der gefährdeten Moose in Niedersachsen und Bremen. Inform. d. Naturschutz Niedersachsen 5. 93-118.
- Lange, O.L., 1992: Pflanzenleben unter Streß. Flechten als Pioniere der Vegetation an Extremstandorten der Erde. Rostra Universitatis Wirceburgensis VI, Würzburg. 58 S.
- Linnemann, B., 1995: Wälder, Bäume und Epiphyten im Negertal, Hochsauerland; eine vegetationsökologische Untersuchung. Unveröffentlichte Diplomarbeit. WWU, Münster.
- Nash, Ill. T.H. (Hrsg.), 1996: Lichen Biology. Cambridge University Press. 303 S.
- Nash, Ill. T.H., Wirth, V. (Hrsg.), 1998: Lichens, Bryophytes and Air Quality. Cramer, Stuttgart.
- Paus, S.M., 1997: Die Erdflechtenvegetation Nordwestdeutschlands und einiger Randgebiete. Vegetationsökologische Untersuchungen unter besonderer Berücksichtigung des Chemismus ausgewählter Arten. Biblioth. Lichenol. 66.
- Paus, S.M., Daniels, F.J.A., Lumbsch, H.T., 1993: Chemical and ecological studies in the *Cladonia subulata* complex in Northern Germany (*Cladoniaceae*, Lichenised *Ascomycotina*). Bibl. Lichenol. 53: 191-200.
- Pott, R., 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart. 622 S.
- Schofield, W.B., 1985: Introduction to Bryology. Macmillan & Co, New York. 431 S.
- Schuhwerk, F., 1986: Kryptogamengemeinschaften in Waldassoziationen – ein methodischer Vorschlag zur Synthese. Phytocoenologia 14: 79-108.

*Seaward, M.R.D. (Hrsg.), 1977: Lichen Ecology. Academic Press. London etc. 550 S.*

*Smith, A.J.E. (Hrsg.), 1982: Bryophyte Ecology. Chapman and Hall, London, New York. 511 S.*

*Wilmanns, O., 1993: Ökologische Pflanzensoziologie. UTB 269. Quelle & Meyer. Heidelberg, Wiesbaden. 479 S.*

*Westhoff, V., Held, 1975: Plantengemeinschaften in Nederland. Thieme, Zutphen. 324 S.*

*Wittig, R., 1980: Die geschützten Moore und obligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 5.*

### **Anschrift des Verfassers**

Prof. Dr. Fred J.A. Daniels  
Institut für Ökologie der Pflanzen  
Hindenburgplatz 55  
48143 Münster

# Synoptisches Bewerten im Naturschutz: Ein multivariater Verfahrensansatz

von Markus Nipkow

## 1. Einführung

Die Bewertung von Gebieten für den Arten- und Biotopschutz hat sich zu einer zentralen Aufgabe der Naturschutzpraxis entwickelt. Gleichzeitig besteht heute bei vielen Maßnahmen innerhalb der Landschaftsplanung die Notwendigkeit zur Gebietsbewertung auf komplexem Niveau. Es sind daher geeignete Methoden zu entwickeln, um Biotope und ihre Lebensgemeinschaften nach Leitlinien des Naturschutzes beschreiben und möglichst umfassend bewerten zu können.

Dabei sieht sich die Verfahrenssuche mit vielschichtigen Anforderungen konfrontiert:

- Es müssen grundlegende ökologische Zusammenhänge eines Naturraumes, gleichzeitig aber auch gebietspezifische Situationen berücksichtigt werden.
- Es sind im Falle von synoptischen Verfahren mathematisch valide Lösungen zu finden.
- Die Methodik muß reliable Ergebnisse liefern, d.h. im Wiederholungsfall zu gleichen Resultaten führen.
- Bewertungsergebnisse sollten sich anschaulich und verständlich darstellen lassen.
- Es besteht seitens der Landschaftsplanung der Anspruch, generell ein möglichst hohes Maß an Praktikabilität zu erreichen, was Standardisierungen erforderlich macht.

Auf einen Nenner gebracht ist anzustreben, in der Methodik der „Inwertsetzung“ von Daten so einheitlich wie möglich, aber so individuell und flexibel wie notwendig zu sein.

## 2. Synoptisches Bewerten

Synoptisches Bewerten im Naturschutz und in der Landschaftsplanung verfolgt das Ziel, sektorale Ergebnisse miteinander zu verbinden, d.h. kriterienübergreifend zu analysieren. Naturschutzfachliches Bewerten legt seinem Selbstverständnis nach einen holistischen Verfahrensansatz nahe, der die komplexen Verhältnisse in

der Natur möglichst vielschichtig und umfassend abzubilden versucht. Stark vereinfachende, sektorale Beurteilungen müssen aus fachlicher Sicht unbefriedigend bleiben. Andererseits wird eine reduktionistische Steuerung benötigt, um die Vielzahl an vorhandenen Informationen auf aussagekräftige, handhabbare Größen konzentrieren zu können (Stichwort: Operationalität).

Die Entscheidung darüber, ob eine solche Herangehensweise sinnvoll und wünschenswert ist, muß im Einzelfall vorab geprüft werden. Sicherlich gibt es Fälle, die eine synoptische Betrachtung weniger nahelegen. Umgekehrt erscheint sie dort lohnend, wo komplexe Datenmengen vorliegen, oder wo verschiedene Planungsvarianten vergleichend analysiert werden sollen.

### Begriffsbestimmung:

Die Nomenklatur der im Naturschutz angebotenen Bewertungsansätze ist nach wie vor recht verwirrend: „Von einem übersichtlichen Angebot, einem in sich stimmigen Bewertungssystem oder selbst verbindlichen Einzelkatalogen von Begriffen, Merkmalen, Kriterien, Parametern usw. kann keine Rede sein“ (Erz 1994, S. 140).

Den Grundstock eines synoptischen Bewertungsverfahrens bildet nach Meinung des Verfassers ein **Kriterienkatalog**, der die beobachteten oder gemessenen Gebietseigenschaften in Wertigkeiten transformiert, die Bestandteile eines definierten **Wertesystems** sind:

### (a) wertgebende Kriterien eines Kriterienkataloges

= von Meßdaten abgeleitete (quantitative) Gebietseigenschaften, z.B. *Artenzahl einer Indikatorgruppe*

### (b) Wertmaßstäbe (basieren auf BNatG und Leitlinien des Naturschutzes)

= Elemente eines übergeordneten, gesellschaftlich formulierten Wertesystems, z.B. *Seltenheit, Gefährdung, Vielfalt, Naturnähe, Repräsentanz, Wiederherstellbarkeit*.

Kein Bewertungsverfahren ersetzt die **Auswahl** wertgebender Kriterien. Entscheidungen über die Eignung bestimmter Kriterien müssen biotop- und damit objektspezifisch getroffen werden, nach Möglichkeit im Vorfeld der Untersuchungen, um die subjektive Einflußnahme zu minimieren. Sie setzen Sachverstand, Erfahrung und Gebietskenntnis gleichermaßen voraus.

### Verfahrensansätze:

Werden sektorale Ergebnisse nicht nur verbal in Zusammenhang gebracht, sondern in einem gesonderten Verfahren miteinander verknüpft, lassen sich vereinfachend neben einigen hierarchischen

	AZ	Dom-I	Dom (O)	Dom (U)	E	H	HÖ	RL	SD	ZV
AZ		++	+	++		+++	+++	++	++	+++
Dom-I	-0,755			+		+++	++	+	++	+
Dom (O)	0,697			+		+	+	+		+
Dom (U)	-0,832	0,590	-0,658			++	++	++	+	++
E										
H	0,923	-0,912	0,571	-0,801			++	++	++	++
HÖ	0,908	-0,754	0,548	-0,759		0,879		+++	++	++
RL	0,941	-0,655	0,692	-0,802		0,835	0,906		++	++
SD	0,829	-0,854		-0,684		0,894	0,864	0,805		++
ZV	0,939	-0,664	0,687	-0,819		0,859	0,776	0,876	0,750	

Pearson-Korrelationskoeffizient (nach ZÖFEL 1985):

+	=	mittlere Korrelation	0,500	< r <	0,700
++	=	hohe Korrelation	0,700	< r <	0,900
+++	=	sehr hohe Korrelation	0,900	< r <	1,000

Abb. 1: Korrelationsmatrix der wertgebenden avifaunistischen Kriterien (angegeben sind die Korrelationskoeffizienten  $r > 0,500$ )

Methoden zweierlei **mathematische Verfahrensansätze** unterscheiden:

(a) **Punkteverfahren**, die über Summen- und/oder Produktbildung zu einer Aggregation mehrerer Bewertungskriterien gelangen, sowie

(b) **Indexverfahren**, die wertgebende Kriterien mehr oder weniger komplizierten Rechenoperationen unterziehen, um zu einem singulären Zahlenwert zu gelangen.

Mit zunehmender Komplexität treten auch Überschneidungen beider Verfahrenstypen auf (Verfahrensbeispiele und ihre Diskussion bei Nipkow 1995, S. 104ff).

Die Beliebtheit von Punkte- wie von Indexverfahren zur naturschutzfachlichen Gebietsbewertung hat in den letzten Jahren wegen grundsätzlicher **Mängel** nachgelassen:

■ Sie führen zu subjektiven Gewichtungen der einzelnen Parameter. Dabei bleibt grundsätzlich das Korrelationsgefüge unter den wertgebenden Kriterien unberücksichtigt, obwohl bei ökosystemaren Daten nur in den seltensten Fällen voneinander unabhängige Größen erfaßt werden. So treten zwangsläufig (durch vorhandene Interkorrelationen) Überlagerungen auf, d.h. es kommt zu Redundanzen und Kumulationen in einem für den Anwender unbekanntem Ausmaß.

■ Mathematischen Verfahren mangelt es durch starre Algorithmen an Flexibilität gegenüber gebietsspezifischen Rahmenbedingungen mit unterschiedlicher Datenbasis.

Dennoch werden diese Verfahrensmängel in der Planungspraxis noch zu oft ignoriert.

### 3. Faktoranalytische Bewertung

Vorgestellt wird ein synoptischer Verfahrensansatz auf der Basis einer Faktorenanalyse (Variante: Hauptkomponentenanalyse), d.h. einer **multivariaten statistischen Methode**. Dieser Ansatz versteht sich als ein Beitrag zur methodischen Verbesserung herkömmlicher Verfahren, die eine Vielzahl wertgebender Kriterien zu integrieren versuchen.

Die Faktoren- bzw. Hauptkomponentenanalyse verfolgt primär zwei Ziele: Zum einen die Beurteilung einer größeren Anzahl von Untersuchungsobjekten innerhalb eines mehrdimensionalen Rau-

mes. Das macht sie zu einem Ordinationsverfahren, dessen Funktionsbereich sowohl im Analytischen als auch im Deskriptiven liegt. Zum anderen zielt die Methodik auf eine Datenreduktion ohne wesentliche Informationsverluste.

#### Verfahrensablauf:

Faktorenanalysen zählen bei der Mehrzahl der aktuellen Statistikprogramme für PC zum Standard, dennoch besitzen sie einen verfahrenstechnischen Spielraum, der es erforderlich macht, im Bereich der naturschutzfachlichen Gebietsbewertung auf eine Vereinheitlichung der Methodik großen Wert zu legen (vgl. Nipkow 1995).

Das Verfahren erstellt zunächst programmseitig eine **Korrelationsmatrix** unter den wertgebenden Kriterien, die in der Regel keine unabhängigen Variablen darstellen (s.o.). Damit wird das Beziehungsgefüge der Parameter zugrunde gelegt, die in gewissem Umfang „dasselbe“ messen (Abb. 1).

Anschließend zielt das Verfahren auf die Projektion der Untersuchungsobjekte (hier Probeflächen) in einer darstellbaren und anschaulichen Dimensionalität (zwei- oder dreidimensional). Dazu konzentriert es die Aussagekraft der 10 Kriterien auf eine in der Regel wesentlich geringere Zahl an **Kriterienkomplexen**, die **Faktoren oder Hauptkomponenten** (Abb. 2). Anders als die Einzelkriterien stellen die extrahierten Faktoren voneinander unabhängige Größen dar, weil sie die gemeinsamen Varianzen der Kriterien ermitteln. Sie erklären sukzessive ein Maximum der Gesamtstreuung aller Daten.

Die Faktoren bilden senkrecht aufeinanderstehende räumliche Achsen, nach denen die Untersuchungsobjekte in ihrer Bewertung maximal voneinander aufgetrennt werden (Abb. 3). Die räumliche Positionierung im mehrdimensionalen Raum (Ordination) erfolgt über die Berechnung von **Faktorwerten**. Sie markieren im Fallbeispiel die synoptische Betrachtung jeder einzelnen Probefläche.

#### Interpretation der Faktorenanalyse:

Innerhalb der ermittelten Kriterienkomplexe (Faktoren) leisten die einzelnen avifaunistischen Parameter über sog. **Faktorladungen** unterschiedlich hohe Beiträge, nach denen die Faktoren zu **interpretieren** sind. Dabei lassen die Ladungen erkennen, wieviel ein Faktor mit jedem der wertgebenden Kriterien zu tun hat (die Vorzeichen geben die Richtung der Beeinflussung wieder, sind allerdings innerhalb eines Faktors austauschbar, Abb. 2). Auf diese Weise nehmen die Faktorladungen anhand der konkreten Datenbasis die **Gewichtung** der einzelnen Kriterien vor.

Insgesamt erhält ein Kriterium im statistischen Verfahrensablauf ein um so höheres Gewicht, je umfassender es in seiner Streuung gegenüber den übrigen Kriterien erklärt werden konnte. Abzulesen ist dieser Gewichtsanteil am Betrag seiner **Kommunalität** (zwischen 0 und 1).

Die Beitragshöhe eines Faktors an der synoptischen Bewertung ermittelt sich wiederum aus den Gewichten seiner wertgebenden Kriterien. Sie kommt im

Parameter der Avifauna	Faktor I	Faktor II	Kommunalität
Siedlungsdichte	0,953		0,930
Dominanz-Index	-0,918		0,848
Diversität	0,909		0,953
Höhlenbrüter	0,867		0,879
Artenzahl	0,799	0,569	0,962
Rote-Liste-Arten	0,742	0,585	0,893
Zugvogelarten	0,693	0,635	0,883
Dominanz Halboffenland-Arten		0,964	0,930
Dominanz Ubiquisten	-0,595	-0,701	0,844
Eigenwert (Quadratsumme)	5,351	2,774	8,124
erklärte Varianz (%)	59,451	30,817	90,268

Abb. 2: Faktorenanalyse zur synoptischen Bewertung anhand von neun wertgebenden Kriterien (avifaunistische Parameter)

**Eigenwertanteil** zum Ausdruck, der sich aus den Quadratsummen der Faktorladungen ergibt und ist gleichbedeutend mit der prozentualen Erklärungskraft seiner räumlichen Achse an der Gesamtstreuung der Datenbasis.

Abb. 2 listet die Beitragshöhen der Kriterien zu den zwei ermittelten Faktoren auf, die zusammen mehr als 90% der Gesamtstreuung erklären können. Die synoptische Bewertung der Untersuchungsobjekte entlang der beiden Achsen

basiert damit auf nahezu vollständigen Informationsgehalt.

*Anmerkung zum Fallbeispiel: In einer vorausgegangenen Analyse (ohne Abbildung) wurde das Kriterium „Evenness“ eliminiert, für das eine zu geringe Aussagekraft ermittelt worden war (Kommunalität < 0,500). Die Analyse wurde daraufhin mit den restlichen neun Kriterien wiederholt.*

Faktor I vereint in sich die Kriterien Siedlungsdichte, Dominanz-Index, Diversi-

tät, Höhlenbrüter, Artenzahl, Rote-Liste-Arten, Zugvogelarten und Dominanz der Ubiquisten mit abnehmbarer Gewichtung. Zunehmende Faktorwerte entlang dieser Achse bedeuten demnach einen Gradienten in Richtung

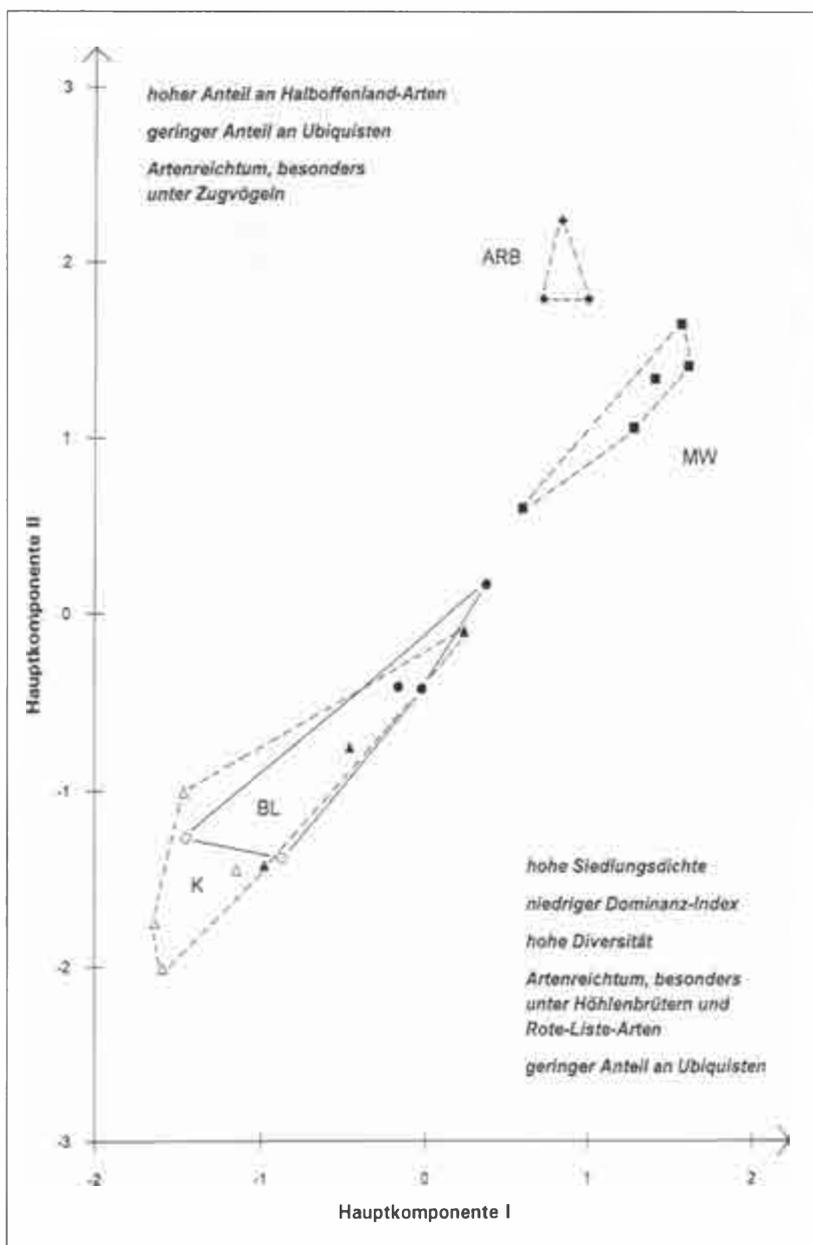
- hohe Siedlungsdichte der Vogelarten
- hohe Diversität der Avizönose
- niedriger Dominanz-Index
- Artenreichtum
- viele Rote-Liste-Arten, Höhlenbrüter und Zugvogelarten
- geringer Anteil an Ubiquisten.

Der zweite Faktor trennt die Waldbestandstypen und ihre Probeflächen noch weiter auf. Entlang seiner Achse nimmt vor allem der Anteil an Arten mit einer Präferenz für ein halboffenes Habitat zu. Dieses Kriterium besitzt die stärkste Gewichtung. Daneben sind positive Faktorwerte als ein Zeichen von Artenreichtum, insbesondere unter Zugvögeln zu interpretieren. Ubiquisten unter den Vogelarten erreichen auf solchen Flächen nur geringe Anteile.

Bei beiden Merkmalskomplexen bedeuten hohe positive Faktorwerte einer Probefläche auch hohe Wertigkeiten bezüglich der verwendeten Kriterien.

Die **Ordination der Probeflächen** im zweidimensionalen Raum der neuen Merkmalsachsen liefert am Ende das synoptische Bewertungsergebnis in Form eines unmittelbaren, kriterienübergreifenden Vergleichs. An dieser Darstellung läßt sich ablesen, wie die Objekte anhand der hier tatsächlich relevanten Wertkriterien im einzelnen zu beurteilen sind (Abb. 3):

Dabei zeigt sich zunächst, daß sich die Waldbestandstypen in deutlich voneinander getrennten Gruppen wiederfinden. Dieser Tatbestand bestätigt die prinzipiellen Unterschiede in der Besiedelung der Bestandstypen. Er unterstreicht aber auch die Validität des Verfahrens. Überschneidungen treten dort auf, wo Flächen ähnlich zu beurteilen sind. Dies ist bei den Laub- und Nadelholzforsten der Fall, wo sich darüber hinaus eine ähnliche Beurteilung sowohl unter den jüngeren als auch unter den älteren Beständen abzeichnet. Auch „Ausreißer“ lassen sich ermitteln, wie im Fall einer sehr kleinen und isolierten Mittelwaldfläche, die entlang beider Bewertungs-komponenten deutlich schlechter abschneidet als die übrigen Flächen desselben Typs.



**Abb. 3. Ordination der Waldbestandstypen (Probeflächen) anhand einer Faktoren-/Hauptkomponentenanalyse wertgebender Kriterien (ARB = Trockenwälder unterschiedlicher Sukzessionsstadien in außerregelmäßiger Bewirtschaftung, BL = Buntlaubforste, K = Kiefernforste, MW = ehem. Mittelwälder; unausgefüllte Symbole bezeichnen Stangenhölzer der Altersklassen I/II)**

**Verbalisierung der synoptischen Bewertung:**

Da sich die Probeflächen in deutlich voneinander getrennten Gruppen wiederfinden, kann auch die vergleichende, multivariate Gebietsbewertung auf dieser Basis vorgenommen werden:

Die Mittelwälder (MW) weisen bezüglich des ersten Merkmalskomplexes die Maximalwerte auf (mit o.g. Ausnahme). Sie sind gekennzeichnet durch hohe Individuenzahlen, eine große Artenvielfalt, speziellen Reichtum an Höhlenbrütern, an Ro-

te-Liste-Arten sowie an Zugvögeln. Ubiquisten sind hier in der Minderheit bei entsprechend niedriger Dominanz der beiden häufigsten Arten (Dominanz-Index). Dagegen sind auch die für ein Auenmosaik repräsentativen Halboffenland-Arten sowie die Gruppe der (besonders gefährdeten) Weistreckenzieher gut vertreten, wenn auch zu geringen Anteilen als auf den ARB-Flächen. Aus der Synopse ornitho-ökologischer Kriterien leitet sich für die Mittelwälder ein insgesamt hoher Wert ab.

Die trockenen Sukzessionsflächen (ARB) stehen den oberholzarmen Mittel-

wäldern in ihrer Beurteilung einerseits recht nahe (Faktor I), doch zeichnen sich auch deutliche Differenzen ab (Faktor II), die den praktisch nicht mehr bewirtschafteten trockenen Sukzessionsflächen eine besondere naturschutzfachliche Bedeutung verleiht. Ihre Avifauna setzt sich vor allem aus höher spezialisierten Halboffenlandarten zusammen, die sowohl zu den Bestandteilen einer natürlichen Waldsukzession als auch einer natürlichen Auendynamik zählen.

Mittelwälder und ARB-Flächen übertreffen bezüglich beider Kriterienkomplexe sämtliche Kiefern- (K) und Buntlaubforste (BL). Diese zeigen untereinander deutliche Überschneidungen im zweidimensionalen Raum der synoptischen Betrachtung. Darin kommt zum Ausdruck, daß Kiefern- und Buntlaubforste gemessen an der Gesamtheit aller Kriterien ähnlich zu beurteilen sind. Beidemal verzeichnen die jüngeren Bestände (unausgefüllte Symbole, Abb. 3) die geringsten Wertigkeiten. Mit zunehmendem Alter gewinnen sowohl die Kiefern- als auch die Laubholzforste zwar deutlich an Wert, dennoch fehlen diesen Altersklassenwäldern die Entwicklungsmöglichkeiten für eine von Vielfalt und Seltenheit geprägte Artengemeinschaft.

In einer weiteren Analyse wurden die untersuchten Waldbestandstypen mit sechs Probeflächen aus einer noch weitgehend intakten Überflutungsaue des Rheins im Raum Rastatt verglichen (Abb. 4). Gemessen an den verwendeten wertgebenden Kriterien der Avifauna verdeutlicht die synoptische Betrachtung, daß die Mittelwälder der oberrheinischen Trockenaue den Eichen-Hainbuchen-Wäldern (EHW) der Überflutungsaue noch recht nahe stehen, jedoch die Wertigkeit der jährlich am längsten überfluteten Hartholzaue (HHA) entlang beider Bewertungsachsen nicht (mehr) erreichen.

**Anwendungsbereich des Verfahrens und Anforderungen an das Datenmaterial:**

Da eine faktorenanalytische Bewertung nicht an bestimmte Kriterien gebunden ist, wie die meisten der mathematischen Punkte- oder Indexverfahren, besitzt dieses Verfahren einen vergleichsweise breiten Anwendungsbereich. Wegen seines hohen Integrationsvermögens verschiedenster Informationen eignet es sich besonders dort, wo komplexe Ausgangsda-

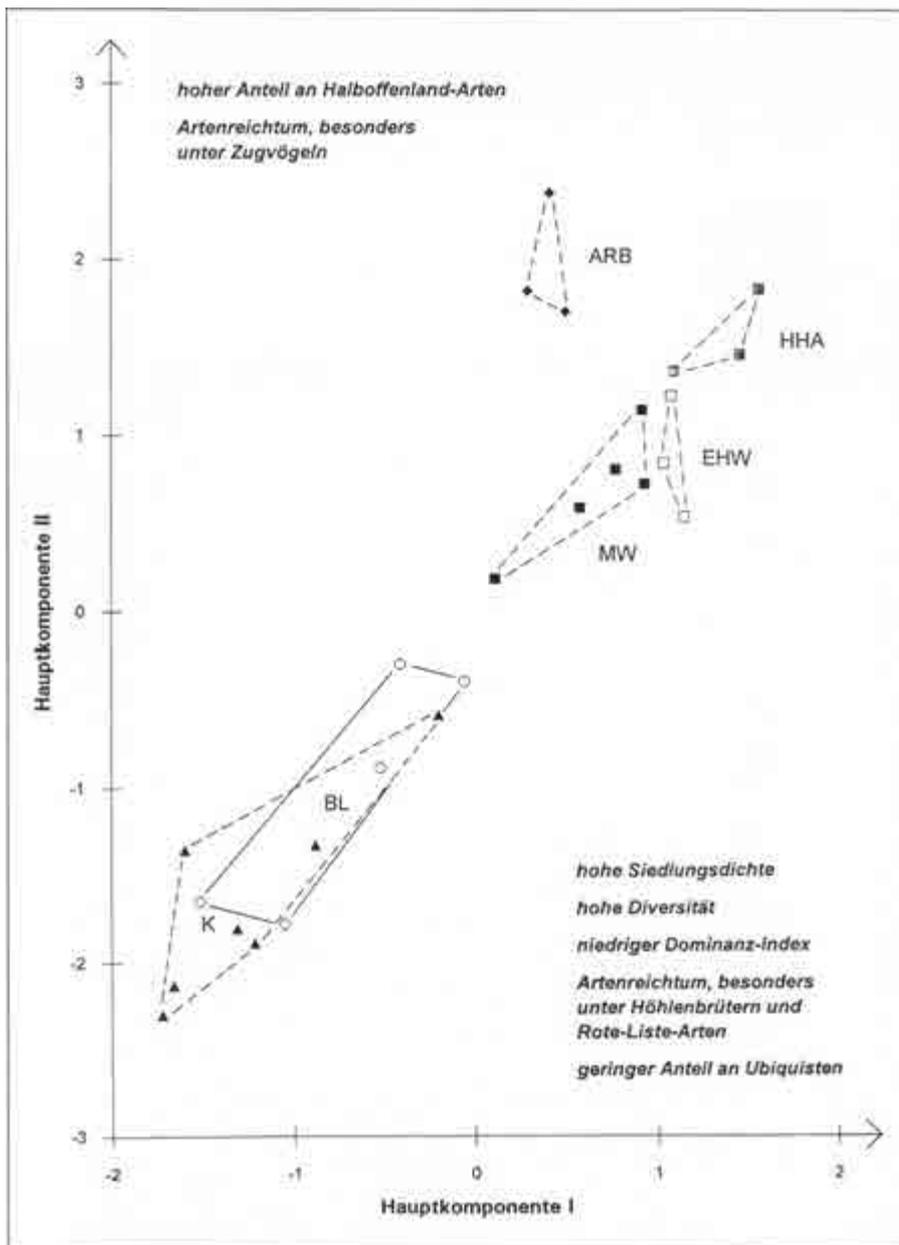


Abb. 4: Ordination der Probeflächen aus dem Untersuchungsgebiet (Abkürzungen s. Abb. 3) und von Vergleichsflächen aus dem Raum Rastatt (HHA = Hartholzauewald, EHW = Eichen-Hainbuchenwald)

ten vorliegen. Das Verfahren zielt daher sowohl auf Bereiche der Landschaftsplanung, in denen eine Synopse verschiedener Parameter erforderlich ist (z.B. Vergleich von Planungsvarianten), als auch auf das Aufgabenfeld großflächiger Schutzgebietsausweisungen.

Verfahrenstechnisch läßt sich die Methode auf umfangreiche Datensätze metrisch-skalierten Bewertungskriterien unterschiedlichster Art anwenden. Die notwendige Standardisierung verschieden skalierten Ausgangsdaten durch z-Transformation wird stets programmseitig durchgeführt: z-transformiert besitzt jede Merkmalsvariable, d.h. jeder Datensatz eines verwendeten Kriteriums einen Mittelwert von 0 und eine Varianz von 1.

Das Verfahren „unterstellt“ lineare Zusammenhänge zwischen Variablen. Läßt sich diese Voraussetzung nicht erfüllen, sind zunächst liniarisierende Transformationen vorzunehmen.

Anwendungsgrenzen ergeben sich im Blick auf die notwendige Anzahl an Untersuchungsobjekten bzw. das zahlenmäßige Verhältnis zwischen Bewertungsobjekten und Bewertungskriterien. Die Anzahl an Objekten (z.B. Probeflächen) sollte der dreifachen Zahl an verwendeten Kriterien (Variablenzahl) entsprechen, mindestens aber der Zahl der Variablen (Backhaus et al. 1990).

#### 4. Zusammenfassung

In der Naturschutz- und Landschaftsplanung besteht heute bei vielen Maßnahmen die Notwendigkeit zur vergleichenden Gebietsbewertung auf einem komplexen, synoptischen Niveau. Es sind daher geeignete Methoden zu entwickeln, um Biotope und ihre Lebensgemeinschaften nach Leitlinien des Naturschutzes beschrei-

ben und möglichst umfassend bewerten zu können.

Alle Formen mathematischer Verknüpfungen ignorieren grundsätzlich das Korrelationsgefüge unter wertgebenden Kriterien, die auf ökosystemaren Daten basieren. So treten selbst bei 1:1-Gewichtungen einzelner Kriterien unerwünschte Redundanzen auf, deren Umfang der Bewertende nicht einmal wahrnehmen kann.

Bewertungs-Indices mangelt es darüber hinaus durch starre Algorithmen an Flexibilität gegenüber den gebietspezifischen Rahmenbedingungen und ihrer jeweiligen Datenbasis.

Es wird daher ein synoptischer Verfahrensansatz auf der Basis einer Faktorenanalyse (Variante: Hauptkomponentenanalyse) vorgestellt, d.h. einem multivariaten statistischen Verfahren. Seine Leistungsfähigkeit auf dem Gebiet der vergleichenden Gebietsbewertung umfasst im wesentlichen folgende Punkte:

- Bei der Verknüpfung sektoraler Ergebnisse wird die Korrelationsmatrix, d.h. das Beziehungsgefüge unter den verwendeten wertgebenden Kriterien zugrunde gelegt, die vielfach ähnliche Zusammenhänge messen (Kriterienüberlappung). Die mehr oder weniger abhängigen Einzelkriterien werden in voneinander unabhängigen Kriterienkomplexen (Faktoren) zusammengefasst. An diesen kann eine differenzierte fachliche Beurteilung erfolgen, die unzulässige Doppelbewertungen und Kumulationen erstmals ausschließt.

- Die Gewichtung verschiedener Bewertungskriterien erfolgt nicht nach subjektiven Vorgaben des Anwenders, sondern maximiert die Unterschiedlichkeit in der Gesamtbewertung aller Untersuchungsobjekte.

- Es besteht eine hohe Flexibilität gegenüber der Kriterienart.

- Die Bewertung zahlreicher Objekte läßt sich auf synoptischem Niveau visualisieren und interpretieren.

- Es besteht die Möglichkeit, geeignete Referenzdaten in die Bewertung zu integrieren.

#### Literatur

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & R. Weiber (1990): Multivariate Analysemethoden. 6. Aufl., Springer Verlag, 416 S.

Erz, W. (1994): Bewertung und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP: In: Usher, M.B. & W. Erz (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 131-166.

Nipkow, M. (1995): Ein synoptischer Verfahrensansatz zur naturschutzfachlichen Gebietsbewertung auf der Basis multivariater Analysemethoden. Avifaunistische Untersuchungen in den Wäldern der Trockenaue am südlichen Oberrhein. Schr.-R. Inst. für Landschaftspflege Univ. Freiburg H. 20, 156 S. + Anhang.

Späth, V. & B. Gerken (1985): Vogelwelt und Waldstruktur: Die Vogelgemeinschaften badischer Rheinauenwälder und ihre Beeinflussung durch die Forstwirtschaft. Ornithol. J.h. Bad.-Württ. 1, 7-56.

Zöfel, P. (1985): Statistik in der Praxis. G. Fischer Verl., Stuttgart, 427 S.

#### Anschrift des Verfassers

Dr. Markus Nipkow  
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) Hof Möhr  
29640 Schneverdingen

# Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion

von Olaf Bastian

## 1. Die Schlüsselstellung von Bewertungen

Die Bewertung ist der entscheidende Schritt, um einen vorgefundenen objektiven Sachverhalt entscheidungs- und handlungsbezogen zu interpretieren (Abb. 1). Diese Feststellung gilt nicht nur für Naturschutz und Landschaftspflege, sondern beansprucht Allgemeingültigkeit. Anliegen einer (landschafts-)ökologischen Bewertung ist es, räumliche Strukturen, Prozesse, Nutzungen, Funktionen und Potentiale im Hinblick auf das Leistungsvermögen (einschließlich Tragfähigkeit bzw. Belastbarkeit) des Natur- bzw. Landschaftshaushaltes zu beurteilen. Das heißt, es werden ökologische Fakten, Wirkungen, Zusammenhänge (Sachdimension) in gesellschaftlich faßbare Größen übersetzt bzw. transformiert (Wertdimension), aus denen politische Entscheidungen und konkrete Zielsetzungen abgeleitet werden können.

Bestandesaufnahmen, Messungen, Klassifizierungen und ähnliche Vorgänge sind allenfalls als Vorstufen, jedoch nicht als vollständige Bewertungen anzusehen; sie allein reichen nicht aus, um planungsrelevante, anwendungsorientierte Aussagen zu liefern. Auch bei der Bestimmung der Anzahl und Seltenheit von Arten und Ökosystemen, der Diversität, der Entwicklungsdauer und des Natürlichkeitsgrades handelt es sich zunächst „nur“ um ökologische Sachverhalte, aus denen sich ein Handlungsbedarf unmittelbar nicht ergibt.

Bei einer weitgefaßten Auslegung des Begriffes „Bewertung“ sollten die differenzierten Bewertungsebenen eindeutig identifiziert werden wie etwa bei *Erz* (1997): „ökologische Wertanalyse“/naturschutzfachliche Ebene/naturschutzpolitische Ebene; oder bei *Wiegleb* (1997): Auswertung / Beurteilung / Soll-Ist-Zustandsvergleich.

Abb. 2 kann als Modell für Bewertungsvorgänge auf mehreren Ebenen gelten. An die Analyse schließt sich die Auswertung der ermittelten Daten an. Erst der Schritt zur 2. Bewertungsebene verkörpert eine Bewertung i.e.S. (Soll-Ist-Zustandsvergleich), es findet eine Transformation (naturwissenschaftlicher Sachverhalte in gesellschaftliche Kategorien – vgl. *Neef* 1969- und Kap. 2) statt. Zunächst handelt es sich um (eine) fachspezifische Bewertung(en) innerhalb des Naturschutzes (und der Landschaftspflege), wobei der Übergang von der monosektoralen (z.B. ornithologischer Wert eines Waldstückes) zur multisektoralen Betrachtungsweise (Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz bis hin zum Naturhaushalt im weitesten Sinne) eine anwachsende Komplexität verkörpert. Auf der 3. Bewertungsebene findet ein Abgleich (politische Interessenabwägung) mit anderen Nutzungsansprüchen bzw. Politikfeldern (außerhalb von Naturschutz und Landschaftspflege) statt, als Grundlage für die Ent-

scheidungsfindung und schließlich die konkrete Handlung (Umsetzung der Ergebnisse).

Wesentliche Voraussetzungen für die Bewertung des aktuellen Landschaftszustandes sowie die Planung und Projektierung von landschaftsverändernden Maßnahmen sind fachlich fundierte, konkrete Zielvorstellungen (Anforderungen), die von der Gesellschaft vorgegeben und in Gestalt von Gesetzen, Standards, Richtlinien, Normen, Entwicklungskonzeptionen u.a. Festlegungen formuliert werden. So repräsentiert das **Leitbild** die zusammengefaßte Darstellung des angestrebten Zustandes, der in einem bestimmten Raum (Naturraum, Landschaft) in einer (planerisch absehbaren) Zeitperiode erreicht werden soll (Zielkonzept, „Soll-Zustand“).

Bewertung und Umweltziel bzw. Leitbild stehen in einem Wechselverhältnis. Wie ein konkretes Bewertungsergebnis ausfallen wird, hängt in entscheidendem Maße von subjektiven und intersubjektiven Werthaltungen ab. Umgekehrt können Bewertungsergebnisse Leitbilder dergestalt beeinflussen, daß z.B. das Feststellen ungünstiger Umweltbedingungen einen Handlungsbedarf signalisiert, um Abhilfe zu schaffen (Abb. 3). Bei ökologischen Planungen können für den jeweiligen Raum zutreffende konkrete Ziele als direkte Bewertungsmaßstäbe dienen. Die Bewertung verdeutlicht, inwieweit der heutige von einem angestrebten Zustand abweicht (*Auhagen* 1996).

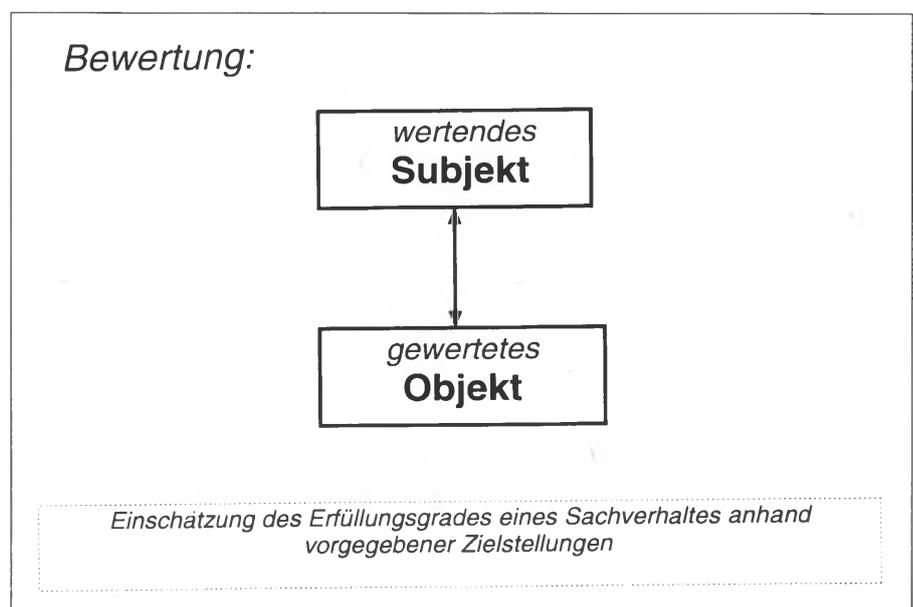


Abb. 1: Grundprinzip einer Bewertung

Zur Operationalisierung von Bewertungen sind **Bewertungsverfahren** erforderlich. Diese strukturieren und reglementieren Bewertungsvorgänge sowohl formal als auch inhaltlich. Auch sollen sie die Akzeptanz der Ergebnisse (z.B. in Planungsprozessen) durch die Gesellschaft herbeiführen bzw. verbessern.

Grundlage jedes Bewertungsverfahrens sind eindeutige Vorschriften, in denen bestimmten Zuständen oder Entwicklungen Wertprädikate zugewiesen werden. Diese Aufgabe läßt sich über nominale, ordinale oder kardinale „Zustands-

Wertigkeits-Relationen“ lösen. Sie verknüpfen wissenschaftlich ermittelbare Eigenschaften von Objekten mit gesellschaftlichen Wertschätzungen. Die Festlegung der Wertzuweisung hat den normativen Charakter einer Konvention (Plachter 1994).

Bewertungsverfahren im Naturschutz sind Verfahrensweisen, die reproduzierbar  
 ■ Zustände und Entwicklungen der Natur mit unserem allgemeinen Wertesystem oder einem konkreten Ziel (z.B. einem gesetzlichen Auftrag in Beziehung setzen;

■ hierzu naturwissenschaftliche und normative Arbeitsschritte miteinander verknüpfen und

■ so aufgebaut sind, daß sie mithelfen, praktische Probleme sachkompetent zu lösen (Plachter 1992)

Mehr oder weniger allgemeingültige **Bewertungsalgorithmen** enthalten gewöhnlich die folgenden Schritte (vgl. Niemann 1977, 1982, Reuter 1979, Graf 1984, Haase 1985, Mannsfeld 1985):

- Definition des Bewertungszieles;
- Auswahl des (der) geeigneten Bewertungsverfahrens;
- Festlegung der Bewertungskriterien, Meßvorschriften und Skalierungen;
- Gewinnung der notwendigen Informationen (Merkmale, Wirkungszusammenhänge);
- Wichtung und Verknüpfung der gewonnenen Informationen;
- Interpretation des erzielten Ergebnisses, Umsetzung in Entwicklungsaussagen, Handlungsanweisungen.

(Ökologische) Bewertungsverfahren müssen bestimmten **Mindestanforderungen** genügen (vgl. Panteleit 1984, Plachter 1989, 1992, Bastian 1995):

- logischer Aufbau des Verfahrens als Grundvoraussetzung;
- Sicherheit, Nachvollziehbarkeit, Flexibilität des Verfahrens;
- Äquivalenz des gewählten Verfahrens mit dem betrachteten Landschaftsausschnitt, den Beurteilungskriterien und der geforderten Aussageschärfe (Maßstabsproblem);
- Berücksichtigung des modernsten Erkenntnisstandes und der aktuellen Wertkriterien;
- Beachtung aller wesentlichen Faktoren und Rahmenbedingungen;
- weitestgehende wissenschaftliche Absicherung der Eingangsgrößen und ökologischen Zusammenhänge;
- Erhebbarkeit der notwendigen Grundlagendaten in vertretbarer Zeitdauer;
- Transparenz der Datenermittlung und -verarbeitung;
- ausreichende Differenzierungsmöglichkeiten in den Bewertungsschritten;
- anschauliche und verständliche Darstellbarkeit der Ergebnisse;
- Planungsrelevanz und Praxistauglichkeit.

Es ist auffällig, daß alle bisherigen Bewertungsverfahren allenfalls einen Teil der an sie zu richtenden Anforderungen erfüllen

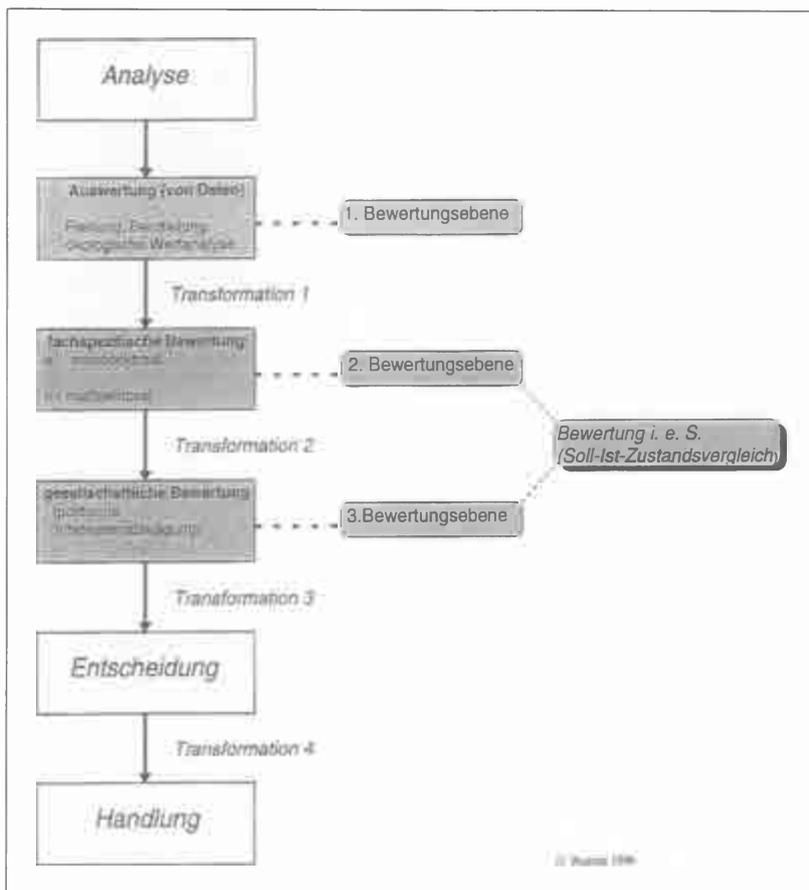


Abb. 2: Mehrstufiges Bewertungsmodell

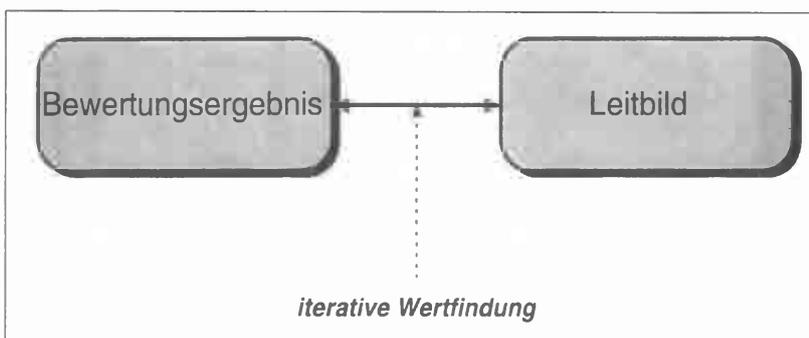


Abb. 3: Beziehung zwischen Leitbild und Bewertung

len. Eine Anerkennung des Bewertungsergebnisses setzt also das Akzeptieren der Mängel des gewählten Verfahrens voraus. Es kann kein ideales bzw. allgemeingültiges Bewertungsverfahren geben. Alle haben spezifische Vor- und Nachteile, die sie für bestimmte Bewertungssituationen mehr oder weniger geeignet erscheinen lassen. Zu empfehlen, nur einen bestimmten Bewertungsansatz zu benutzen und andere zu verwerfen, ist daher nicht sinnvoll. Es liegt meist in der Fachkompetenz des Bearbeiters, das jeweils geeignetste Verfahren zu wählen. Stets müssen die Besonderheiten des konkreten Falles ins Kalkül gezogen und das gewählte Verfahren kritisch betrachtet und modifiziert werden, um zu brauchbaren Ergebnissen zu gelangen.

Hauptschwächen von Landschaftsbewertungen zeigen sich nach *Leser* (1983) und *Hase* (1992) in der mangelhaften Beachtung ökologischer Zusammenhänge, dem Vortäuschen von Objektivität durch (scheinbare) Quantifizierung von (qualitativen und halbquantitativen) Sachverhalten, zu großer Kompliziertheit bei fehlender Transparenz. Oftmals erfolgt keine klare Trennung zwischen Sachebene und Wertebene, die normativen Schritte werden vernachlässigt. Für zahlreiche Bewertungsaufgaben ist nach wie vor ein Mangel an geeigneten Vorschriften zu beklagen, ja selbst das Fehlen standardisierter Analyseverfahren, die geeignet sind, die für eine reproduzierbare Bewertung erforderlichen Daten zu liefern (*Plachter* 1990, 1992). Die Hauptursache dafür besteht darin, daß die Vorgänge in der Natur so komplex bzw. kompliziert sind, daß sie sich unserer Vorstellungskraft teilweise entziehen und erst recht nicht in formalisierte (Bewertungs-)Schemata pressen lassen. Kenntnisstand und Datengrundlage zur „exakten“ ökologischen Bewertung sind einfach zu schmal; andererseits kann der Landschaftsplaner oder ökologische Gutachter nicht auf den (mit Sicherheit nie erreichten) Abschluß der Grundlagenforschung warten, denn Entscheidungsvorschläge werden von ihm unverzüglich verlangt, so daß er sich zwangsläufig mit dem verfügbaren Wissen begnügen muß, selbst auf die Gefahr hin, an dieser oder jener Stelle zu irren.

## 2. Landschaftsfunktionen

Bei landschaftsökologischen Bewertungen handelt es sich – wie oben dargelegt – um

eine Transformation naturwissenschaftlicher Sachverhalte in gesellschaftliche (politische/sozio-ökonomische) Kategorien (*Neef* 1969), d.h. im Mittelpunkt stehen funktionale Aspekte als Ausdruck der Leistungs- oder Funktionsfähigkeit der Landschaft bzw. des Naturhaushaltes im Hinblick auf Bedürfnisse, Ansprüche, Ziele des Menschen. In diesem Zusammenhang erweist sich das Konzept der Landschaftsfunktionen als überaus hilfreich.

Der **Terminus „Landschaftsfunktion“** bezeichnet die von der Landschaft realisierten Leistungen im weitesten Sinne – die direkt oder indirekt von der Gesellschaft nutzbar sind, und sei es „nur“ daß die „ökologische Funktionsfähigkeit“ dem Menschen zugute kommt, indem der von einer intakten ökologischen Situation (die sich mit mehr oder weniger verschwommenen Begriffen wie ökologisches Gleichgewicht, geschlossenen Stoff- und Energiekreisläufe, Stabilität, Nachhaltigkeit) umschreiben läßt, profitiert. Insofern sind zwei große Gruppen von Landschaftsfunktionen unterscheidbar: „externe Funktionen“ (= gesellschaftliche Funktionen befriedigen Bedürfnisse der Gesellschaft unmittelbar, während bei „internen Funktionen“ (oder „Naturfunktionen“, „ökologischen Funktionen“) das Landschaftsgefüge als solches im Vordergrund steht (*van der Maarel & Dauvellier* 1978, *Lahaye et al.* 1979, *Preobrazenskij* 1980, *Haase* 1991).

Nach *Elias* (1983) sind die „ökologischen Funktionen“ für die Existenz der natürlichen Ökosysteme wichtig, unabhängig von den konkreten gesellschaftlichen Nutzungsansprüchen. Die „sozialen Funktionen“ widerspiegeln gesellschaftliche Bedürfnisse, die durch den Gebrauch von Eigenschaften oder Effekten der Landschaft befriedigt werden können.

Je nach Stärke der Orientierung an natürlichen Prozessen oder gesellschaftlichen Ansprüchen differenziert *Syrbe* (1985) drei Betrachtungsebenen:

■ die Funktionsebene, die allein die Funktionalität des Landschaftskomplexes kennzeichnet und auch mit dem Begriff „Regulationsfunktion(en)“ – oder auch „landeskulturelle bzw. ökologische Funktion(en)“ (vgl. *Niemann* 1977, *Kontris* 1978, *Elias* 1983, *Bastian* 1991, 1992) beschrieben werden kann;

■ die Potentialebene, die unter Einbeziehung der Regenerationsfähigkeit und des Nachhaltigkeitsprinzips die Nutzungsbedingungen des Naturraumes reflektiert;

■ die Präferenzebene, die sich unabhängig von den natürlichen Funktionen der Landschaft ausschließlich an der Wertschätzung durch die Gesellschaft orientiert. Dies betrifft vor allem ethische und ästhetische Aspekte bzw. Funktionen.

Nachdrücklich sei aber auf den völlig andersartigen Gebrauch des Funktionsbegriffes in Mathematik und Politik hingewiesen. Auch in den verschiedenen Strömungen der Landschaftsökologie wird der Begriff „Landschaftsfunktion“ nicht einheitlich verwendet. So verstehen *Forman & Godron* (1986) unter Landschaftsfunktionen den „Fluß von Energie, Arten und Nährstoffen“, betonen also den Prozeßcharakter der Landschaft, räumen aber gesellschaftlichen Bezügen keinen Platz ein. Der Funktionsbegriff steht gleichsam für die Gesamtheit aller in Ökosystemen ablaufenden Prozesse; „Funktionsfähigkeit“ charakterisiert das Vermögen von Ökosystemen, dauerhaft und nachhaltig zu bestehen, ihre Organisation gegenüber Störungen zu erhalten, sich an neue Entwicklungstendenzen anzupassen und sich langfristig selbstorganisiert fortzuentwickeln (*Müller* 1996).

Bleiben wir bei der oben gegebenen Definition des Landschaftsfunktionsbegriffes, so stellt sich die Aufgabe, die verwirrende Vielfalt der Landschaftsfunktionen zu ordnen, wobei bei allen **Gliederungsversuchen** der enge Zusammenhang und die Interferenz in Form gegenseitiger Abhängigkeit und Bedingtheit, teilweise auch Identität nicht aus dem Auge verloren werden darf (s. hierzu auch *Marks et al.* 1992, *Bastian* 1995, *Müller* 1996).

Ein von *Bastian* (1991, in *Bastian & Schreiber* 1994) in Anlehnung an *Niemann* (1977, 1982), *van der Maarel & Dauvellier* (1978) und *Kontris* (1978) entworfenen hierarchisches Gliederungsschema (Tab. 1) benennt als Hauptgruppen Produktions- (ökonomische), Lebensraum- (soziale) und Regulationsfunktionen (ökologische Funktionen).

Als tragfähiges Konzept zur Charakterisierung der Funktions- bzw. Leistungsfähigkeit der Landschaft hat sich auch der **Potentialansatz** erwiesen. In die Geographie wurde der Potentialbegriff bereits 1949 von *Bobek & Schmihüsen* zunächst als „räumliche Anordnung naturgegebener Entwicklungsmöglichkeiten“ eingeführt. *Neef* (1966) beschrieb dann das „gebietswirtschaftliche Potential“ als das (dauerhafte) Leistungsvermögen des Na-

**Tabelle 1: Landschaftsfunktionen (Eignungen, Leistungen, Dispositionen) (Aus: Bastian 1991, 1994a, leicht verändert)**

<p><b>Funktionsgruppe</b>                  - Hauptfunktion                  - Teilfunktion</p>
<p><b>A. Produktionsfunktionen (ökonomische Funktionen)</b>  <b>Verfügbarkeit erneuerbarer Ressourcen</b>                  - <b>Biomasseproduktion</b>                  pflanzliche Biomasse                  - Ackerbau                  - Dauergrünland                  - Sonderkulturen                  - Holz                  tierische Biomasse                  - Wildbret                  - Speisefisch                  - <b>Wassergewinnung</b>                  - Oberflächenwasser                  - Grundwasser</p> <p><b>Verfügbarkeit nichterneuerbarer Ressourcen</b>                  - mineralische Rohstoffe, Baustoffe                  - fossile Brennstoffe</p>
<p><b>B. Regulationsfunktionen (ökologische Funktionen)</b>  <b>Regulation von Stoff- und Energiekreisläufen</b>                  - <b>pedologische Funktionen (Boden)</b>                  - Bodenschutz vor Erosion                  - Bodenschutz vor Vernässung                  - Bodenschutz vor Austrocknung                  - Bodenschutz vor Verdichtung                  - Fremdstoffabbau (Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion)                  - <b>hydrologische Funktionen (Wasser)</b>                  - Grundwasserneubildung / Versickerung                  - Wasserrückhalt / Abflusausgleich                  - Selbstreinigung von Oberflächengewässern                  - <b>meteorologische Funktionen (Klima / Luft)</b>                  - Temperatenausgleich                  - Erhöhung der Luftfeuchte / Verdunstung                  - Windfeldbeeinflussung</p> <p><b>Regulation und Regeneration von Populationen und Biozöosen</b>                  - <b>biotische Reproduktion und Regeneration</b>                  (Selbsterhaltung und -erneuerung von Populationen / Biozöosen)                  - Regulation von Organismenpopulationen (z.B. von Schaderregern)                  - Erhaltung der Arten- und Formenmannigfaltigkeit                  - Habitatfunktion</p>
<p><b>C. Lebensraumfunktionen (soziale Funktionen)</b>                  - <b>psychologische Funktionen</b>                  - ästhetische Funktion (Landschaftsbild)                  - ethische Funktion (Genfonds, historische Landschaft als kulturelles Erbe)                  - <b>Informationsfunktionen</b>                  - Funktion für Wissenschaft und Bildung                  - (Bio-)Indikation von Umweltzuständen                  - <b>humanökologische Funktionen</b>                  - bioklimatische (meteorologische) Wirkungen                  - Filter- und Pufferfunktionen bzw. chemische Wirkungen (Boden / Wasser / Luft)                  - akustische Wirkungen (Lärmschutz)                  - <b>Erholungsfunktion</b> (als Komplex psychologischer und humanökologischer Funktionen)</p>

komplexen Natur(raum-)potential definierten später Haase (1973, 1978), Jäger & Hrabowski (1976) und Mannsfeld (1979) mehrere Teilpotentiale (partielle Naturraumpotentiale), die jeweils die Gesamtheit der Eigenschaften eines (Natur-)Raumes unter Nutzungsspezifischem Aspekt bezeichnen. Beim Potential wird gewissermaßen das Angebot (der Natur) mit dem Blick eines potentiellen Nutzers taxiert. Der Potentialansatz fand frühzeitig Eingang in Landespflege und Landschaftsplanung (Langer 1970, Buchwald 1973, Lüttig & Pfeiffer 1974, Bierhals 1978) und erweist sich dort als durchaus nützlich.

Plachter (1990) verwendet den Begriff der „Leistungsfähigkeit“ für die Wirksamkeit der natürlichen Selbstregulationsmechanismen in Ökosystemen und Landschaften. Die „Nutzungsfähigkeit“ (Nutzbarkeit) besagt, in welcher Art und Menge biotische oder abiotische Elemente zum Nutzen des Menschen aus Ökosystemen entnommen werden können.

Die Subsummierung verschiedener Landschaftsfunktionen unter „ökologische Funktion“ / „Nutzungspotential“ (Plachter 1992) ist wenig hilfreich, denn für konkrete Aussagen bzw. Bewertungen ist eine eindeutige, klare Definition von Bewertungsgegenstand und -ziel unumgänglich. Das gilt ebenso für die in der Landschaftsplanung zwar zum Teil übliche, aber verschwommene Verwendung des Potentialbegriffes in Gestalt von „Bodenpotential“, „Wasserpotential“ usw. Hierbei werden zwar der Landschaftsfaktor bzw. das „Schutzgut“ bezeichnet, der funktionale Gesichtspunkt, z.B. die Ertragsleistung der Böden oder die Grundwasserneubildung aber nicht hervorgehoben.

Inzwischen hat der inflationäre und weithin unpräzise Gebrauch des Potentialbegriffes stark zu seiner Verwässerung und Entwertung geführt. Die nomenklatorischen Irrungen und Wirrungen sind so stark, daß sie sogar Bestrebungen nach einer Abkehr vom Potentialbegriff hervorrufen (Durwen 1995). Auch das Plädoyer von Marks et al. (1982), prinzipiell den Funktionsbegriff zu favorisieren und den Begriff Naturraumpotential vorwiegend auf wirtschaftlich nutzbare Ressourcen zu beziehen, erscheint zwar durchaus zweckmäßig, ist aber auch nicht frei von Widersprüchen (vgl. Durwen 1995). Nach wie vor werden heute die Begriffe Potential und Funktion mehr oder minder synonym gebraucht.

turraumes zur Befriedigung der gesellschaftlichen Bedürfnisse bzw. als die naturgegebene Fähigkeit eines Gebietes,

dem Menschen zum Gebrauch dienende Stoffe oder Energien zur Verfügung zu stellen. Ausgehend von einem einzigen

**Tabelle 2: Verwendung von Merkmalen der Landschaft in ausgewählten Verfahren zur Bewertung von Landschaftsfunktionen.**

Indikatoren	Landschaftsfunktionen / Naturraumpotentiale													
	ERT		ERO		GWS		GWN		ABF		HF		REK	
Maßstab (Dimension) der verwendeten Basismerkmale (10: 1:10000 und größer, 25: 1:25000 und kleiner)	10	25	10	25	10	25	10	25	10	25	10	25	10	25
geologischer Untergrund					(x)		(x)		(x)					
Relief														
- Hangneigung		x		x			x		x					x
- Höhenunterschiede														x
- Kleinstrukturen													x	x
Boden														
- Bodenart / Substrat	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	(x)	(x)		
- Bodentyp	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	(x)	(x)		
- Gründigkeit	x	x	x	x	(x)	(x)	(x)	(x)						
- Skeletgehalt	x	x	x	x	(x)	(x)	(x)	(x)						
- Humusgehalt			x	x										
Wasser														
- Vorkommen/Qualität von Oberflächengewässern									(x)	(x)	x	x	x	x
- Grundwasserflurabstand	x	x			x	x	x	x	x	x	(x)	(x)		
- Stauwasserflurabstand	x	x			x	x	x	x	x	x	(x)	(x)		
- Überschwemmungsgefahr		x												
Klima														
- Jahresniederschläge		x			x			x						
- Monatsniederschläge				x				(x)						
- potentielle Verdunstung								x						
- Jahrestemperaturen		x												
- Frostgefährdung		x												
Bios														
- Biotoptypen											x	(x)	x	
- Vegetationseinheiten		(x)									x		(x)	
- Habitatstrukturen											x			
- Artenspektrum											x		(x)	
- räumliche Parameter											x	(x)		
- pot. natürliche Vegetation		(x)	(x)								x	x		
Flächennutzung														
- Flächennutzungstypen	x	x	x	x	(x)	(x)	x	x	x	x	x	x	x	x
- Landschaftselemente			(x)						x	x			x	(x)
- spezifische Angaben (Versiegelung, Be- und Entwässerung, Fruchtfolgen, Düngemittelinsatz)	x				x		x		x					

ERT - biotisches Ertragspotential, ERO - Widerstand gegenüber Wassererosion), GWS - Grundwasserschutzfunktion, GWN - Grundwasserneubildung, ABF - Abflußregulationsfunktion, HF - Habitatfunktion (biotisches Regulations- und Regenerationspotential), REK - Rekreations- (Erholungs-) potential

Abschließend bleibt festzustellen, daß die definitorischen Fragen keineswegs als endgültig gelöst angesehen werden können. Vielmehr bestehen nach wie vor unterschiedliche Auffassungen zum Gebrauch der einzelnen Begriffe, die durchaus nicht immer klar abgegrenzte, sondern z.T. durch fließende Übergänge behaftete Sachverhalte kennzeichnen. So ist die synonyme Verwendung von Bezeichnungen, wie z.B. Naturraumpotential und Landschaftsfunktionen erklärbar und ggf. auch tolerierbar, solange deutlich bleibt, daß es bei den unterschiedlichen Begriffen letztlich stets um bestimmte Leistungen des Landschaftshaushaltes für etwas geht, das nicht immer unbedingt ein rein ökonomischer Verwendungszweck sein muß (vgl. Finke 1994).

Um hier den Bogen zur eingangs diskutierten Bewertungsproblematik zu spannen, ist zu betonen, daß es sich –

strenggenommen – bei der Bestimmung von Landschaftsfunktionen bzw. Naturraumpotentialen noch nicht um Bewertungen im eigentlichen Sinne handelt, solange die Aussagen auf der Sachebene verharren. Erst wenn die Beurteilung der vorgefundenen Zustände anhand vorgegebener Wertmaßstäbe, Zielstellungen bzw. Handlungsaufforderungen hinzutritt, wird der für eine Bewertung entscheidende Schritt getan. Mit anderen Worten: Die Feststellung, eine bestimmte Fläche besitzt ein hohes biotisches Ertragspotential, ist zunächst ein rein naturwissenschaftlicher Fakt. Er kann positiv sein – für die Landwirtschaft, aber auch negativ – für den Arten- und Biotopschutz, da ertragsschwache Sonderstandorte mit extremen ökologischen Bedingungen i.d.R. über ein höheres Entwicklungspotential für seltene und gefährdete Arten und Biozöten verfügen.

Zur Kennzeichnung von Landschaftsfunktionen gibt es inzwischen eine kaum noch zu überschauende Menge an Verfahren. Sie alle gründen sich auf spezifische Algorithmen, mit deren Hilfe aussagekräftige Parameter (Kriterien, Indikatoren) zu hochintegrativen, komplexen Aussagen, wie sie Landschaftsfunktionen darstellen, verknüpft werden.

Tab. 2 gibt einen Überblick über Merkmale der Landschaft, die zur Bestimmung von Landschaftsfunktionen in unterschiedlichen Maßstabsbereichen geeignet sind.

### 3. Habitatfunktion – eine Begriffsbestimmung

Stellvertretend für weitere Landschaftsfunktionen soll nachfolgend näher auf die Habitatfunktion eingegangen werden, die im Naturschutz eine herausragende Rolle spielt. Das soll aber nicht heißen, daß in Naturschutz und Landschaftspflege andere Landschaftsfunktionen vernachlässigbar seien, zumal die abiotischen Bedingungen die Grundlagen jeglicher Lebensprozesse darstellen und tiefgreifenden und nachhaltigen Veränderungen durch natürliche Prozesse und menschliche Einflüsse unterliegen.

Die Habitatfunktion (Funktion für den Arten- und Biotopschutz) kennzeichnet die Ausstattung der Landschaft mit Ökosystemen (Biozöten/Biotopen) bzw. ihre Fähigkeit, einer artenreichen Flora und Fauna vorteilhafte Lebensbedingungen zu bieten.

In der Fachliteratur finden sich hierfür auch andere Begriffe, die entweder Synonyme darstellen oder ähnliche Sachverhalte beschreiben, z.B. „bio-ökologisches Potential“ (Kiemstedt et al. 1978), „Artenmannigfaltigkeitspotential“ (ILN 1989), „Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion“ (Marks et al. 1992). Am umfassendsten ist das ursprünglich von Haase (1978) so benannte **biotische Regulationspotential**. Es kennzeichnet das Vermögen eines Naturraumes zur Aufrechterhaltung der Lebensprozesse, der biotischen Diversität und Komplexität sowie der Stabilität der Ökosysteme. Das biotische Regulationspotential enthält vier im engen Zusammenhang stehende Aspekte (Schlüter 1977):

- die Regulierung des Stoff- und Energiekreislaufes,
- die biotische Reproduktion (Selbsterhaltung und -erneuerung vorhandener Biozöten),

- die biotische Regeneration (Fähigkeit zur optimalen Ausnutzung bzw. Besiedelung aller Biotope / ökologischen Nischen),
- die biotische Diversität und Komplexität (Erhaltung oder Wiederherstellung der biotischen Mannigfaltigkeit) (vgl. Bastian 1992, Bastian & Haase 1992).

#### 4. Kriterien der Habitatfunktion

Auch zur Bestimmung der Habitatfunktion gibt es mittlerweile sehr zahlreiche Verfahrensansätze, in vielerlei Versionen und Modifikationen. Die Tabellen 3 und 4 enthalten eine Auswahl davon.

Die Aggregationsregeln füllen ein breites Spektrum zwischen starker Formalisierung (Verwendung mathematischer Formeln bzw. Regeln) und Expertenurteilen (Delphi-Methode) aus.

Häufig gründet sich die Beurteilung der Habitatfunktion auf die Kriterien Natürlichkeitsgrad, Diversität, Seltenheit, Gefährdung, Entwicklungsdauer / Regenerationsvermögen, räumlich Aspekte (Größe, Verbund oder Isolation).

Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation spiegelt die Stärke des anthropogenen Einflusses bzw. den Grad der Umwandlung der ursprünglichen Vegetationsdecke durch den Menschen wieder. Die kulturbeeinflussten Vegetationstypen der intensiv genutzten Landschaften Mitteleuropas weichen je nach Stärke der anthropogenen Veränderungen in unterschiedlichem Maße von der auf den gleichen Standorten bei Ausschluß der Nutzung zu erwartenden (hypothetischen) heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (hpnV) ab. Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation ist ein Maß für diese Differenzierung. Er ergibt sich aus den floristisch-soziologischen und strukturellen Abweichungen der aktuellen von der potentiellen natürlichen Vegetationsform unter gleichen Standortbedingungen. Die Unterteilung erfolgt bei Schlüter (1982), Bastian & Schreiber (1994) in einer neunstufigen Skala, getrennt nach landwirtschaftlicher, forstlicher und sonstiger Nutzung. Der in dieser Weise abgestufte Natürlichkeitsgrad gestattet die halbquantitative Kennzeichnung der nutzungsbedingten Veränderungen nach leicht erkennbaren Merkmalen, allerdings nur großmaßstäbig. Aus einer zum Natürlichkeitsgrad umgekehrten Betrachtungsweise resultiert die Hemerobie als Ausdruck der Stärke des menschlichen Einflusses auf Ökosysteme.

Für Vegetationsmosaiken oder Land-

**Tabelle 3: Ausgewählte Verfahren zur Bestimmung von Kriterien der Habitatfunktion**

Kriterium	Autor	Bezugseinheit	Merkmal/Indikator	Verarbeitung
Natürlichkeitsgrad / Hemerobie	Bomkamm 1980	Landschaftselement Flächennutzungseinheit	Biototyp Flächennutzung	7 Stufen
	Schuster 1980	Ökotyp	Neophytenanteil	kardinal
	Schlüter 1982	Flächennutzungseinheit	Flächennutzung (Biototypen)	10 Stufen
	1985	Landschaftsmosaik	Flächennutzungsgefüge	9 Stufen + verbal
	Kolejka 1982	Raster (sechseckig, 6,25 ha)	Flächennutzung	7 Stufen
Diversität	Dierssen et al. 1985	Vegetationseinheit	Pflanzengesellschaft	4 Stufen
	Hilbert 1985, 1988	Landschaftselement Vegetationseinheit	Landschaftselement Vegetationstyp	4 Stufen
	Kias 1988	Biotop	Biototyp	7 Stufen
Diversität	Luder 1980	Raster	Hemerobiestufen	5 Stufen
	Schuster 1980	Ökotyp	Arten, Vegetationstypen	kardinal (Shannon-Weaver-Index)
	Ringler 1981 und Mander et al. 1988	Flächeneinheit	Saumlänge (Ökone)	kardinal
	Reichhoff 1988	Habitatstrukturtypen	Artenzahlen	normierte Werte
Seltenheit / Gefährdung	Bastian 1991, 1994	Biotop	Vegetat.schichten	5 Stufen
	Marks et al. 1992	Vegetationseinheit	Artenzahlen und Schichtung	normierter Mittelwert aus A. und Sch.
	Wittig & Schreiber 1983	Ökotyp Stadtgebiet	Arten, Gesellschaften Biototypen	normierte Werte 8 Stufen
Entwicklungsdauer / Regenerationsvermögen	Marks et al. 1992	Vegetationstyp Untersuch.gebiet	Anteil gefährd. Arten Arten, Biototypen	5 Stufen mehrere Stufen
	Wittig & Schreiber 1983	Biotop	Biototypen	6 Stufen
Präsenz	Kirsch-Stracke et al. 1987	Biotop, Vegetationseinheit Biotop	Biotop- / Vegetationstypen Biototyp	4 Stufen
	Marks et al. 1992	Naturraumeinheit	Verhältnis realer und potent.-natürl. Veg.	6 Stufen

**Tabelle 4: Ausgewählte Verfahren zur komplexen Bewertung der Habitatfunktion N – Natürlichkeitsgrad, M – Maturität, D – Diversität, E – Entwicklungsdauer, S – Seltenheit, G – Gefährdung, I – Isolation / Verbund, P – Präsenz, W – weitere Kriterien**

Bezeichnung	Autor	Bezugseinheit	Kriterien N M D E S G I P W	Verarbeitung
Naturschutzwert	Witschel 1979	Naturschutzgebiet	x x x x x x	Punktwertaddition
Ökotypenwert	Schuster 1980	Pflanzengesellschaft	x x x x	math. Modell
Lebensraumbedeut.	Pantleit 1984	Vegetationseinheit	x x x x x	kriterienbezogene Einschätzung
Biotopwert	Wittig & Schreiber 1983	Biotop	x x x x x x	kriterienbezogene Rangstufen
Biotopwert	Schulte & Marks 1985	Biotop, städt. Grünfläche	x x x x	ökologische Verflechtungsmatrix
Biotopwert	Kirsch-Stracke et al. 1987	Biotop	x x x	ökologische Verflechtungsmatrix
Lebensraum-Bewert.	Plachter 1989	Gebiet, Landschaft	x x	Ja-Nein- Entscheidung
Biotopwert	Bastian 1990, 1991, 1994a	Biotop	x x x x x x	Nutzwertanalyse, ökol. Verflecht.matrix
biot. Regul.potential	Kias 1990	Biotop	x x x x x	gutachterlich
Arten- u. Biotop-schutzfunktion	Kaule 1991	Biotop, Landschaftsteil	x x x x x x	gutachterlich
Biotopwert	Grebe et al. 1992	Biotop (Ökosystem)	x x x	Addition d. Werte
Ökotopbildungs- und Naturschutzfunktion	Marks et al. 1992	Biotop	x x x x x x x	Addition der Kriterienwertstufen,
Biotopwert (B. typ, Einzelbiotop, Entwicklungspotent.)	Bastian 1994a,b	Biototyp, Biotop	x x x x x x	gutachterlich / Dendrogramm

schaftseinheiten lassen sich über flächenbezogene Mittelwerte Einstufungen des Natürlichkeitsgrades (bzw. der Hemerobie) vornehmen. Im mittleren Maßstabbereich sind Mosaik- und Dominanztypen des Natürlichkeitsgrades auszuweisen, die sich bis hin zu kleinmaßstäbig darstellbaren „ökologischen Gebietstypen“ abstrahieren lassen (Schlüter 1985, 1992).

Ein hoher Natürlichkeitsgrad ist nicht zwangsläufig vom Naturschutz erwünscht,

denn die artenreichsten und oftmals stark gefährdeten Ökosysteme Mitteleuropas besitzen vielfach einen mittleren Natürlichkeitsgrad, sind also an eine extensive, pflegliche Nutzung gebunden (sogenannte Halbkulturformationen).

Die Diversität ist ein Sammelbegriff, sie kennzeichnet z.B. die Artenzahl eines Ökosystems, die Strukturvielfalt (Schichtung) innerhalb eines Vegetationsbestandes bzw. Ökosystems, die Vielfalt eines

Ökosystemmosaiks bzw. den Reichtum einer Landschaft an verschiedenen Biotopen sowie die Mannigfaltigkeit an Landschaftselementen und Flächennutzungen. Das Diversitätsprinzip hat allgemeine und grundlegende Bedeutung für die Leistungsfähigkeit des Landschaftshaushaltes, insbesondere in bezug auf die Verminderung unerwünschter Stoff- und Energieströme (Verhinderung der Verstärkung und Selbstverstärkung von Prozessen, Senkung des ästhetischen Wertes der Landschaft).

Es ist jedoch zu beachten, daß eine große Artenvielfalt innerhalb eines Ökosystems zwar eine hohe Komplexität von Wirkungsbeziehungen bedingt, aber nicht von vornherein auch eine größere **Stabilität** bzw. Fähigkeit zur Selbstregulation. Das gilt unbeschadet der Tatsache, daß die „Stabilität“ keinen in sich geschlossenen Sachverhalt repräsentiert, sondern daß je nach Gegenstand und Sichtweise mehrere Stabilitätstypen voneinander unterschieden werden müssen. So gibt es auch artenarme, gleichzeitig aber ökologisch relativ stabile und durchaus erhaltungswürdige Ökosysteme (z.B. Schilfgürtel, bodensaure Rotbuchenwälder, boreale Nadelwälder). Die absolute Artenzahl in einem Ökosystem muß immer in Relation zum entsprechenden Ökosystemtyp gesehen werden, zum jeweiligen Entwicklungsstadium, der Intensität des menschlichen Einflusses, dem Standort und dem Naturraum.

Die sogenannte Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese und die Verwendung von Kriterien wie Artendiversität, Evenness und ähnlichen Parametern wird zunehmend als sehr kritisch angesehen und hat in den vergangenen Jahren für reichlich Diskussionsstoff und Verwirrung gesorgt (nähere Erörterungen hierzu u.a. bei *Plachter* 1990, *Waldenspuhl* 1991, *Schermer* 1995).

### Seltenheit / Gefährdung

Angesichts des dramatischen Rückganges vieler Pflanzen- und Tierarten einschließlich ihrer Lebensstätten (Biotope) bedürfen die betroffenen Arten und Ökosysteme besonderer Aufmerksamkeit und Fürsorge. Unter der Zielstellung der Bewahrung der biotischen Mannigfaltigkeit wird ihnen als den „schwächsten Kettengliedern“ ein besonders hoher Wert beigemessen. Demzufolge nimmt das Kriterium „Gefährdung“ eine Schlüsselposition ein.

Gefährdet sind sowohl Arten und Biotoptypen, die von Natur aus nur selten vorkommen und daher leicht ausgelöscht werden können (potentielle Gefährdung), als auch solche, die (unabhängig von ihrer einstigen Häufigkeit) empfindlich auf anthropogene Einwirkungen reagieren bzw. von diesen aktuell stark betroffen und daher rückläufig sind. Seltenheit und Gefährdung stimmen also nicht in jedem Falle überein.

Bei der Beurteilung der Seltenheit ist zu beachten, daß eine Art oder ein Biotoptyp durch standörtliche Spezialisierung bei großräumiger Betrachtung selten vertreten sein kann, aber dort, wo geeignete Bedingungen anzutreffen sind, häufig vorkommt. Die Seltenheit muß daher nach Raumbezügen differenziert werden: international / national / landesweit / regional oder naturräumlich / lokal. Priorität genießt jeweils die höherrangige Bezugseinheit, d.h. wenn eine Art oder ein Biotoptyp regional häufig vorkommt, aber national selten bzw. stark gefährdet ist, dann gilt diese Einschätzung auch für die Region.

Die Orientierung des Naturschutzes auf Seltenheiten erfährt indes keine ungeteilte Zustimmung. So meint *Schermer* (1995): „Geht man davon aus, daß der in deutschen Naturschutzgesetzen verankerte „Naturhaushalt“, insbesondere durch Stoff- und Energieumsätze definiert ist, an denen alle Organismen beteiligt sind, so erscheint unlogisch, wenn vorrangig (sehr) seltenen, quantitativ eher unbedeutende Arten für eine „Bewertung“ maßgeblich sein sollen.“ Dem ist allerdings entgegenzusetzen, daß gerade die Anwesenheit seltener/gefährdeter Arten i.d.R. auf besondere Qualitäten des Gesamtsystems hinweist, die den Anforderungen auch empfindlicher „Kettenglieder“ genügen.

### Entwicklungsdauer, Regenerationsvermögen

Ökosysteme, die eine kurze Entwicklungsdauer beanspruchen – falls die notwendigen standörtlichen Voraussetzungen bestehen und das entsprechende genetische Potential verfügbar ist – werden i.d.R. geringerwertig eingestuft als jene, die für ihre Regeneration längere Zeiträume benötigen. Beispielsweise ist eine Ackerwildkrautgemeinschaft meist rascher wiederherstellbar als ein Buchenaltholz.

Sinnvolle zeitliche Abstufungen der

Entwicklungsdauer knüpfen an die zeitlichen Horizonte der (Landschafts-)Planung an. So entstehen Biotoptypen mit bis zu fünf Jahren Entwicklungsdauer allenthalben kurzfristig spontan. 5 bis 25 Jahre entsprechen der Planungs- und Bauzeit von Großprojekten, 25 bis 50 Jahre kennzeichnen sehr langfristige, den Erlebnisraum eines Menschen umfassende Planungen. Zahlreiche Biotoptypen beanspruchen für ihre (Wieder-)Entwicklung mehrere Generationen oder liegen gänzlich außerhalb menschlicher Planungshorizonte (*Uhlmann* 1977, *Kaule* 1983, *Bierhals* 1987, *Kirsch-Stracke* et al. 1987, *Michal & Bucek* 1989). Solch alte Ökosysteme (Biotope) sind praktisch unersetzbar und von schädigenden Eingriffen möglichst vollständig zu verschonen.

### Räumliche (biogeographische) Aspekte

Je großflächiger ein Ökosystem ausgebildet ist, um so höher sind die Chancen für den Bestand stabiler Populationen, sowohl aus populationsgenetischen Gründen als auch im Hinblick auf negative, besonders die Randbereiche treffende Einflüsse aus der Umgebung. In engem Zusammenhang damit steht die Problematik Biotopverbund- bzw. Isolation: Je mehr der Charakter der umgebenden Flächen(-nutzungen) abweicht, um so ungünstigere Voraussetzungen existieren für den Austausch zwischen den Populationen und damit für ihre Stabilität. Umgekehrt wirken sich strukturelle und funktionelle Verbindungen („Trittsteine“, „Korridore“) zwischen den Lebensstätten von Organismen positiv aus.

Nur für relativ wenige Arten liegen momentan gesicherte Kenntnisse zum Minimalareal und zum Ausbreitungsverhalten (etwa in Biotopverbundsystemen) vor. Dies ist der entscheidende Mangel des auf den ersten Blick zwar reizvollen, in der Praxis demzufolge aber nur schwer nutzbaren Konzeptes. Einerseits wird durch Verbundstrukturen in der Landschaft häufig vorzugsweise den „Allerweltsarten“ geholfen (*Roweck* 1993), andererseits werden uns nach *Blab* (1992) selbst intensivste Ökosystemanalysen nicht in die Lage versetzen anzugeben, wie ein (künstlich aufgebaut) funktionierender Lebensraumverbund aussehen müßte. Auch muß den Bedenken von *Roweck* (1993) Beachtung geschenkt werden, daß die Angabe von notwendigen Flächengrößen u.U. einer Verkleinerung „zu“ großer Flächen

Vorschub leistet. Allerdings handelt es sich hier weniger um ein Problem der Bewertung, sondern der planerischen Umsetzung der erzielten Ergebnisse. Andererseits sind derzeit in Deutschland hochwertige Biotopflächen eher zu klein. So erreichen nur 0,02% aller Naturschutzgebiete mehr als 500 ha, aber selbst 500 ha, sind bei weitem nicht ausreichend, um den langfristigen Fortbestand vieler Populationen/Arten zu sichern (Blab 1992, Henle 1994).

Zu den oben diskutierten sowie zu anderen Kriterien der Habitatfunktion wird u.a. bei Usher & Erz (1994) ausführlich eingegangen.

### 5. Formale Aggregation oder Expertenurteil?

Um eine Fläche (einen Biotop) hinreichend charakterisieren und bewerten zu können, genügen nicht nur Einzelmerkmale, sondern es müssen verschiedene Kriterien hierfür herangezogen werden. Für eine Verwendung möglichst vieler unterschiedlicher Merkmale spricht nach Plachter (1989) die Tatsache, daß ein einzelnes Merkmal nur ein sektorales Bild des Zustandes eines Ökosystems widerspiegelt, und daß das Risiko einer Fehleinschätzung minimiert wird, wenn sehr unterschiedliche Eigenschaften des Ökosystems vergleichend betrachtet werden. Die einzelnen Kriterien werden i.d.R. nach bestimmten formalen Regeln zu einem Gesamtwert aggregiert (Tab. 3). Dies entspringt dem Wunsch und der Notwendigkeit, für Planungszwecke einfache und gut handhabbare, dabei hinreichend komplexe Informationen zur Verfügung zu stellen. Es darf jedoch nicht übersehen werden, daß die Verknüpfung sehr verschiedenartiger Parameter stets subjektiven Erwägungen folgt, naturwissenschaftlich exakt kaum begründbar ist und diese Verfahren daher stets „quantifizierende Hilfskonstruktionen“ (Knauer 1989) und damit anfechtbar bleiben. Mögen aggregierte Biotopwerte brauchbare orientierende Überblicke vermitteln, so können sie keineswegs analytische und differenziertere Aussagen ersetzen. Als ökologische Schnellansprachen und -bewertungen bieten sie bei Erfüllung bestimmter Mindestanforderungen einen Kompromiß zwischen den fachlichen Erfordernissen und dem kurzfristig praktisch Machbaren. Abstriche in der wissenschaftlichen Aussage-

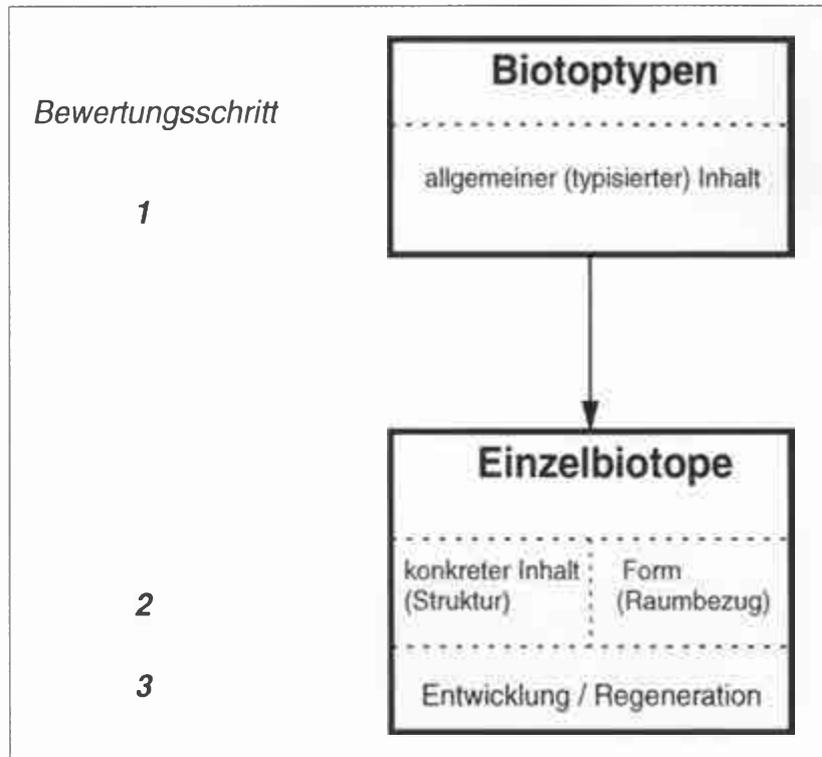


Abb. 4: Stufenförmiger Ablauf der Biotopbewertung (Aus: Bastian 1994a, b leicht verändert)

Tabelle 5: Biototypenbewertung – verbale Charakteristik der Wertstufen (Aus: Bastian 1994a, b, leicht verändert)

Biotopwert	Charakterisierung
1	stark gefährdete und im Bestand rückläufige Biototypen mit z. T. sehr langer Regenerationszeit, Lebensstätte für zahlreiche seltene und gefährdete Arten, meist hoher Natürlichkeitsgrad und extensive oder keine Nutzung, kaum oder gar nicht ersetzbar, unbedingt erhaltenswürdig, vorzugsweise § 20c-Biotope (BNatSchG)
2	mäßig gefährdete, zurückgehende Biototypen mit langen bis mittleren Regenerationszeiten, bedeutungsvoll als Lebensstätte für viele, u. a. gefährdete Arten, hoher bis mittlerer Natürlichkeitsgrad, mäßige bis geringe Nutzungsintensität, nur bedingt ersetzbar, möglichst erhalten oder verbessern
3	weitverbreitete, ungefährdete Biototypen, verhältnismäßig rasch regenerierbar, als Lebensstätte relativ geringe Bedeutung, kaum gefährdete Arten, mittlerer bis geringer Natürlichkeitsgrad, mäßige bis hohe Nutzungsintensität, aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes Entwicklung zu höherwertigen Biototypen anstreben, wenigstens aber Bestandessicherung garantieren (kein Abgleiten in geringerwertige Kategorien zulassen)
4	häufige, stark anthropogen beeinflusste Biototypen, als Lebensstätte nahezu bedeutungslos, geringer Natürlichkeitsgrad, hohe Nutzungsintensität, allenthalben kurzfristige Neuentstehung, aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege Interesse an Umwandlung in naturnähere Ökosysteme geringerer Nutzungsintensität
5	sehr stark belastete, devastierte bzw. versiegelte Flächen; soweit möglich, sollte eine Verbesserung der ökologischen Situation herbeigeführt werden

getiefe und -schärfe sind daher meist unvermeidbar (vgl. Plachter 1989, Wittig & Schreiber 1983).

Die Problematik stark formalisierter Bewertungsverfahren (so nach der Nutzwertanalyse – vgl. Bechmann 1978, Kias & Schreiber 1981, Hübler 1989) wurde zum Anlaß genommen, nach Alternativen zu suchen. Im Falle der Bestimmung komplexer Biotopwerte besteht die Schwierigkeit darin, daß mehrere Sachverhalte (Einzelkriterien) nur verbal beschreibbar sind (auch wenn sie in eine

Ordinalskala gestellt werden), zudem teilweise miteinander korrelieren (z.B. Gefährdung und Entwicklungsdauer) und sich demzufolge einer sinnvollen mathematischen Behandlung weitgehend entziehen.

Die Bildung komplexer Biotopwerte muß daher flexibler gestaltet werden und in stärkerem Maße ökologisches Fachwissen in Gestalt von Expertenbeurteilung einbinden, was nicht ohne weiteres formalisierbar ist. Diesem Anliegen versucht ein im Zusammenhang mit Projekt „Ein-

führung der Landschaftsplanung als Umweltplanung in die neuen Bundesländer“ („Modellprojekt Sachsen“) (Hahn-Herse 1993, Bastian 1997) entwickelter Ansatz Rechnung zu tragen (Bastian 1994 a, b).

Dabei wird stufenförmig vorgegangen: von den Biotoptypen über Einzelbiotope bis hin zum Biotopentwicklungspotential (Abb. 4). Ausgangspunkt ist eine flächendeckende Biotop(typen)kartierung. Die Bewertung der Biotoptypen (Tab. 5) erfolgt zunächst unabhängig von ihrer jeweils konkreten Ausprägung an einem bestimmten Ort. Dann schließt sich die Bewertung konkreter Einzelbiotope an und zwar nach Struktur bzw. Ausstattung (= „Inhalt“) und räumlichen Verhältnissen wie Größe, Isolation/Vernetzung (= „Form“). Schließlich wird die Entwicklungsfähigkeit (Biotopentwicklungspotential) der Einzelbiotope eingeschätzt.

Als für die Einzelbiotope wertbestimmende Kriterien kommen in Betracht:

■ **inhaltliche (strukturelle) Kriterien** (in bezug auf das typspezifische Optimum):

- Reichtum (besonders an seltenen/gefährdeten Arten (vgl. Rote Listen),
- Vollständigkeit der Ausprägung des Biotoptyps (charakteristischer Leitarten(-gruppen))
- Diversität (Strukturreichtum: Vegetationsschichtung, -vielfalt, habitatwirksame Zusatzstrukturen)

- fördernde oder hemmende anthropogene Einflüsse (z.B. Verschmutzung, Eutrophierung, Nutzungsintensität)

■ **formale (räumliche) Kriterien:**

- Größe (Erreichung des Minimalareals oder der Mindestgröße für den betreffenden Biotoptyp bzw. für bestimmte Arten)
- Charakter benachbarter Ökosysteme (Isolation oder Vernetzung/Verbund, Ausbildung von Lebensraumkomplexen)

Zur Verknüpfung der wertbestimmenden Kriterien (strukturelle und räumliche Merkmale jeweils als Komplex betrachtet) dient ein sogenannter **Entscheidungsbaum** (Abb. 5). Unter bewußtem Verzicht auf eine komplizierte Verarbeitung auf mathematischem Wege (z.B. Berechnung von Mittelwerten) wird generell auf der Grundlage von Ja/Nein- Entscheidungen operiert, d.h. die jeweils abgefragten Merkmalskombinationen werden hinsichtlich ihres Erfüllungsgrades als positiv (+)

eingeschätzt oder nicht (-). Die Entscheidungsfindung ist nicht starr, Abweichungen vom vorgezeichneten Schema sind in begründeten Fällen jederzeit möglich. Der Gutachter wird zu einer qualifizierten Auseinandersetzung mit der Thematik gezwungen, da jeder Entscheidungsschritt einer Begründung bedarf. Dies ist ohne fundierte Vorkenntnisse nicht zu bewältigen. Die Wertfindung (durch Aggregation) erfolgt ganz unter inhaltlichen Gesichtspunkten, die inhaltlich orientierte Bearbeitung wird nicht durch formale methodische Zwänge unverhältnismäßig stark eingegengt.

Im Hinblick auf die **Entwicklungsfähigkeit von Biotopen** werden zwei Hauptaspekte unterschieden:

1. die **abiotischen und biotischen Voraussetzungen** für die Entwicklung eines gewünschten Biotoptyps:

- die gegenwärtig vorhandene Artenkombination (die durch selbständige Sukzession oder gezieltes Management in die gewünschte Richtung verändert werden müßte, wobei u.a. die Existenz potentieller Genressourcen in der Umgebung („Impfbiotope“) eine wichtige Rolle spielt);
- die standörtlichen Gegebenheiten (z.B. Böden, Wasserhaushalt, Klima) des betref-

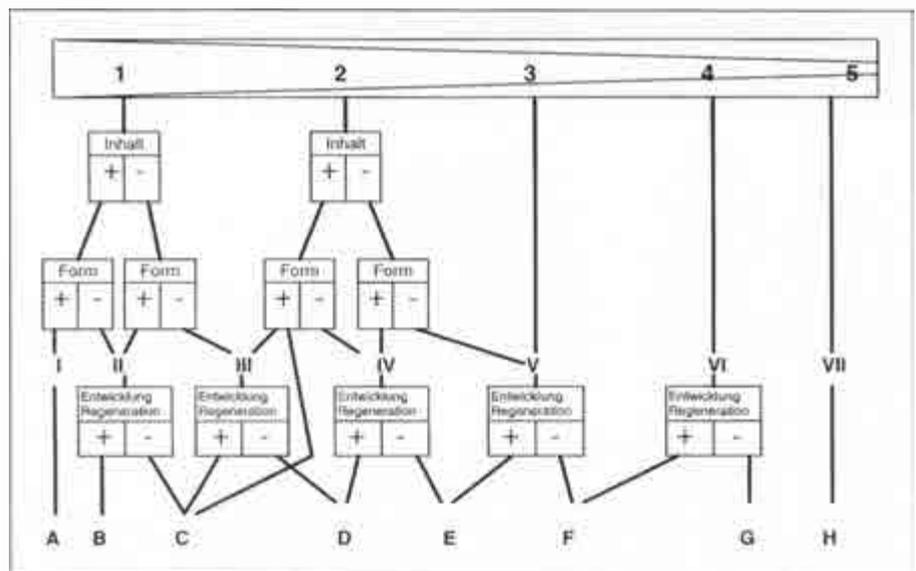


Abb. 5: Entscheidungsbaum zur Einschätzung des Biotopwertes in drei Arbeitsschritten. (Aus: Bastian 1994 a, b, leicht verändert)

Tabelle 6: Bewertung gegenwärtig in der Neißeaue bei Görlitz vorkommender Vegetationstypen anhand des landschaftsökologischen Leitbildes (Aus: Bastian 1994 c, 1996, Verfahren nach Köhler et al. 1992)

I Erscheinungsbild und Arteninventar dem landschaftsökologischen Leitbild überwiegend entsprechend	
Gewässer:	Altwasserarme, Teichrosengesellschaften, Schilfröhrichte
Wald:	Wald mit bodenständigen Gehölzen und naturnahem Aufbau (Weichholzaue, Hartholzaue, Eichen-Hainbuchen-Winterlindenwald, buchenreiche Ahorn-Eschen-Hangwälder)
Gehölze:	gut ausgebildete Gebüsche, Hecken und Flurgehölze mit bodenständiger Artenausstattung (z. B. Weiden-Feuchtgebüsche, Baumgruppen aus Weiden, Erlen, Stieleichen)
Grünland:	artenreiches Feucht- und Frischgrünland sowie Magerrasen
Staudenfluren:	artenreiche Hochstaudenfluren und Feuchtbrachen sowie Seggen- und Binsenrieder
II Erscheinungsbild und Arteninventar dem landschaftsökologischen Leitbild nur bedingt entsprechend	
Gewässer:	Abbaurestlöcher, Gräben mit relativ naturnahem Charakter, Wasserschwadens-, Rohrglanzgras- und Rohrkolben-Röhrichte
Wald:	Wald mit bodenständigen Gehölzen ohne naturnahen Aufbau (mehr oder weniger artenarme, gleichaltrige Bestände), Pappelpflanzungen
Gehölze:	weniger gut ausgeprägte Gehölze aus überwiegend einheimischen Arten
Grünland:	vorwiegend intensiv genutztes, relativ artenarmes Grünland
Staudenfluren:	trockene Ruderalfluren
III Erscheinungsbild und Arteninventar dem landschaftsökologischen Leitbild nicht entsprechend	
Gewässer:	artenarme, eutrophierte Gräben
Wald:	Forst mit nichtbodenständigen Baumarten
Gehölze:	Pflanzungen aus fremdländischen Arten
Grünland:	Saatgrasland
Staudenfluren:	Brennessel-Staudenfluren

fenden Biotops selbst sowie in seiner Nachbarschaft (Möglichkeit der Biotopvergrößerung);

2. die **naturräumliche Repräsentanz** des betreffenden Biotoptyps. Um zu entscheiden, ob ein bestimmter Biotoptyp für den jeweiligen Naturraum charakteristisch ist und er deshalb gefördert werden sollte, müssen klare **Leitbilder** (s. Kap. 1) existieren, d.h. gesellschaftliche Zielvorstellungen für die Gestaltung der Landschaft einschließlich ihrer Ökosysteme in diesem oder jenem Raum (Tab. 6).

Abschließend sei angemerkt, daß die Aggregation völlig verschiedenartiger Sachverhalte bzw. ökologischer Charakteristika (wie z.B. Aussagen zu Schutz-, Erholungs- und Produktivfunktionen von Vegetationsbeständen (vgl. „Ökotoptypenwert“ nach Schuster 1980) zu einer komplexen Gesamtaussage, den sogenannten „gesamtoökologischen Werten“, nicht sinnvoll ist. Vom Gesamtergebnis kann nicht einmal annäherungsweise auf Einzelteile der Verwertung geschlossen werden. Ein solches „Bewertungsergebnis“ besitzt demzufolge als planerisches Hilfsmittel nur einen geringen oder überhaupt keinen Aussagewert (Bechmann & Kiemstedt 1974). Auch ist der Wert eines Biotops, also seine Eignung als Lebensraum von Arten und Biozönosen, nicht mit dessen im Rahmen der ökologischen Risikoanalyse zu ermittelnden Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungen (z.B. Eutrophierung, Zerschneidung, Nutzungsintensivierung) gleichzusetzen.

## 6. Das Dimensionsproblem

Ökosysteme, Landschaften existieren bekanntlich in verschiedenen Größenordnungen (Dimensionen, Maßstäben).

Die Wahl des geeigneten Maßstabsbereiches einschließlich der adäquaten Landschaftsobjekte (als Indikatoren) und Verfahren (Intensitätsstufen) ist eine fundamentale Voraussetzung für den Erfolg landschaftsökologischer Untersuchungen und deren praktischer Anwendung. Es besteht nicht nur eine Beziehung zwischen Maßstab und Abbildung (in der Kartographie), sondern auch zwischen Maßstab und erfaßbaren Elementen und Zusammenhängen, was Neef (1963) als „Dimensionsproblem“ bezeichnete. Rangleiche Arbeitsweisen bzw. Untersuchungs- und Darstellungsbedingungen entsprechen somit

**Tabelle 7: Hierarchisches System von Ökotonen (Grenzsäumen) (Aus: Jagomägi et al. 1988, verändert)**

mittlerer Durchmesser	zönotische Ebene der angrenzenden Gesellschaften	strukturelle Grundlagen der Ökotope	Planungsobjekte
3-5 x 10 <sup>3</sup> km	Vegetationsformation		Staatsgruppe, ökonomische Region
1-1,5 x 10 <sup>3</sup> km	⋮	ausgedehnte Waldgebiete mit eingelagerten anderen naturnahen Ökosystemen	Staat, Staatsgruppe
300-500 km	⋮	⋮	Bundesland
100-150 km	Zönosekomplex	⋮	Regierungsbezirk, Gruppe von Landkreisen
10 - 15 km	⋮	Komplex von Waldstreifen und (halb-)natürlichen Ökosystemen	Großstadt, Gemeindeverband
3 - 4 km	⋮	⋮	Stadt, Stadtkern, Gemeindeflur
1 - 2 km	⋮	⋮	Teile der Gemeindeflur, Siedlung
300 - 500 m	⋮	Gebüsch, Waldstreifen	Dorf, großer Park
50 - 200 m	Zönose	Baumreihe, Gebüsch, Waldstück	Teil eines Dorfes, kleiner Park
10 - 50 m	⋮	Hecke, Baumgruppe	

einer „Dimension“ (Neef 1963, 1967: topologische / chorologische Arbeitsweise) bzw. einem „landschaftsanalytischen Maßstabsbereich“ (Herz 1973).

Treffend und anschaulich beschrieb Herz (1973) dieses Problem folgendermaßen: „Man darf sich den Übergang zur Untersuchung von Landschaftseinheiten der nächsthöheren Ränge, also den Übergang in die Bereiche der nächstkleineren Analysemaßstäbe anschaulich als beträchtliche Zunahme der Beobachterhöhe über der Erdoberfläche vorstellen ... Die Information wird abstrakter, der Verlust an Detailinformation jedoch kompensiert durch den Gewinn an Übersichtsinformation, bei punktgebundenen Untersuchungsverfahren entspricht dem weitaus größeren Untersuchungsgebiet eine geringere Dichte des Punktnetzes der Informationsgewinnung“.

Die Geographie befaßt sich mit der hierarchischen Abfolge von **Naturraumeinheiten**, angefangen von den Landschaftszellen, Fliesen bzw. Ökotonen; es folgen auf höherer Ebene Ökotopegfüge oder die Nano(geo)chore, weiter die Kleinschaften oder Mikrochoren, dann Mesochoren (Einzellandschaften), makrochoren (Großlandschaften), Megachoren (Landschaftsregionen) und Georegionen (Landschaftszonen und -gürtel).

Bei den Kategorien der **Flächennutzung** ist eine Aggregation von der Einzelfläche über Flächennutzungsgefüge bis zu -komplexen und die Differenzierung nach Flächennutzungsarten, -formen und -intensitäten möglich.

Die Landschaft besteht aus **Ökosystemen**. Diese enthalten Tier- und Pflanzenpopulationen (in Biozönosen vergesell-

schaftet), die Populationen wiederum setzen sich aus Einzelindividuen zusammen, - die sich weiter unterteilen lassen: Organismus – Organ – Gewebe – Zelle.

Über ausgeprägte hierarchische Ordnungsprinzipien verfügt auch die **Pflanzensoziologie**. Grundeinheit (nicht niederste Einheit) ihres Systems ist die Assoziation, es folgen Verband, Ordnung und Klasse, einschließlich von Zwischeneinheiten. Die von einer Pflanzengesellschaft eingenommene Fläche mit einheitlicher (homogener) Artenzusammensetzung bzw. -verteilung ist auch in ökologischer Hinsicht weitgehend homogen, d.h. in diesem Bereich (Elementarareal) ist die Gesamtwirkung der Standortfaktoren innerhalb einer gewissen Toleranzbreite gleich. Auf höherer Ebene, in chorischer Dimension, bilden die vegetationskundlichen Elementareinheiten Mosaik von Pflanzengesellschaften bzw. Phytozönosekomplexe. Es handelt sich dabei quasi um eine Vergesellschaftung von Pflanzengesellschaften, sogenannte Sigmassoziationen, die sich auf höherer Ebene schließlich zur Vegetationslandschaft zusammenfügen. Die Vegetationsmosaik lassen sich jeweils hinsichtlich ihrer Gefügemerkmale, vor allem der Anordnung, Größe und Anteile der Komponenten, quantitativ charakterisieren (vgl. auch Schlüter 1977, Matuszkiewicz 1981, Solon 1983, Matuszkiewicz & Plit 1985).

Ein **Biotop** wird definiert als abgrenzbarer Lebensraum bzw. die Lebensstätte einer spezifischen Lebensgemeinschaft (Biozönose) von Pflanzen und Tieren, die durch einheitliche Lebensbedingungen gekennzeichnet ist (Schaefer & Tischler 1983). Umfangreichere Biotope bestehen

gewöhnlich aus verschiedenen Kleinstrukturen, Kleinstlebensräumen (Mikrohabitaten) usw. **Biotopverbundsysteme** werden für mehrere Dimensionsstufen ausgelegt, von lokal, über regional und überregional bis global.

In den letzten Jahren rückte auch die Problematik der Grenzen oder Übergangsbereiche (Ökotone) zwischen Ökosystemen stärker ins Blickfeld. **Ökotone** beruhen auf dem raschen Wechsel von Umweltbedingungen bzw. Standortfaktoren auf engem Raum im Übergangsbereich zweier benachbarter Ökosysteme. Bemerkenswert ist die spezifische, oftmals reichhaltige Artenkombination bis hin zur Ausbildung einer eigenständigen Biozönose in der Kontaktzone zweier sich berührender Lebensräume bzw. Lebensgemeinschaften. *Jagomägi et al. (1988)* stellten eine hierarchische Ordnung für Ökotonstrukturen auf und kommen damit ebenfalls zum Maßstabsproblem (Tab. 7). Die Spannweite reicht von Feldrändern, Hecken und Baumreihen über Waldstreifen bis hin zu komplexen Ökosystemmosaiken und großen zusammenhängenden Waldregionen. Man könnte sich allerdings darüber streiten, ob die den obersten Ebenen zugeordneten Objekte noch als Ökotone aufzufassen sind. Andererseits besitzen ganze Vegetationszonen (Landschaftsgürtel) Eigenschaften von Übergangsbereichen und damit von Ökotonen, wie z.B. die Waldsteppenzone in Rußland.

**Tabelle 8: Ausgewählte Ansätze der biogeographisch-landschaftlich orientierten Bioindikation (unter Verwendung von Bick 1982, Schubert 1985, Leser 1989 u.a.)**

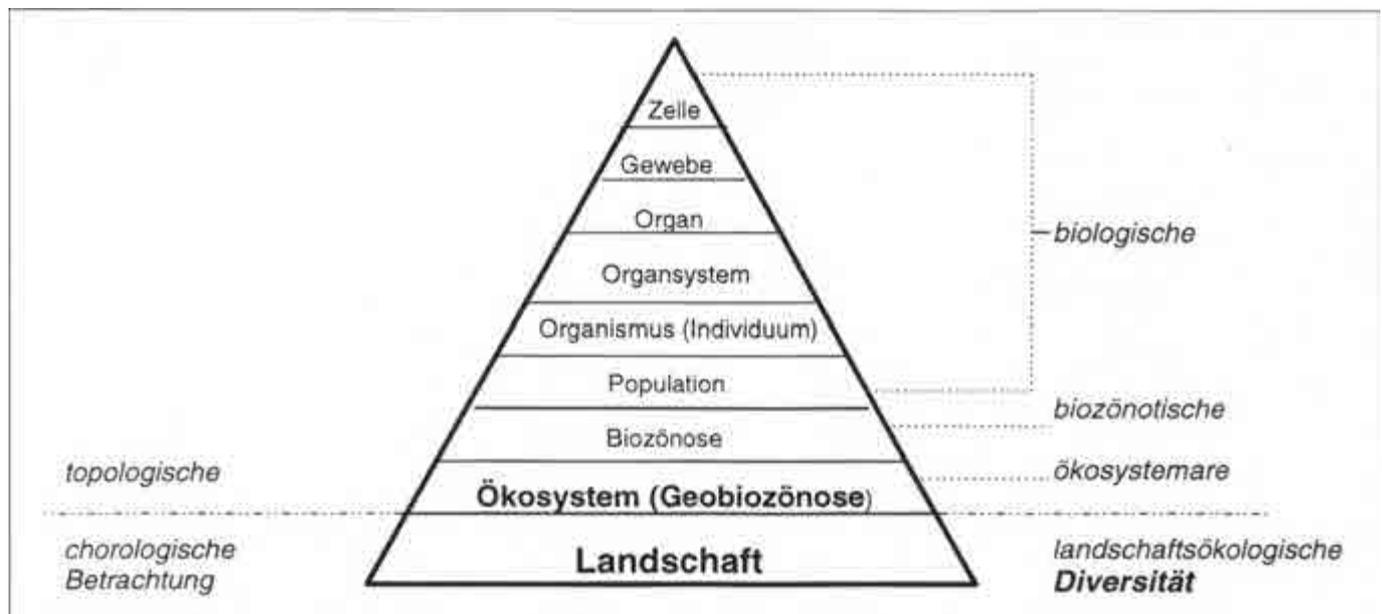
Dimensionsstufe	Indikandum	Analyseverfahren / Datenquellen
Landschaft, Biotop- / Ökosystemmosaik	räumliche Differenzierung der Standortbedingungen, biotische Mannigfaltigkeit	Biotopkartierung, klein- und mittelmaßstäbige floristische und faunistische Karten
Biotop / Ökosystem / Biozönose	räumliche Differenzierung der Standortbedingungen, Belastung und Veränderung des Lebensraumes (durch die Landnutzung), Schadstoffbelastung der Luft, der Gewässer, des Bodens	Vegetationskartierung auf floristisch-soziologischer Grundlage, Rote Listen gefährdeter Biotope / Ökosysteme / Pflanzengesellschaften, Veränderungen des Artenspektrums
(synökologische) Artengruppen, Arten, Populationen, Individuen	Standortbedingungen (Feuchte, Bodenreaktion, Nährstoffversorgung, Kontinentalität), Geländeklima (Wärme, Frost, Wind), Belastung und Veränderung des Lebensraumes (durch die Landnutzung), Schadstoffbelastung der Luft, der Gewässer, des Bodens	Zeigerwerte der Gefäßpflanzen, Frostschaden-, Wuchsformenkartierung, Rote Listen von Pflanzen- und Tierarten, Bio-Monitoring über sensitive und akkumulative Bioindikatoren

Wie schon beim Natürlichkeitsgrad (Kap. 4) sind auch im Falle der Diversität verschiedene Maßstabebenen zu beachten (Abb. 6). So charakterisiert die innere, vertikale oder biologische Diversität (*Odum 1969*) die Vielgestaltigkeit innerhalb eines Ökosystems, die äußere, horizontale oder landschaftsökologische Diversität beschreibt die Mannigfaltigkeit des eine Landschaft bildenden Ökosystemmosaiks (*Hilbert 1979*). *Haber (1979)* bezeichnet drei Diversitätstypen: die ( $\alpha$ )- oder Arten-Diversität, die ( $\beta$ )-Diversität oder strukturelle Vielfalt (innerhalb eines Landschaftselements und die ( $\gamma$ )- oder Raum-Diversität des Mosaiks unterschiedlichster, aber in sich gleichartiger Raumeinheiten oder -zellen der Landschaft. Demgegenüber nutzt *Noss (1983)* die Indizes ( $\alpha$ ), ( $\beta$ ) und ( $\gamma$ ) zur weiteren Differenzierung der Arten-Diversität, indem er den

Artenbestand innerhalb eines Habitats ( $\alpha$ )- oder „within habitat diversity“), in mehreren Habitaten ( $\beta$ )- oder „between habitat diversity“ und in der Gesamtlandschaft ( $\gamma$ )- oder „regional diversity“) unterscheidet.

Ein weiteres Beispiel sind die Stufen der **Bioindikation** (Tab. 8). Ein Teil dieser Indikationsformen hat für Naturschutz und Landschaftspflege besondere Relevanz, die integrative oder biogeographisch-ökologische Bioindikation. Kennzeichnend ist hierbei die raumbezogene Aussage im Unterschied zur biowissenschaftlich-ökophysiologicalen Herangehensweise, die sich vorwiegend mit Einzelorganismen befaßt oder auf zellulärer und biochemischer Ebene (laborativ) arbeitet und den Raumbezug vielfach vermissen läßt.

Als Resümee bleibt festzuhalten, daß



**Abb. 6: Hierarchische Abfolge von Organisationsstufen der Materie im Arbeitsbereich von Biologie / Ökologie und Differenzierung der Diversität (Aus: Bastian 1996)**

**Tabelle 9: Maßstabsbereiche, Testgebiete und Ansätze bei der Beurteilung des biotischen Regulationsvermögens der Landschaft bzw. der Habitatfunktion (Aus: Bastian 1991, 1992, leicht verändert)**

Dimensionsstufe	Aufwand Genauigkeit	Testgebiet	Maßstab	Planungsebene	Untersuchungsansätze
1		Land, Region, Landkreis, großes LSG	1:200000 - 1:25000	Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, -pflegeplan	Interpretation von Naturraumfaktoren, Umweltmedien, Flächennutzungsgefüge, regionaler Biotopverbund, floristische/faunistische Karten
2		Teile eines Kreises, kleines LSG, Ortsflur	1:25000 - 1:10000	Landschaftsplan, Landschaftspflegeplan	wie Stufe 1, aber detailliertere Erfassung
3		wie 2	wie 2	wie 2	Biotoptkartierung, Flächennutzungsanalyse (detailliert)
4		kleines Testgebiet (z.B. NSG)	1:10000 und größer	(Landschaftsplan), Grünordnungsplan, Pflege- und Entwicklungsplan	Erfassung der aktuellen Vegetation (Pflanzengesellschaften, Vegetationsformen, Indikatorarten) und der Zustandsformen von Landschaftselementen / Biotopen
5		wie 4	wie 4	wie 4	Erfassung schwer beobachtbarer (unregelmäßig erscheinender, mobiler, versteckt lebender) sowie schwierig bestimmbarer Artengruppen (bes. Fauna)
6		punktueller Probenahme	wie 4	Monitoring-Projekte	morphometrische und biochemische (ökophysiologische) Untersuchungen

**Tabelle 10: Bestimmung von Kriterien der Habitatfunktion in verschiedenen Dimensionsstufen (Aus: Bastian 1992, verändert, vgl. Tab. 9)**

Kriterien	Dimensionsstufe (s. Tab. 9)				
	1	2	3	4	5
Natürlichkeitsgrad / Hemerobie	Ökologische Gebietstypen, Dominanz- und Mosaiktypen des N. (Schlüter 1992)	bedingt aus topographischen Karten und Luftbildbiotopkarten	Natürlichkeitsgrad der Vegetation (Schlüter 1982), Hemerobie (Bomkamm 1980)	Natürlichkeitsgrad von Pflanzengesellschaften (z. B. Dierssen et al. 1985)	
Diversität - Artenzahl	florist./faunist. Kartierungen, indirekt: aus Flächennutzung, Zustand der Umweltmedien	wie 1	Rangstufen von Habitattypen (Reichhoff 1988)	Anzahl der Pflanzenarten (in Vegetationsaufnahmen)	Anzahl von (Pflanzen-) und Tierarten
räumliche Diversität		Diversität von Flächennutzungs- u. Biotopmosaiken (Shannon-Weaver-Index, Evenness...)	wie 2 (auf Basis von Geländekarten)	Diversität des Mosaiks an Vegetationseinheiten (Assoziationen...), Veg.schichtung	
Seltenheit / Gefährdung	Auswertung mittel- u. kleinmaßstäb. florist./faunist. + Biotop-Karten	wie 1 + großmaßstäb. Biotopkarten (flächendeckend)	Singularität von Habitattypen (Kirsch-Stracke et al. 1987), Eignung von Habitattypen für seltene/gefährdete Arten (Blab 1993)	seltene/gefährdete (Rote-Liste)-Pflanzenarten/-Gesellschaften, Eignung von Habitatzustandsformen für selt./gefähr. A. (Reichhoff 1988)	seltene/gefährd. (Rote-Liste)- (Pflanzen-) und Tierarten
Entwicklungsdauer / Regenerationsvermögen	bedingt: Interpretation von Flächennutzung / Natürlichkeitsgrad	wie 1	Alter, Entwicklungsdauer von Biotoptypen		
biogeographische Aspekte (Größe von Biotopen, Minimalareale, Biotopverbund / Isolation, Ökotope /Grenzen)	regionaler Biotopverbund (Bucek & Lacina 1985)	lokaler Biotopverbund, Minimalareale, Distanzen, Grenzen zwischen Landschaftselementen, Biotoptypen	wie 2, aber detaillierter (vgl. Jedicke 1994 u. a.)		
komplexe Biotopwerte	Ausstattung mit NSG, wertvollen Biotopen, Arten	wie 1, bedingt: Bewertung von Biotoptypen aus Luftbildinterpret.	Bewertung von Biotoptypen (Bastian 1994a,b)	detaillierte Bewertung von Einzelbiotopen (Bastian 1990, 1994a,b)	

bei landschaftsökologischen Arbeiten und ihrer praktischen Anwendung im Rahmen von Naturschutz und Landschaftspflege stets Wert zu legen ist auf die Ausgewogenheit von Objektgröße (Landschaftsbestandteil), angestrebter inhaltlicher Aussage, Genauigkeit der verwendeten Analyse- und Bewertungsverfahren

und Maßstab der (kartographischen) Darstellung. Der Übergang von einer groß- zu einer kleinmaßstäbigen Betrachtung führt zu einem Verlust an Details: Die Generalisierung erlaubt eine zunehmende Konzentration auf wesentliche Strukturen, Prozesse und Zusammenhänge.

Leider besteht in der Praxis nicht im-

mer die nötige Klarheit, wie wichtig es ist, den Dimensionstufen bzw. Maßstabsbereichen adäquate Verfahren zur Analyse und Bewertung der Landschaft zuzuordnen. So wird mangels geeigneter Informationsquellen häufig versucht, großmaßstäbige Detailbefunde aus mittel- oder gar kleinmaßstäbigen Karten abzuleiten. Auf ein völliges Unverständnis für die Maßstäblichkeit gründen sich beispielsweise Behauptungen von Wulf (1995), der Naturschutz sei „contra Natur“ und menschenfeindlich, indem er durch Pflegeeingriffe auf offenen Sandflächen, Heiden, Mager- und Trockenrasen die Wiederbewaldung im Laufe der Sukzession verhindere und somit u.a. „die Kühlung der unteren Troposphärenschichten“ vermindere, einen „Beitrag zur Reduzierung der Sommerniederschläge“ leiste und letztlich die Devastierung der „elementaren Naturgüter“ Boden, Wasser und Klima begünstige. Nun unterliegen aber diesen von Wulf kritisierten Maßnahmen nur einige hundert Hektar Fläche, die regional, geschweige denn global, überhaupt nicht ins Gewicht fallen. Demgegenüber wurden in Deutschland während der vergangenen 25 Jahre etwa 1,3 Millionen Hektar Land überbaut, das entspringt der hundertfachen Größe des Nationalparks „Bayerischer Wald“. Täglich wird in Deutschland die Fläche von 180 Fußballfeldern versiegelt, das macht – über das Jahr gerechnet – ein Areal von der Größe des Bodensees aus.

Mit Rücksicht auf die Datensituation, den verfügbaren Zeit- und Personalaufwand sowie die Qualität der Ergebnisse empfiehlt es sich, bei der Bearbeitung biotischer Sachverhalte auf landschaftlicher Ebene ein hierarchisches System an Indikatoren und Verfahren zu verwenden. Es können mehrere Stufen unterschieden werden, die sich bei Bedarf weiter aufgliedern lassen, die teilweise aber auch fließende Übergänge zeigen (vgl. Tab. 9, 10).

Besonders schwierig ist die Beurteilung der Habitatfunktion für größere Gebiete, also im mittleren bis kleinen Maßstab. Als flächendeckende Unterlagen stehen hierfür – abgesehen von topographischen Karten und Luftbildern – verschiedenartige Biotopkarten zur Verfügung. In Sachsen enthält die selektive Biotopkartierung (1:25.000) die besonders wertvollen bzw. schutzwürdigen Biotope. Hingegen umfaßt die CIR-Luft-

bild-gestützte Biotopkartierung (1:10.000) sämtliche Biotoptypen eines Gebietes, von den großflächigen Biotopen bis zu den Kleinstrukturen, zeigt deren Art, Häufigkeit und Verteilung und verdeutlicht gleichzeitig Art und Intensität der Landnutzung.

Das Hauptproblem besteht darin, den nicht selbst im Gelände in Augenschein genommenen Biotop(typ)en Wertstufen zuzuordnen und somit ihre Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz einzuschätzen. Abgesehen von Fehlbestimmungen von Biotoptypen aus dem Luftbild sind entscheidende wertbestimmende Merkmale wie die spezifische Ausprägung (z.B. Artenkombination) meist nicht erkennbar. Zur Erlangung (relativ grober!) Überblicksaussagen über größere Gebiete mag diese Informationsbasis allerdings genügen, zumal die Nutzbarkeit geographischer Informationssysteme u.U. ein rasches Arbeiten ermöglicht.

Der technische Ablauf sieht in so einem Falle wie folgt aus:

1. **Abgrenzung und Bestimmung der Biotop- und Nutzungstypen** anhand des Luftbildes und Zeichnung auf eine Deckfolie, dabei Anpassung an die topographische Karte 1:10000 (in Sachsen vom

**Tabelle 11: Kartiereinheiten der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsen, mit vom Autor festgelegten Wertstufen (Auszug)**

\* Nach § 20c Bundesnaturschutzgesetz geschützte Biotope

Code	Typ	Wertstufe
2	Gewässer	
21	Fließgewässer	
4/gs	mit Gehölzsaum	1, *
2/kb	künstliche Befestigung, Uferverbauung	4
3	Moore, Sümpfe	1, *
4	Grünland, Ruderalflur	
41	Wirtschaftsgrünland	
41200	mesophiles Grünland, Fettwiesen und -weiden, Bergwiesen	(1-)2
41300	Saatgrasland, artenarm	4
42	Ruderalflur, Staudenflur	3
5	Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden	
55	Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen	1, *

Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) durchgeführt bzw. in Auftrag gegeben).

Der numerische Schlüssel (Code) ist neunstellig, hierarchisch angelegt und enthält Aussagen zu Haupt- und Untergruppe, Bestand bzw. Biotoptyp, Ausprägung, zu differenzierten Nutzungsmerkmalen sowie zu Besonderheiten der ausgewiesenen Flächen.

2. **Digitalisierung** der Deckfolie unter Einbeziehung von Paßpunkten des Gauß-Krüger-Koordinatensystem (Geocodie-

rung) mit Hilfe der GIS-Software Arc/Info (ebenfalls vom LfUG durchgeführt bzw. in Auftrag gegeben);

3. **Bewertung:** programmtechnische Zusammenfassung von Biotoptypen und Zuordnung zu Wertstufen anhand des Bewertungsschlüssels (Tab. 11);
4. Kontrolle der Ergebnisse und ggf. Korrektur;

5. **Kartographische Ausgabe:** Erstellung einer Bewertungskarte (Beispiel s. Abb. 7) mit Hilfe des Ausgabemoduls Arcplot innerhalb von Arc/Info.



**Abb. 7: Biotopbewertung auf der Basis von CIR-Luftbildern und GIS-Software Arc/Info in einem Testgebiet östlich von Moritzburg (Ausschnitt ca. 1,3 km<sup>2</sup>, 1 - höchster ... 5 - niedrigster Biotopwert; Bearbeitung: K. Maazaoui, M. Röder)**

Die Ergebnisse aus der selektiven Biotopkartierung lassen sich auf definierte Teilräume beziehen (etwa Verwaltungs- oder Naturraumeinheiten), z.B. als prozentuale Anteile und Typen wertvoller Biotope (Abb. 8). Ferner können die vorherrschenden wertbestimmenden Gesichtspunkte, Gefährdungsfaktoren, -versacher und -grade der in einem Gebiet erfaßten Biotope interpretiert werden (Abb. 9).

## 7. Der Zeitfaktor

Ein weiterer wesentlicher Gesichtspunkt bei der Kennzeichnung der Habitatfunktion ist der Zeitfaktor, dies insbesondere angesichts rascher aktueller Veränderungen von Landschaft, Flora und Fauna.

Für den Nachweis von Veränderungen der biotischen Ausstattung bzw. der Habitatfunktion ist logischerweise das Vorhandensein adäquater Informationen zu zwei (oder mehreren) Zeitpunkten notwendig. Aber gerade das erweist sich bei dem Versuch, historische Retrospektiven vorzunehmen, als Engpaß.

Für Beispielsuntersuchungen standen im sächsischen Hügelland zwei Testgebiete zur Verfügung (37 km<sup>2</sup>), die sich durch ihren hervorragenden ökologischen Durchforschungsgrad und das Vorliegen umfangreichen analytischen Datenmaterials auch zum historischen Landschaftszustand, auszeichnen. Neben Hangneigungs- und Bodenkarten (Bodenformen bzw. Pedotope) existieren bereits Angaben zur Vegetation bis hin zu (historischen) Vegetations- und Biotopkarten. Weitere Informationen bedurften erst einer aufwendigen Recherche, z.B. die Lage von Drainageflächen, oder einer völligen Neubearbeitung, wie zum morphologischen Zustand der Fließgewässer, zur potentiell-natürlichen Vegetation, zu Flächennutzungsänderungen sowie zur Vegetation in Testgebietsausschnitten.

Hinweise zur Veränderung der Arten- und Biotopsituation bzw. der Habitatfunktion ergeben sich aus mehreren Sachverhalten:

1. **Topographische Karten und Luftbilder** bieten flächendeckende Informationen zu unterschiedlichen Zeitpunkten.

Topographische Karten enthalten eine Vielzahl von Symbolen, die bestimmte Flächennutzungen und Landschaftselemente repräsentieren oder die indirekt Rückschlüsse auf Biotope oder Vegetationsformationen erlauben.

Die Aussagekraft topographischer Karten hinsichtlich des Bios ist aber begrenzt. Da keine Vegetationseinheiten oder Arten direkt wiedergegeben werden, muß auf indirekte Verfahren zurückgegriffen werden. Eine Möglichkeit besteht darin, den aus topographischen Karten entnehmbaren – grob gekennzeichneten – Flächennutzungsarten bzw. Landschaftselementen im Hinblick auf ihre (vermutete) Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz Wertziffern zuzuordnen. Ein solcher Weg ist von *Kolejka* (1982, s.a. *Bastian & Haase* 1992) bei der Berechnung des sogenannten „Koeffizienten des Gleichgewichtes der Landschaft“ beschrritten worden.

Allerdings kann der Vergleich älterer und jüngerer Ausgaben topographischer Karten zur Analyse des Landschaftswandels ein falsches Bild vermitteln, wenn man annimmt, daß bei gleichbleibender Verteilung der Flächennutzungsarten (Ackerland, Grünland, Wald, Siedlung usw.) keine ökosystemaren Veränderungen stattgefunden haben. Doch dürfen die von intensiverer Landnutzung ausgehenden, wesentlich stärkeren Impulse bei einzelnen Flächennutzungsprozessen (z.B. Dünger-, Biozideinsatz, Beregnung, Entwässerung, Begüllung der Äcker, höherer Versiegelungsgrad in den ländlichen Gemeinden) nicht übersehen werden. Es kam zu einer Angleichung von landwirtschaftlich weniger günstigen Standortbedingungen an eine mindestens mittlere Standortgunst, also zu einer – aus topographischen Karten nicht ablesbaren – Homogenisierung und Egalisierung ehemaliger Standortvielfalt und der damit verbundenen Diversität an Arten, Vegetationseinheiten und Biotopen.

2. Im Vergleich zu topographischen Karten bedeutend aussagekräftiger sind **Vegetationskarten**. Diese stehen aber nur in seltenen Fällen für mehrere Zeitschnitte zur Verfügung (Abb. 10).

3. **Biotopkarten** (selektive/flächendeckende Biotopkartierungen) sind nur dann verwendbar, wenn mindestens zwei Durchgänge der Biotopkartierung stattgefunden haben (s. z.B. *Weiger & Frobel* 1983).

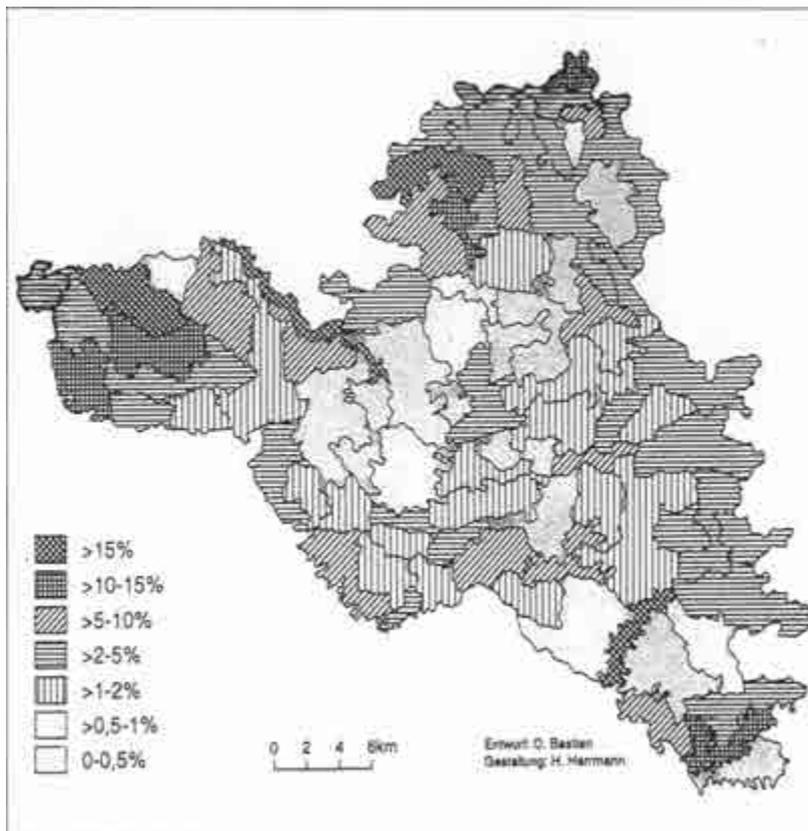


Abb. 8: Prozentuale Anteile wertvoller Biotope (selektive Biotopkartierung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie) in Naturraumeinheiten (Mikrogeochoren) der Westlausitz (zwischen Moritzburg im Westen, Kamenz im Norden, Polenztal im Süden)

4. Der Nachweis **floristischer und faunistischer Veränderungen** ist aus Mangel an Vergleichsmaterial oftmals ebenfalls schwierig.

5. Auswertung und Vergleich von Vegetationsaufnahmen mit Hilfe der **Zeigerwerte nach Ellenberg** (1979) liefern interessante Aufschlüsse zum Landschaftswandel. So ergab die 1984 wiederholte Vegetationserfassung auf denselben Ackerstandorten im Gebiet Moritzburg nördlich von Dresden im Vergleich zur Erstaufnahme 1963 eine durchschnittliche Zunahme der Reaktionszahl (Säurezahl) um mehr als eine Stufe, also eine Erhöhung des pH-Wertes der Böden. Ebenso nahm die Stickstoffzahl um eine Stufe zu. Analoge Verhältnisse – wenn auch geringer ausgeprägt – konnten beim Grünland und beim Wald beobachtet werden (Bastian 1986).

6. Veränderungen der abiotischen Standortbedingungen, insbesondere des Wasserhaushaltes (Senkung des Grundwasserstandes durch Hydromelioration) schlagen sich auch in der **potentiell-natürlichen Vegetation** nieder, insbesondere auf hydromorphen Standorten.

7. Die mit der Intensivierung der Landwirtschaft verbundenen Fließgewässerregulierungen und Hydromeliorationen lassen sich mittels gezielter Erhebungen abschätzen und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biotopsituation interpretieren. So ist in den Untersuchungsgebieten ein Verlust von Biozöosen relativ naturnaher Bäche ebenso in Rechnung zu stellen (abgesehen von einer Verschlechterung der Wasserqualität) wie das Verschwinden von Feuchtbiotopen wie Naß- und Feuchtwiesen, feuchten Staudenfluren, Seggenrieden.

8. Zusätzlich zur Habitatfunktion wurden in beiden Testgebieten folgende Landschaftsfunktionen bzw. Naturraumpotentiale bearbeitet (Bastian & Röder 1996):

- biotisches Ertragspotential,
- Widerstandsfähigkeit der Böden gegenüber Wassererosion,
- Abflußregulationsfunktion,
- Grundwasserneubildungsfunktion,
- Grundwasserschutzfunktion,
- naturbezogenes Erholungspotential.

Die Kombination des Funktions- bzw. Potentialkonzeptes mit dem Zeitaspekt („Landschaftswandel“) (Abb. 11) stellt eine Weiterentwicklung bisheriger landschaftsökologischer Ansätze dar. Durch die Untersuchung der Dynamik von Land-

schaftsfunktionen bzw. Naturraumpotentialen lassen sich Funktions- bzw. Leistungsfähigkeit und Nutzbarkeit der Landschaft zu verschiedenen Zeitpunkten besser interpretieren als nur anhand einzelner Symptome wie Flächennutzungsveränderungen, Flurausräumungen, Ar-

tenschwund usw. Abb. 12 zeigt als ein Beispiel die Entwicklung der Bodenerosion zwischen 1939 und 1983. Die Ergebnisse verdeutlichen Entwicklungstendenzen und die ökologische Tragfähigkeit der abgelaufenen und noch zu erwartenden Landschaftsveränderungen kann beurteilt

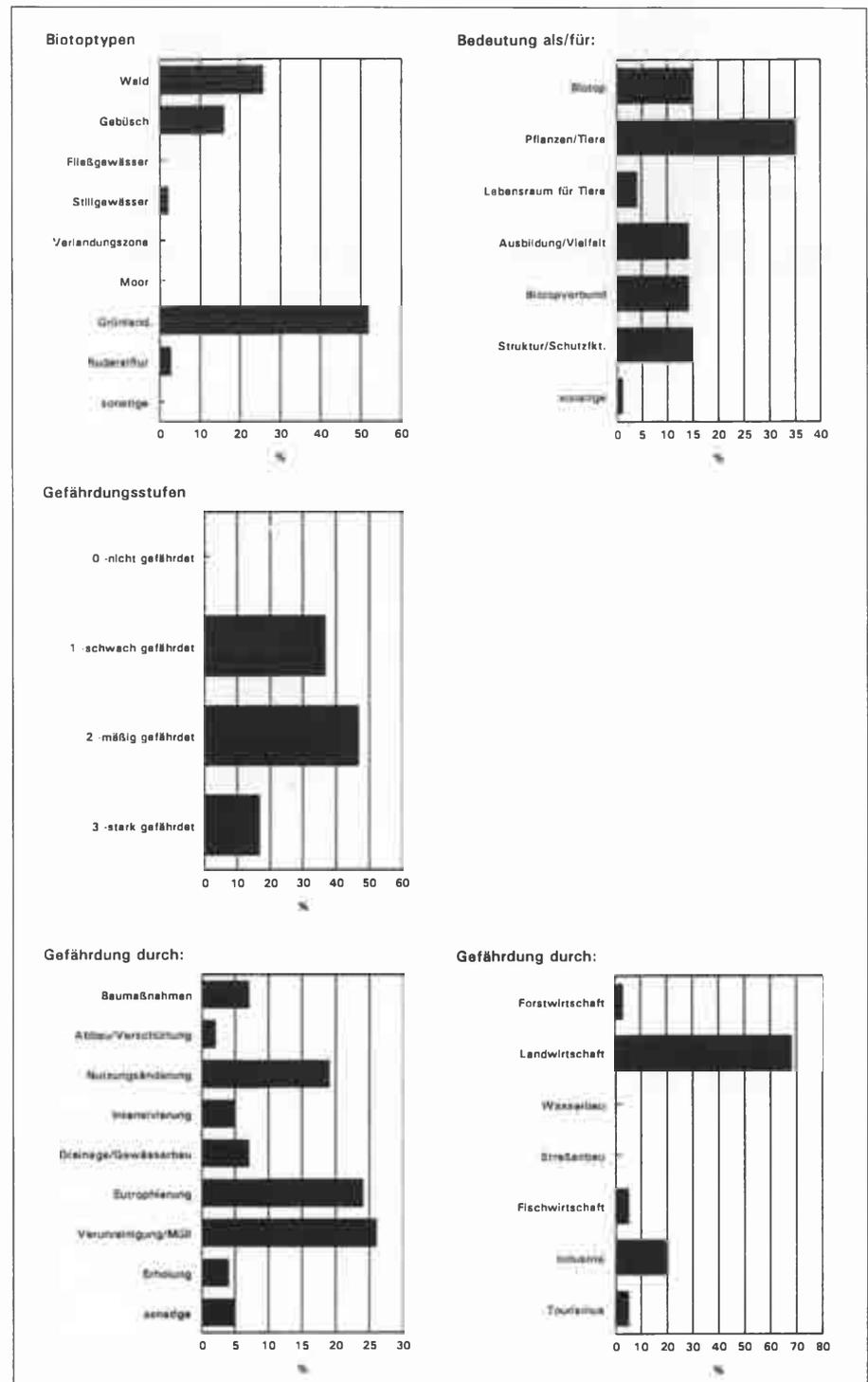


Abb. 9: Auswertung der selektiven Kartierung wertvoller Biotope, bezogen auf eine Naturraumeinheit im Range von Mikrogeochoren (als Beispiel: Marsdorfer Kleinkuppegebiet nördlich von Dresden, Größe 16,6 km<sup>2</sup>)

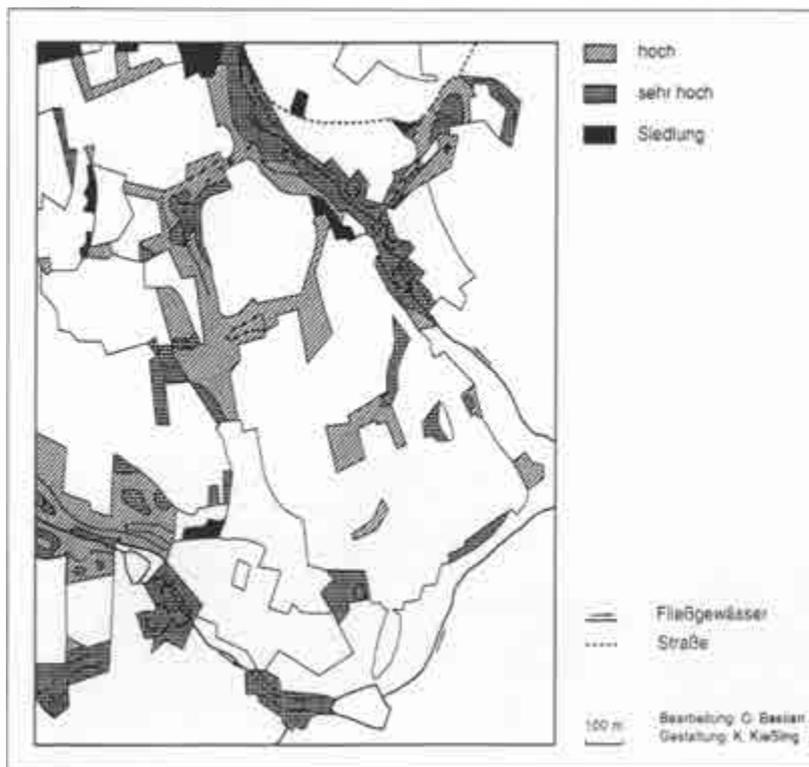


Abb. 10a

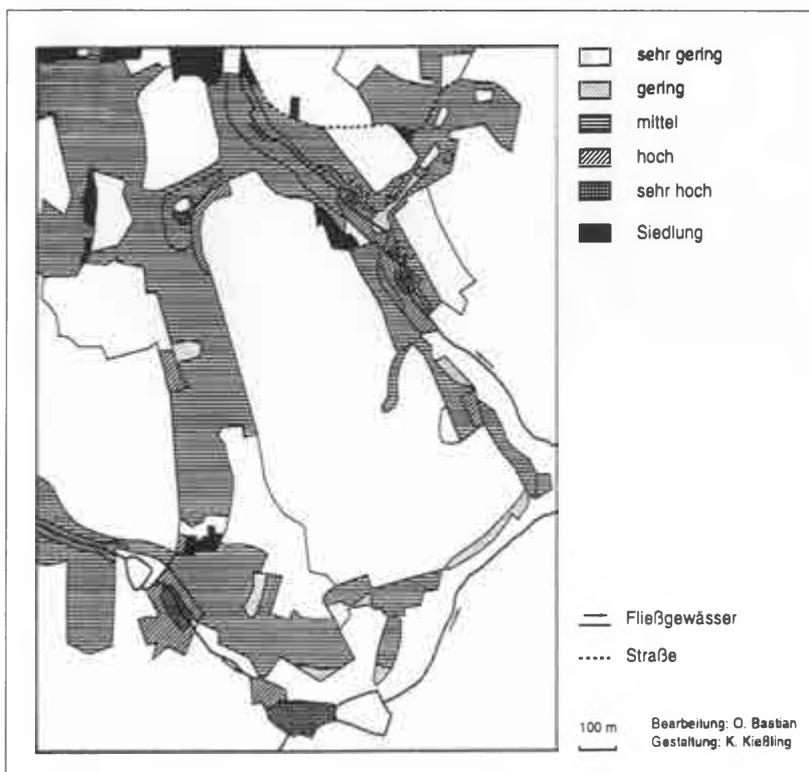


Abb. 10b

Veränderung der Biotopwerte der Grünlandvegetation in einem Testgebiet bei Steina (naturräumliche Einheit: Westlausitzer Hügel- und Bergland, Ostsachsen) zwischen 1957 (10a) und 1986 (10b) (vgl. Bastian 1987)

werden. Auch sind auf diese Weise vorteilhafter als bei einer statischen Betrachtung landschaftsökologische Entwicklungsziele definierbar.

### Zusammenfassung

Die (landschafts-)ökologische Bewertung verkörpert den entscheidenden Schritt, um (naturwissenschaftliche) Sachverhalte im Sinne von Naturschutz und Landschaftspflege handlungsbezogen aufzubereiten. Dabei können je nach Inhalt bzw. Komplexität mehrere Bewertungsebenen unterschieden werden. Im Hinblick auf die notwendige Kennzeichnung der Leistungs- bzw. Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes erweist sich das Arbeiten mit Landschaftsfunktionen (und Naturraumpotentialen) als zweckmäßig. Wichtige Kriterien der Habitatfunktion sind u.a. Natürlichkeitsgrad der Vegetation, Diversität, Seltenheit, Gefährdung, Entwicklungsdauer / Regenerationsvermögen sowie räumliche (biogeographische) Aspekte. Zur Verknüpfung der wertbestimmenden Parameter steht eine Vielzahl von Bewertungsverfahren zur Verfügung. Favorisiert wird ein stufenförmiges Verfahren, das von den Biotoptypen ausgeht, dann die konkreten Einzelbiotope und schließlich das Biotopentwicklungspotential bewertet. Von immanenter Bedeutung bei Analysen und Bewertungen im Rahmen von Naturschutz und Landschaftspflege sind Raum- (Dimension/ Maßstab) und Zeitfaktoren, was zahlreiche Beispiele belegen.

### Literatur

- Auhagen, A. (Hrsg.), 1996: Ökologische Grundlagen der Landschaftsplanung in Sachsen – eine Übersicht, Teil 1. – Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Fachbereich Pillnitz, Studiengang Landespflege, Projektbericht 6. Semester, Fachgebiet Landschaftsplanung
- Bastian, O., 1986: Bioindikation zum Landschaftswechsel – ein Beispiel aus dem Moritzburger Kleinkuppengebiet. – *Hercynia N.F.*, 23, 1, 15-45
- Bastian, O., 1987: Grünlandvegetation des Nordwestlausitzer Berg- und Hügellandes einst und jetzt. – Veröff. d. Mus. d. Westlausitz, Kamenz 11, 65-82
- Bastian, O., 1990: Erfassung wertvoller Biotope in der Stadt Dresden. – *Landschaftsarchitektur* 19, 1, 21-24

- Bastian, O.*, 1991: Biotische Komponenten in der Landschaftsforschung und -planung. Probleme ihrer Erfassung und Bewertung. – Habil.-Schr., M.-Luther Univ. Halle-Wittenberg, 214 S.
- Bastian, O.*, (1992): Zur Analyse des biotischen Regulationspotentials der Landschaft. – *Petermanns Geograph. Mitt.*, 136, 2 + 3, 93-108
- Bastian, O.*, 1994a: 4.4.6. Komplexe Biotopwerte; – In: *Bastian, O., Schreiber, K.-F.* (Hrsg.): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. – G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 300-322
- Bastian, O.*, (1994b, unter Mitwirkung von *Hahn-Herse, G.; Grohmann, L.*): Eine gestufte Biotopbewertung in der örtlichen Landschaftsplanung – mit Beispielen aus dem Modellprojekt Sachsen: – Landschaftsplan Stausee Quitzdorf (bei Niesky/Oberlausitz). – 3. Pillnitzer Planergespräche am 22. und 23.5.1992. Bund deutscher Landschaftsarchitekten (BdLA, Bonn): Beispiele aus der Planungspraxis.
- Bastian, O.*, 1994c: Pflege- und Entwicklungsrichtlinien für die Neißeaue in Görlitz (Mskr.)
- Bastian, O.*, 1995: Die Bewertung der Landschaft – Reflexionen über die Planungsrelevanz. – 11. Pillnitzer Planergespräche am 29. und 30.9.1994, Tagungsbericht, 119-141 (Hrsg.: Bund deutscher Landschaftsarchitekten, Bonn)
- Bastian, O.*, 1996: Ökologische Leitbilder in der räumlichen Planung – Orientierungshilfen beim Schutz der biotischen Diversität. – *Arch. für Nat.-Lands.* 34, 207-234
- Bastian, O.*, 1997: Landschaftsplanung – Wegweiser für eine ökologisch orientierte Raumentwicklung. – *Zeitschrift für den Erdkundeunterricht* 49, 1, 9-18
- Bastian, O., Haase, G.*, 1992: Zur Kennzeichnung des biotischen Regulationspotentials im Rahmen von Landschaftsdiagnosen. – *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 1, 23-34
- Bastian, O., Röder, M.*, 1996: Beurteilung von Landschaftsveränderungen anhand von Landschaftsfunktionen. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28, 10, 302-312
- Bastian, O., Schreiber, K.-F.* (Hrsg.), 1994: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. – G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 502 S.
- Bechmann, A.*, 1978: Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung. – *Beitr. z. Wirtschaftspolitik* 29
- Bechmann, A., Kiemstedt, H.*, 1974: Die Landschaftsbewertung für das Sauerland als ein Beitrag zur Theoriediskussion in der Landschaftsplanung. – *Raumforschung und Raumordnung*, 190-202
- Bick, H.*, 1982: Bioindikatoren und Umweltschutz. – *Decheniana Beiheft* 26, 2-5
- Bierhals, E.*, 1978: Ökologischer Datenbedarf für die Landschaftsplanung. – *Landschaft + Stadt* 10, 30-36
- Bierhals, E.*, 1987: CIR-Luftbilder für die flächendeckende Biotopkartierung. – *Inform. d. Naturschutz Niedersachsens*, 8, 77-104
- Blab, J.*, 1992: Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. – *Natur u. Landschaft*, 67, 9, 419-424
- Blab, J.*, (Hrsg.), 1993: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Bonn-Bad Godesberg, Heft 24, 4. Aufl., 479 S.
- Bobek, H., Schmithüsen, J.*, 1949: Die Landschaft im logischen System der Geographie. – *Erdkunde* 3, 112-120
- Bornkamm, R.*, 1980: Hemerobie und Landschaftsplanung. – *Landschaft + Stadt* 12, 2, 49-55
- Bucek, A., Lacina, I.*, 1985: The skeleton of ecological stability of landscape planning. – *Proc. VII. Int. Symp. on Problems of Landscape ecological Research*, Pezinok, Slowakei (21.-26.10.1985)
- Buchwald, K.*, 1973: Landschaftsplanung und Ausführung landschaftspflegerischer Maßnahmen. – In: *Buchwald, K., Engelhardt, W.* (Hrsg.): *Landschaftspflege und Naturschutz in der Praxis*, 415 ff
- Dierssen, K., Mierwald, U., Schrautzer, J.*, 1985: Hermerobiestufen bei Niedermoorgesellschaften. – *Tuexenia*, 5, 2/3, 173-184
- Durwen, K.-J.*, 1995: Naturraum-Potential und Landschaftsplanung. – *Nürtinger Hochschulschr.* 13, 45-82
- Elias, P.*, 1983: Ecological and social functions of vegetation. – *Ekologia (CSSR)*, 2, 1: 93-104
- Ellenberg, H.*, 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – *Scripta Geobotanica* 9
- Erz, W.*, 1997: Natur-Bewertung oder Naturschutz-Bewertung – Was wollen, sollen und können wir? (in diesem Band)
- Finke, L.* (1994): Landschaftsökologie. – Das Geographische Seminar, Westermann, Braunschweig, 232 S.
- Forman, R.T.T., Godron, M.*, 1986: *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, NY, USA
- Graf, D.*, 1984: Arten, Formen und Kriterien der Bewertung. – In: *Haase, G.* et al.: *Methodische Ansätze für die ökonomische und außerökonomische Bewertung der Einwirkung der Gesellschaft auf die natürliche Umwelt*. – *Wiss. Mitt. Inst. f. Geogr. u. Geoökol. AdW d. DDR*, Leipzig 13, 29-32
- Grebe, R., Bauernschmitt, G.*, 1992: Rahmenkonzept Biosphärenreservat Rhön, Zwischenbericht, Nürnberg

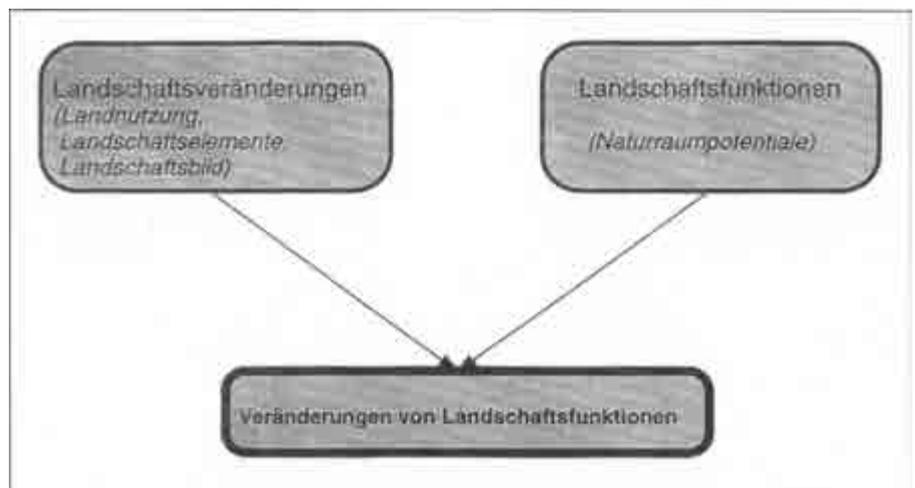


Abb. 11: Kombination des Potentialansatzes mit dem Zeitaspekt

Haase, G., 1973: Zur Zielstellung geoökologischer Forschungsarbeiten unter landeskulturellem Aspekt. – Informacionnyy bjulleten o naucno-issledovatel'skoj probleme SEV 8. VI 2. Brno, 77-89

Haase, G., 1978: Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen.

– Petermanns Geograph. Mitt., 122, 2, 113-125

Haase, G., 1985: Ansätze und Verfahren der Landschaftsdiagnose als Grundlage von Landschaftsplanung und Landschaftsgestaltung. – Proc. Int. Symp. on Problems of Landscape Ecol. Research, Pezinok, Slowakei (21.-26.10.1985)

Haase, G., 1991: Theoretisch-methodologische Schlußfolgerungen zur Landschaft. – Nova acta Leopoldina N.F. 64, 276, 173-186

Haber, W., 1979: Theoretische Anmerkungen zur ökologischen Planung. – Verh. Ges. Ökol., 7, 19-30

Hahn-Herse, G., 1993: Modellprojekt Sachsen. – Garten + Landschaft, 103, 11, 35-39

Hase, E., 1992: Grundlagen und Probleme einer objektiven Landschaftsbewertung nach ökologischen Gesichtspunkten. – Augsburgener Geographische Hefte Nr. 11, 164 S., Anlagen

Henle, K., 1994: Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. – Z. Ökologie u. Naturschutz 3, 139-153

Herz, K., 1973: Beitrag zur Theorie der landschaftsanalytischen Maßstabsbereiche. – Petermanns Geogr. Mitt., 117, 2, 91-96

Hilbert, H., 1979: Die Diversität der Biota und ihre Ausnutzung im Landschaftsplan. – Proc. V. Int. Symp. on Problems of Landscape Ecol. Research; V. Tatro, Slowakei (19.-23.11.1979)

Hilbert, H., 1985: Die Synanthropisierung der Vegetation und ihre Nutzung in Landschaftsforschung. – Proc. VII. Int. Symp. on Problems of Landscape Ecol. Research, Pezinok, Slowakei (21.-26.10.1985)

Hilbert, H., 1988: Synanthropization of vegetation and anthropical pressure on the landscape. – Ekológia (CSSR) 7, 4, 363-379

Hübler, K.-H., 1989: Bewertungsverfahren zwischen Qualitätsanspruch, Angebot und Anwendbarkeit. – In: Hübler, K.-H., Otto-Zimmermann, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit. Bewertungsmaßstäbe und Bewertungsverfahren für die Umweltverträglichkeitsprüfung. – Taunusstein, S. 124-142

ILN (Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz d. AdL d. DDR), 1989: Vorschläge zur Nutzung und Gestaltung der Stadtlandschaften von Ber-

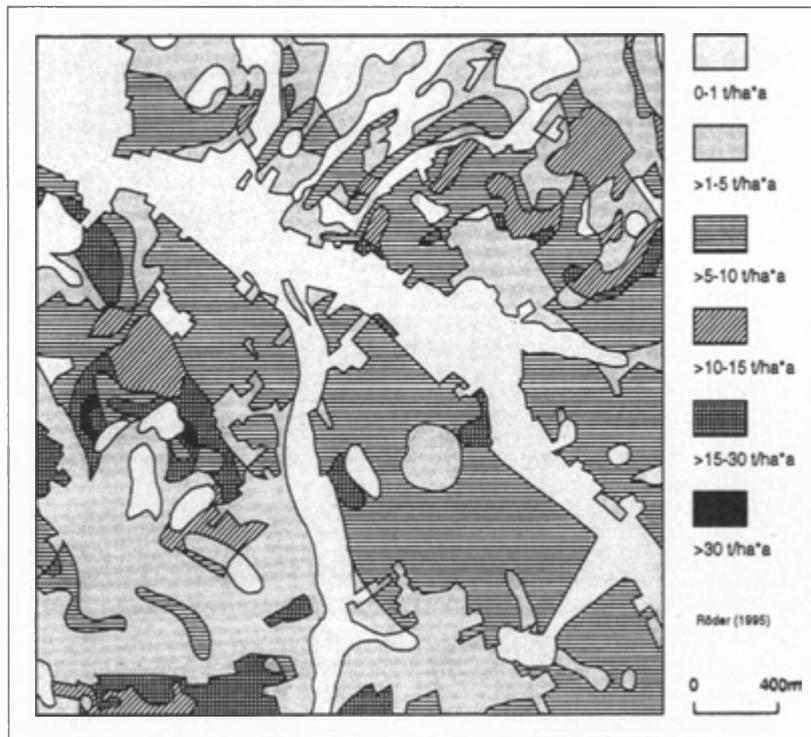


Abb. 12a

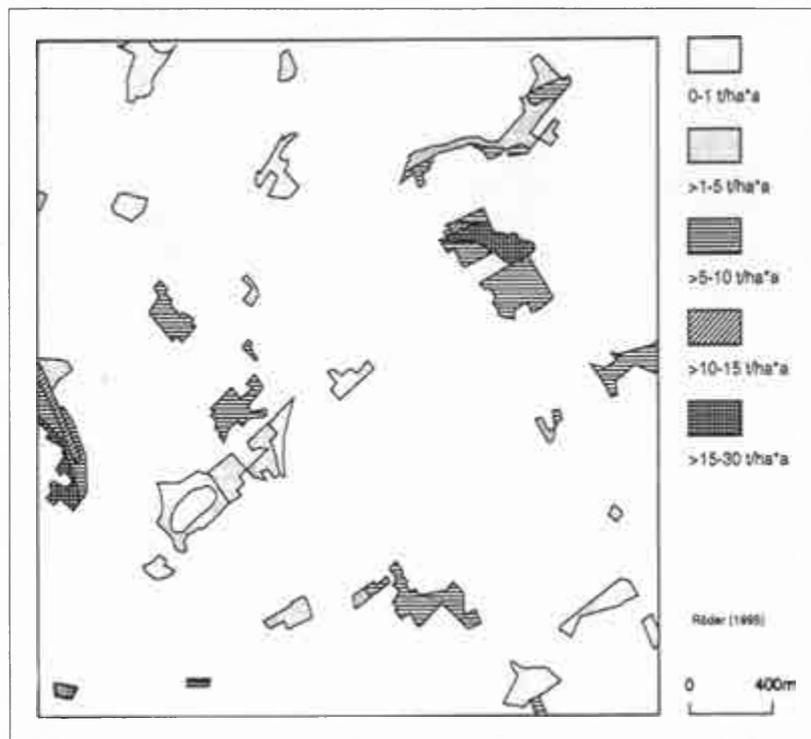


Abb. 12b

Disposition gegenüber Bodenerosion durch Wasser in einem Testgebiet bei Steina, Westlausitz: a - Situation um 1939, b - Flächen mit Veränderungen um 1983

- lin und ihres Umlandes unter ausgewählten landeskulturellen Gesichtspunkten. – Mskr. Halle/S.
- Jäger, K.-D., Hrabowski, K., 1976: Zur Strukturanalyse von Anforderungen der Gesellschaft an den Naturraum, dargestellt am Beispiel des Bebauungspotentials. – Petermanns Geogr. Mitt. 120, 29-37
- Jagomägi, I., Külvik, M., Mander, Ü., 1988: The structural-functional role of ecotones in the landscape. – Ekológia (CSSR) 7, 1, 81-94
- Jedicke, E., 1994: Biotopverbund, Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. E. Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage (1. Auflage 1990). 254 S
- Kaule, G., 1991: Arten- und Biotopschutz. – Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 2. Aufl., 519 S.
- Kaule, G., 1983: Vernetzung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft. – Daten u. Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung. Hohenheim 35, 25-41
- Kias, U., 1988: Studies to determine the „potential of biotic regulation“ and impairment of biotic resources“ in a regional context. – In: K.-F. Schreiber (Hrsg.): Connectivity in Landscape Ecology. – Münstersche Geogr. Arb. 29, 197-200
- Kias, U., 1990: Biotopschutz und Raumplanung. – ORL-Bericht 80, Zürich, 297 S. Anhang
- Kias, U., Schreiber, K.-F., 1981: Ein Konzept zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Straßenbaumaßnahmen, dargestellt am Beispiel der Neutassierung der B 51 im Raum Münster – Ost/Telgte. – Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie, Münster 3, 104 S.
- Kiemstedt, H., Sukopp, H., Hahn-Herse, G., Schneider, C. Wirz, S., 1978: Naturschutzplanung Burgsteinfurt (Mskr.)
- Kirsch-Stracke, R., Lauser, P., Lein-Kottmeier, G., Oertel, H., Schmal-Ratzbor, G., 1987: Stadtbiotopkartierung Hannover. Von der Vorbereitung bis zum Planungsbeitrag. – Landschaft + Stadt, 19, 2, 49-77
- Knauer, P., 1989: Umweltqualitätsziele, Umweltstandards und „ökologische Eckwerte“. – In: Hübler, K.-H., Otto-Zimmermann, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit, Bewertungsmaßstäbe und Bewertungsverfahren für die Umweltverträglichkeitsprüfung. Taunusstein, S. 45-66
- Köhler, M., Handke, K., Kundel, W., Schreiber, K.-F., 1992: Möglichkeiten und Grenzen der Eingriffsregelung am Beispiel von Bremen-Niedervieland. – UVP-report 6, 4, 233-240
- Kolejka, J., 1982: Exaktizace hodnocení změn krajiny. – Sb. Cesk. Geogr. Spolec., 87, 2, 89-104
- Kontris, J., 1978: Fyziognomicko-ekologická typizácia lesov a krovin a ich funkcia v krajine. – Quaest. geobiol., Bratislava 23, 80-122
- Lahaye, P., Harms, B., Stortelder, A., Vos, W., 1979: Grundlagen für die Anwendung landschaftsökologischer Erkenntnisse in der Raumplanung. – Verhandl. d. Ges. f. Ökologie, Münster 7, 79-84
- Langer, H., 1970: Zum Problem der ökologischen Landschaftsgliederung. – Quaest. geobiol., Bratislava, 7, 77-95
- Leser, H., 1983: Geoökologie. – Geogr. Rundschau, Braunschweig 35, 5, 212-221
- Leser, H., 1989: Das 14. „Basler geomethodische Colloquium“. Biotische Faktoren und Bioindikatoren als methodische Probleme landschaftsökologischer Forschungen. – Geomethodica = Veröff. 14. BGC., 14, 5-17
- Luder, P., 1980: Das ökologische Ausgleichspotential der Landschaft. Untersuchungen zum Problem der empirischen Kennzeichnung von ökologischen Raumeinheiten. – Physiogeographica 2, 180 S.
- Lüttig, G., Pfeiffer, D., 1974: Die Karte des Naturraumpotentials. Ein neues Ausdrucksmittel geowissenschaftlicher Forschung für Landesplanung und Raumordnung. – N. Arch. f. Nds. 23, 3-13
- Maarel van der, E., Dauvellier, P.J., 1978: Naar een globaal ecologisch model voor de ruimlijke ontwikkeling van Nederland. – Studierapp. Rijksplanologische Dienst, Den Haag, 9
- Mander, Ü., Jagomägi, I., Külvik, M., 1988: Network of compensative areas as a ecological infrastructure of territories. – In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Connectivity in landscape ecology. Münstersche Geogr. Arb., 29, 35-38
- Mannsfeld, K., 1979: Die Beurteilung von Naturraumpotentialen als Aufgabe der geographischen Landschaftsforschung. – Petermanns Geograph. Mitt. 123, 1, 2-6
- Mannsfeld, K., 1985: Landschaftsdiagnose als Beitrag zur Charakteristik des Landschaftswandels. – Sitzungsberichte d. Sächs. Akad. d. Wiss. zu Leipzig 117, 4, 57-67
- Marks, R., Müller, M.J., Leser, H., Klink, H.-J. (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Forsch. zur deutschen Landeskunde 229, 2. Aufl., 222 S. (1. Aufl. 1989)
- Matuszkiewicz, W., 1981: Auswertung mittelmaßstäbiger Karten der potentiell-natürlichen Vegetation zur Abgrenzung ökologisch-landschaftlicher Raumeinheiten. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 21, 1, 21-33
- Matuszkiewicz, W., Plit, J., 1981: Versuch einer typologischen und regionalen Landschaftsgliederung auf Grund der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (am Beispiel eines südpolnischen Hügellandes). – Phytocoenologia 13, 2, 161-180
- Michal, J., Bucek, A., 1989: Uzemni systemy ekologické stability – koncepcie, nazvoslovi, perspektivy realizace. – Bull. VP VTR SUPPOP, sekce ochrany prírody, Praha, 47-69
- Müller, F., 1996: Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomische Gesamtrechnung. – Projektstudie für das Statistische Bundesamt Wiesbaden. Kiel, 130 S.
- Neef, E., 1963: Topologische und chorologische Arbeitsweisen in der Landschaftsforschung. – Petermanns Geograph. Mitt. 107, 4, 249-259
- Neef, E., 1966: Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. – Forsch. u. Fortschr., 40, 3, 65-70
- Neef, E., 1967: Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre, Gotha, Leipzig, 152 S.
- Neef, E., 1969: Der Stoffwechsel zwischen Natur und Gesellschaft als geographisches Problem. – Geogr. Rdsch. 21, 453-459
- Niemann, E., 1977: Eine Methode zur Erarbeitung der Funktionsleistungsgrade von Landschaftselementen. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 17, 2, 119-158
- Niemann, E., 1982: Methodik zur Bestimmung der Eignung, Leistung und Belastbarkeit von Landschaftselementen und Landschaftseinheiten. – Wiss. Mitt. d. Inst. f. Geogr. u. Geoökol. d. Akad. d. Wiss. d. DDR, Leipzig, Sonderheft 2
- Noss, R.F., 1983: A regional landscape approach to maintain diversity. – Bio-

- science 33, 11, 700-706
- Odum, H.T.*, 1969: The strategy of ecosystem development. – Science 164, 262-270
- Panteleit, S.*, 1984: Vegetation und Boden als eine Grundlage zur Einschätzung verschiedener Regenerationsleistungen im Landschaftshaushalt: dargestellt an Beispielen im Verdichtungsraum Ruhrgebiet. – Diss. Hannover, 208 S.
- Plachter, H.*, 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 29, 107-135
- Plachter, H.*, 1990: Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32, 187-199
- Plachter, H.*, 1992: Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 67, 9-48
- Plachter, H.*, 1994: Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Z. Ökologie u. Naturschutz 3, 87-106
- Preobrazenskij, V.S., Kuprijanova, T.P., Aleksandrova, T.D.*, 1980: Issledovanija landsaftnych sistem dlja celej ochrany prirody. – Institut Geografii AN SSSR, Moskva: Struktura, dinamika i. razvitija landsaftov
- Reichhoff, L.*, 1988: Analyse, Diagnose und Prognose der Habitatleistung der Löß- agrarlandschaft im Süden der DDR. – Diss. B, Halle/S.
- Reuter, B.*, 1979: Zu einigen Problemen der Landschaftsbewertung für die Landschaftsplanung und Landschaftspflege. – Hall. Jb.f. Geowiss. 4, 69-81
- Ringler, A.*, 1981: Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. – Natur u. Landschaft 56, 2, 39-45
- Roweck, H.*, 1993: Zur Naturverträglichkeit von Naturschutz-Maßnahmen. – Verhandl. d. Gesell. f. Ökologie, 22, 15-20
- Schaefer, M., Tischler, W.*, 1983: Wörterbücher der Biologie: Ökologie. – G. Fischer Verlag Jena
- Scherner, E.R.*, 1995: Realität oder Realsattiere der „Bewertung“ von Organismen und Flächen. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 43, 377-410
- Schlüter, H.*, 1977: Gesichtspunkte für die Ableitung des biotischen Regulationspotentials. – Inst. f. Geographie u. Geoökologie d. ADW d. DDR, F/E-Bericht (G 2), Anlage 10
- Schlüter, H.*, 1982: Geobotanische Kennzeichnung und vegetationsökologische Bewertung von Naturraumeinheiten. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch., 22, 2, 69-77
- Schlüter, H.*, 1985: Kartographische Darstellung und Interpretation des Natürlichkeitsgrades der Vegetation in verschiedenen Maßstabsbereichen. – Wiss. Abh. Geogr. Ges. DDR, 18, 105-116
- Schlüter, H.*, 1992: Vegetationsökologische Analyse der Flächennutzungs mosaik Nordostdeutschlands – Natürlichkeitsgrad der Vegetation in den neuen Bundesländern. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 24, 5, 173-180 (mit Kartenbeilage)
- Schubert, R.* (Hrsg.), 1985: Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – G. Fischer Verlag Jena (2. Auflage 1991), 338 S.
- Schulte, W., Marks, R.*, 1985: Die bioökologische Bewertung innerstädtischer Grünflächen als Begründung für ein naturnah gestaltetes Grünflächen-Schutzgebietssystem. – Natur u. Landschaft, 60, 7/8, 302-305
- Schuster, H.J.*, 1980: Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften im Nördlichen Frankenjura. – Diss. Botan., Vaduz 53, 478 S.
- Solon, J.*, 1983: The local complex of phytocoenoses and the vegetation landscape – fundamental units of the spatial organization above the phytocoenose level. – Acta Botanica Hungarica 29, 377-384
- Syrbe, R.-U.*, 1995: Methodik der Landschaftsbewertung auf geoökologischer Grundlage. – Arch. für Nat.-Lands., 33, 287-316
- Uhlmann, D.*, 1977: Möglichkeiten und Grenzen einer Regenerierung geschädigter Ökosysteme. – Sitzungsber. d. Sächs. Akad. d. Wiss. zu Leipzig, math.-nat. Klasse 112, 1-50
- Usher, M.B., Erz, W.* (Hrsg.), 1994: Erfassen und Bewerten im Naturschutz. – UTB Wissenschaft, Quelle & Meyer, Heidelberg, wiesbaden, 340 S.
- Waldenspuhl, T.K.*, 1991: Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. Inst. f. Landschaftspflege, Univ. Freiburg 17
- Weiger, H., Frobel, L.*, 1983: Biotopkartierung Bayern. Bilanz von 1974-1981. – Natur und Landschaft 58, 12, 439-444
- Wiegleb, G.*, 1997: Anforderungen von naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren an die Leitbildentwicklung (in diesem Band)
- Witschel, M.*, 1979: Zur Bestimmung des Naturschutzwertes schutzwürdiger Gebiete, durchgeführt am Beispiel der Xerotherm-Vegetation Südbadens. – Landschaft + Stadt 11, 4, 147-162
- Wittig, R., Schreiber, K.-F.*, 1983: A quick method for assessing the importance of open spaces in towns for urban nature conservation. – Biol. Conserv., 26, 57-64
- Wulf, A.*, 1995: Neue Wege im Naturschutz. – LÖBF-Mitteilungen 4/95, 35-42

## Anschrift des Verfassers

Dr. habil. Olaf Bastian  
Sächsische Akademie der Wissenschaften  
zu Leipzig  
AG „Naturhaushalt und Gebietscharakter“  
Neustädter Markt 19  
01097 Dresden

# Veröffentlichungen aus der NNA

## Mitteilungen aus der NNA \*

### 1. Jahrgang (1990)

#### Heft 3: Themenschwerpunkte

- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
- Naturschutzpädagogik
- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag
- Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyser Moor

#### Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration“

### 2. Jahrgang (1991)

#### Heft 3: Themenschwerpunkte

- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
- Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
- Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
- Ergebnisse des „Beached Bird Survey“

#### Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

### 3. Jahrgang (1992)

#### Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)

- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

### 4. Jahrgang (1993)

#### Heft 1: Themenschwerpunkte

- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide

#### Sonderheft

#### „Einer trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

#### Heft 2: Themenschwerpunkte

- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
- Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
- Bibliographie Säugetierkunde

#### Heft 3: Themenschwerpunkte

- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

#### Heft 4: Themenschwerpunkte

- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- Naturschutz in der Landwirtschaft

#### Heft 5: Themenschwerpunkte

- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

#### Heft 6: Themenschwerpunkte

- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
- Normen und Naturschutz
- Standortbestimmung im Naturschutz  
Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

### 5. Jahrgang (1994)

#### Heft 1: Themenschwerpunkte

- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

#### Heft 2: Themenschwerpunkte

- Naturschutzstationen in Niedersachsen
- Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
- Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege

#### Heft 3: Themenschwerpunkte

- Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
- Militärische Übungsflächen und Naturschutz
- Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
- Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren

#### Heft 4: Themenschwerpunkte

- Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
- Die Anwendung von GIS im Naturschutz  
Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

### 6. Jahrgang (1995)

#### Heft 1: Themenschwerpunkte

- Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
- Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
- Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht

#### Heft 2: Themenschwerpunkte

- Bauleitplanung und Naturschutz
- Situation der unteren Naturschutzbehörden
- Aktuelle Fragen zum Schutz von Wallhecken

#### Heft 3: Themenschwerpunkte

- Fördermaßnahmen der EU und Naturschutz
- Strahlen und Türme – Mobilfunk und Naturschutz
- Alleen – Verkehrshindernisse oder kulturelles Erbe

### Sonderheft

#### 3. Landesausstellung – Natur im Städtebau, Duderstadt '94

- Themenschwerpunkte
- Umweltbildung in Schule und Lehrerbildung
- Landschaftspflege mit der Landwirtschaft
- Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßenrändern

### 7. Jahrgang (1996)

#### Heft 1: Themenschwerpunkte

- Kooperation im Natur- und Umweltschutz zwischen Schule und öffentlichen Einrichtungen
- Umwelt- und Naturschutzbildung im Wattenmeer

#### Heft 2: Themenschwerpunkte

- Flurbereinigung und Naturschutz
- Bioindikatoren in der Luftreinhaltung

\*—*Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).*

# Veröffentlichungen aus der NNA

## 8. Jahrgang (1997)

- Heft 1: Themenschwerpunkte  
– Natur- und Landschaftserleben – Methodische Ansätze zur Inwertsetzung und Zielformulierung in der Landschaftsplanung  
– Ökologische Ethik
- Heft 2: Themenschwerpunkte  
– Quo Vadis Eingriffsregelung  
– Vögel in der Landschaftsplanung

---

## NNA-Berichte\*

---

### Band 2 (1989)

- Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten
- 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 · 70 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 Perspektiven · 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 Übungsflächen · 130 Seiten
- Heft 2: Flächenstilllegung 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

---

\* *Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).*

