©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeitr. 6/90 - Akad.Natursch.Landschaftspfl. (ANL)-Laufen/Salzach 1990

Bewertungsverfahren und Beweissicherung in Umweltverträglichkeitsstudien

Johann G. Köppel
Beate Jessel

Zur Stellung und Zielsetzung von Bewertungsverfahren in Umweltverträglichkeitsstudien

Um über die Umweltverträglichkeit von Maßnahmen oder Programmen abwägende Aussagen treffen zu können, müssen die wesentlichen Komponenten solch komplexer Sachverhalte herausgearbeitet, in bestimmbare Größen aufgelöst und dadurch sowohl für die Entscheidungsfindung wie auch für die anknüpfende Planung handhabbar gemacht werden. Um die diesem Abwägungsprozeß zugrundeliegenden Werthaltungen zu dokumentieren, zu operationalisieren und schließlich auch kurz- und langfristig überprüfen zu können, bedarf es *nachvollziehbarer Bewertungsverfahren*.

Deren inhaltlicher Anspruch muß - wie auch der Anspruch der zur Validierung der getroffenen Bewertungen einzusetzenden Beweissicherungsverfahren innerhalb von Umweltverträglichkeitsstudien weit gespannt sein: Es gilt nicht nur, Umweltwirkungen abzuschätzen, transparent zu machen und so zur Minimierung negativer Umwelteinflüsse beizutragen. Darüber hinaus sind ökologische Optimierungsschritte zu initiieren, und zu kontrollieren. Damit ist ein Beitrag zur Entwicklung des betreffenden Raumes im Sinne eines ökologischen Leitbildes bzw. zu verfolgender Umweltqualitätsziele zu leisten. Da Bewertungsverfahren eine Grundlage für den Vergleich verschiedener Varianten bilden und zugleich in (übergeordnete wie projektspezifische) Zielvorstellungen eingegliedert sind, kommt ihrer Festlegung eine zentrale Stellung zu, sie bilden "das Herzstück jeder UVP"[1].

Relativ umfangreich ist inzwischen das methodische Instrumentarium für eine solche Evaluierung. Bedingt durch die Komplexität der Umwelt und die Vielfalt zu prüfender Maßnahmentypen stellt sich jedoch nicht die Frage nach *dem* idealen und weitgehend normierten Bewertungsverfahren, sondern die Eignung der bisher erprobten Methoden muß im konkreten Einzelfall auf ihre Anwendbarkeit und Brauchbarkeit hin überprüft werden.

Unabhängig von im einzelnen dabei angewandten methodischen Teilbausteinen ist letztendlich vielmehr die *konzeptionelle Durchgängigkeit* des gewählten Bewertungs- und Bilanzierungsverfahrens hinsichtlich der oben angeführten Teilziele entscheidend. In den folgenden Ausführungen soll versucht werden, diesen Aspekt im Sinne eines allgemeinen methodischen Anforderungsprofiles weiter aufzuschlüsseln und in der Umsetzung jeweils exemplarisch zu belegen[2]. Die weitere Aufgliederung des Themas erfolgt dabei unter Rückgriff auf einen von BECHMANN in anderem, methodentheoretischem Zusammenhang erwähnten Begriff: "Dimensionen einer Wertung" [3], hier abgewandelt in: "Dimensionen von Bewertungsansätzen", wobei im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien folgende Punkte von Be- deutung sind:

- Die Darstellung des Ressourcenzustandes
- Die Erfassung von Veränderungen in der Zeit
- Die ökologischen Wechselwirkungen
- Die Erfassung von Veränderungen im Raum
- Das ökologische Leitbild
- Die Validierung der Bewertungen.

Dimension: Darstellung des Ressourcenzustandes

Bewertungsobjekt ist zunächst der Zustand der im Zusammenhang mit der jeweiligen Maßnahme relevanten biotischen und abiotischen Ressourcen. Diese Komponenten des Naturhaushalts lassen sich in ihrem komplexen Wirkungsgefüge mit Hilfe ausgewählter Parameter, sogenannter Indikatoren, darstellen und zumindest teilweise einer Quantifizierung zugänglich machen (vgl. hierzu Abb. 1, die einen Ausschnitt aus einem derartigen Indikatorensystem mit betrachteten Ressourcen und sie kennzeichnenden Parametern zeigt).

In der bisherigen Praxis der Indikatorenbildung hat sich dabei ein Grundschema herausgebildet, in dem Beeinträchtigungsintensitäten über Kriterien ermittelt werden, die einerseits die Belastung oder Gefährdung der natürlichen Ressourcen beschreiben ("Gefährdungsprofile"), andererseits die Schutzwürdigkeit bzw. den von menschlicher Nutzung unabhängigen Eigenwert jeder Ressource wiedergeben ("Schutzwürdigkeitsprofile") [4]. Von den bekannten, an Bewertungsverfahren insgesamt zu stellenden methodischen Anforderungen besitzen vor allem folgende Aspekte für diese mit Werthaltungen zu versehenden Indikatorensysteme Bedeutung:

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Ihre

- Umweltrelevanz,
- Erfaßbarkeit,
- Transparenz,
- Vergleichbarkeit, und
- Prognostizierbarkeit.

Fachbereich	Kriterium	Räumlicher Bezug
Hydrologie	Überflutungsfläche zwischen MW u. HNN Wechselwasserbereiche zwischen ENR u. MW Fließgeschwindigkeit	Flußabschnitte (500 m Länge Flußabschnitte (500 m Länge Flußabschnitte (500 m Länge)
Hydrogeologie	Grundwasserflurabstand Schwankungsamplitude	Höhenflächen (Polygone) Rasterflächen
Bodenkunde	Seltenheit Auespezifität	Standorteinheiten Standorteinheiten
Limnologie (Nebengewässer)	Strukturvielfalt Wasserqualität Artenausstattung	Gewässerabschnitte Gewässerabschnitte Gewässerabschnitte
Limnologie (Donau)	Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5) Ammonium O_2-Defizit Anzahl der Nitrifikanten	Flußabschnitte (500 m Länge) Flußabschnitte (500 m Länge) Flußabschnitte (500 m Länge) Flußabschnitte (500 m Länge)
Limnologie (Donau Benthalfauna)	Rheo-Index)	Flußabschnitte (500 m Länge)
Vegetation / Zoologie	*Organismenschutzwerte:* Organismenschutzwert Pflanzenarten (OSW_{PA}) Organismenschutzwert Pflanzengesellschaften (OSW_{PG}) Organismenschutzwert Mollusken (OSW_{MO}, OSW_{MODO}) Organismenschutzwert Brutvögel (OSW_{VB}) *Biotopschutzwert (BSW):* - Größe - Trittsteinfunktion - Natürlichkeitsgrad - Ökologische Valenz	 Einzelflächen der Kartierung der Rote-Liste-Arten Einzelflächen der Kartierung der Pflanzengesellschaften Biotopflächen bzw. Flußabschnitte (500m Länge) Biotopflächen (rasterbezogen) Biotopflächen
Zoologie (Fischfauna)	Verknüpfung der Lebensraumfunktionen	Flußabschnitte (500 m Länge) bzw. limnolog. Gewässertypen der Nebengewässer

Quelle: Planungsbüro Dr. Schaller, 1989.

Abbildung 1

Ausschnitt aus einem Indikatorsystem

Umweltrelevanz meint, daß die Kriterien das Ökosystem umfassend charakterisieren, sich dabei aber auf die wesentlichen Ursache-Wirkungsbeziehungen konzentrieren sollten. Wünschenswert bei einer solch ökosystemaren Betrachtungsweise ist es dabei, in Form möglichst differenzierter Artengruppen ein breites Spektrum an biotischen Ökosystemkompartimenten in die Bewertung einfließen zu lassen[5] (z.B. großräumig integrierende Tiergruppen wie Brutvögel einerseits, kleinräumig differenzierende wie Schnecken andererseits).

Neben diesen biotischen Komponenten sind auch die abiotischen Ressourcen verstärkt einzubeziehen. Letztere kommen in UVS immer noch gerne zu kurz, sicherlich auch deshalb, weil es in diesem Bereich noch zu wenig Beispiele für die Eigenwertigkeit betonende Schutzwürdigkeitsprofile beispielsweise von Böden gibt (wo existiert z.B. eine 'Rote Liste der Böden'?).

Erfaßbarkeit. Festzuhalten bleibt, daß die Indikatoren nur auf Grundlage einer exakten, möglichst quantitativen Datenerhebung ihrer Funktion, als abgesicherte Bewertungs- und Beweissicherungsgrundlage zu dienen, gerecht werden können. Dies setzt ihre Erfaßbarkeit mit vertretbarem Aufwand voraus. Was bei Großprojekten dabei an Erhebungsaufwand möglich ist, kann bei durchschnittlichen Anforderungen nur in einfacherer, kostenextensiverer Form geschehen. Dennoch müssen auch solche Erhebungen problemadäquat und fundiert, zumeist unter Einschluß von Fachwissenschaftlern erfolgen; sie werden daher in ihrem Umfang nahezu immer über das UVS-Grundleistungsbild der HOAI hinausreichen müssen[6].

Transparenz. Zu diesem Stichpunkt liegt der Hinweis auf der Hand, die den ausgewählten Bewertungskriterien und der Einstufung ihrer Meßwerte jeweils zugrundeliegenden Leitbilder und Werthaltungen möglichst frühzeitig und unzweideutig in Form der letztendlich zu bildenden Wertskalen zu dokumentiern und sie damit diskussionsfähig zu machen bzw. zu halten.

Vergleichbarkeit. Indikatoren zur Abbildung der zu wertenden Umweltzustände entstammen zunächst meist unterschiedlichen Wurzeln, so daß sie sich einer direkten Vergleichbarkeit oftmals entziehen. Andererseits setzt eine umfassende Betrachtung der Umweltfolgen eines Projektes die zumindest prinzipielle Vergleichbarkeit der Aussagen der einzelnen Fachbereiche voraus. Anzustreben ist daher eine Transformation der erhobenen quantitativen und qualitativen Daten in eine gemeinsame Sprachregelung zwischen den Disziplinen. Dies geschieht in der Regel am einfachsten in Form von Wertskalen einheitlicher Abstufungen (z.B. einheitlich 5-stufige Wertskalen, wie sie Abb. 2 zeigt).

Eine wesentliche Schwierigkeit (aber auch Chance!) bei der Definition solcher Wertskalen besteht darin, daß geeignete Umweltstandards bislang nur in wenigen Fällen existieren. Eine klare Trennung zwischen naturwissenschaftlich bzw. quantitativ begründeter Transformation oder nur wertender Einstufung wird daher nicht immer möglich sein. Ist es jedoch in einer UVS erst einmal gelungen, sich auf eine gemeinsame Sprachregelung zur Dokumentation von Werthaltungen zu einigen, dann können auch Faktoren, bei denen entweder genaue Messungen nicht möglich sind oder noch keine grenzwertbezogenen Einstufungen vorliegen, einer pragmatischen, einzelne Wertklassen verbal-argumentativ beschreibenden Einstufung unterzogen werden (vgl. das Skalenbeispiel "Auespezifität des Bodens" in Abb. 2).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Bewertungsskalen: Quantitativ

Beispiel: Ammonium (MÜLLER, 1989)

Unter Verwendung der Formel:

$y = -4{,}44x + 5{,}44$ mit

y = Wertstufe
x = Meßwert

ergibt sich folgende (gerundete) Skala:

Wertstufe	Meßwert
5	< 0,20 mg/l
4	> 0,21 - 0,44 mg/l
3	> 0,44 - 0,66 mg/l
2	> 0,66 - 0,89 mg/l
1	> 0,89 mg/l

Bewertungsskalen: Verbal

Beispiel: Auespezifität des Bodens (HARLACHER et.al., 1989)

Wertstufe	Definition
5	Die Standortseinheit (SE) setzt sich zusammen aus kleinflächigen Sonderstandorten, die nur in der Aue auftreten können, da sowohl Bodenwasserhaushalt als auch Bodenmorphologie weitestgehend vom Abflußregime des Flus ses und vom Grundwasserhaushalt geprägt sind.
4	Der Bodenwasserhaushalt und/oder die Bodenmorphologie der SE sind durch häufige Überflutungen und/oder hohe Grundwasserstände geprägt.
3	Der Bodenwasserhaushalt und die Bodenmorphologie der SE sind nur mäßig durch Grund- und Oberflächenwasser geprägt; die SE ist durch die starken Grundwasser schwankungen aber eindeutig an die Aue gebunden.
2	Der Bodenwasserhaushalt und die Bodenmorphologie der SE sind nicht eindeutig an die Aue gebunden.
1	Die SE kommt auch außerhalb der Flußaue häufig vor.

Abbildung 2

Beispiele für Wertskalen

Dimension: Die Erfassung von Veränderungen in der Zeit

Bei den im Rahmen einer Projekt - UVS zu bewertenden Maßnahmewirkungen gilt es zu unterscheiden zwischen direkten Eingriffen (d.h. unmittelbarer Verlust von Ressourcen am Ort der Maßnahmen) und indirekten Eingriffen (d.h. nicht unmittelbar mit einer Maßnahme verknüpften Beeinträchtigungen von Leistungen und Funktionen des Naturhaushaltes). Beide können in den unterschiedlichen Maßnahmephasen (z.B. Bau und Betrieb), insbesondere komplexer Eingriffsvorhaben, in zeitlich wechselnder Intensität auftreten. In derartigen Fällen kann daher eine einmalige prognostive Bestimmung der potentiellen Folgewirkungen nicht ausreichen, sondern es muß eine gestaffelte Bewertung und Bilanzierung erfolgen, die jeweils auf definierte Zeitebenen Bezug nimmt.

Als methodische Anforderung ist in diesem Zusammenhang die *Prognostizierbarkeit* herauszustellen, d.h. die ausgewählten und zu bewertenden Indikatoren müssen über diese verschiedenen Zeithorizonte des Projektes hinweg durchgängig sein bis hin zu einer eventuell erforderlichen Fortschreibung der Ausprägung ihrer Wertskalen für einzelne Prognosezeitpunkte.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Im Rahmen solcher Wirkungsprognosen werden zunehmend Modelle zum Einsatz kommen (vgl. Abb. 3, die ein Gewässergütemodell mit sehr konsequenter Integration der Sprachregelung in Wertskalen zeigt). Solche bei vorhandener Datenlage auf der Grundlage komplizierter Rechengänge erstellbare Modellierungen eignen sich besonders, um unterschiedliche direkte Eingriffswirkungen fortschreitend auf verschiedenen Zeitebenen zahlenmäßig faßbar abbilden zu können. Der Einsatzbereich von Modellen dürfte sich jedoch aufgrund des mit ihrer Herleitung verbundenen Aufwandes vorläufig auf größere Projekte beschränken.

richten, die über den Charakter einfacher statistischer Kennziffern mit bloß fachsektoralem Bezug hinausgehen: Sie sollten über ein reines Beschreiben und Vereinfachen hinaus der Analyse und Kennzeichnung von Wirkungszusammenhängen dienen.
Als Möglichkeit für einfache Wege, um derartige Wechselwirkungen auch unterhalb der Ebene des Modelleinsatzes aufzuzeigen, seien Wirkungsketten genannt: Das Beispiel einer Wirkkette von Abb. 4 geht in der Senkrechten aus von einer Veränderung der Fließgeschwindigkeit im untersuchten Flußabschnitt von 0,5 m pro Sekunde auf 0,3 m pro Sekunde. Die Waagrechten zeigen die

Modelleinsatz: Gewässergütemodell

Variante 0 (Bedecktwetter nach Schönwetter)
Grundlage der Berechnung: 23 Gewässerabschnitte

	23. Abschnitt (Flußkilometer: 2284.29)		über alle Abschnitte			
	Messwert	Bewertung	Summe	Schnitt	Wichtungs-faktor	gew. Schnitt
Fließgeschwindigkeit	.432	2.7	79.756	3.5	1	3.5
Mittlere Tiefe	2.450	4.6	109.075	4.7	1	4.7
Mittlere Temperatur	15.270	4.8	102.256	4.4	1	4.4
CSB	12.740	4.5	102.688	4.5	1	4.5
BSB_5	3.830	3.5	82.488	3.6	2	7.2
Ammonium-N	.090	5.0	110.520	4.8	2	9.6
O_2-Defizit	.930	4.6	94.147	4.1	3	12.3
O_2-Übersättigung	.930	4.6	94.147	4.1	1	4.1
O_2-Tag/Nachtschwank.	.470	5.0	115.000	5.0	2	10.0
Anzahl Nitrifikanten	23.950	1.9	40.832	1.8	1	1.8
Chlorophyll	55.900	4.2	98.146	4.3	2	8.5
Zooplankton	576.000	5.0	115.000	5.0	1	5.0

Ergebnis 4.2

Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde, 8/1989.

Abbildung 3

Beispiel für Modelleinsatz – Gewässergütemodell

Es muß auch einfacher gehen; zum methodischen Spektrum bei solchen Wirkungsabschätzungen zählen u.a. Checklisten, Matrizes, Wirkungsketten- und netze, Simulationen und Szenarien [7], wobei letztere im Zuge einer verbalen Abschätzung vor allem bei geringerer Datendichte und -sicherheit zur Anwendung kommen können.

Dimension: Ökosystemare Wechselwirkungen

Die betrachteten Ressourcen beeinflussen sich gegenseitig, d.h. sie stehen untereinander in ökologischer Wechselwirkung und ergeben damit einen weiteren, bei Bewertungsansätzen zu berücksichtigenden Gesichtspunkt. Gerade in der Forderung, medienübergreifend alle erheblichen Umweltfolgen einer Maßnahme zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten[8], besteht ein weiterer inhaltlich-methodischer, bislang jedoch selten praktizierter Anspruch einer UVS.
An die heranzuziehenden Umweltindikatoren und ihre Bewertung sind damit Anforderungen zu

Konsequenzen dieses Vorganges für andere Ökosystemkompartimente, die für den Status quo in rechtwinkligen, für den Prognosezustand in kursiven Rahmen abgebildet sind und sich letztlich in veränderten Wertstufen (vgl. römische Ziffern) niederschlagen können.
Selbstverständlich können zur Darlegung der belegten oder vermuteten Wirkungszusammenhänge nach wie vor auch verbale Ausführungen herangezogen werden. Solchen rein textlichen Beschreibungen von im einzelnen oft nur schwer darzustellenden Zusammenhängen wird der Vorteil attestiert, daß kein Informationsverlust infolge von Transformationsschritten in Zahlenwerte oder graphisch aufbereitete Wirkpfade einzutreten braucht.

Dimension: Die Erfassung von Veränderungen im Raum

Die bislang betrachteten Aspekte von Bewertungsansätzen müssen um eine weitere Dimension

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

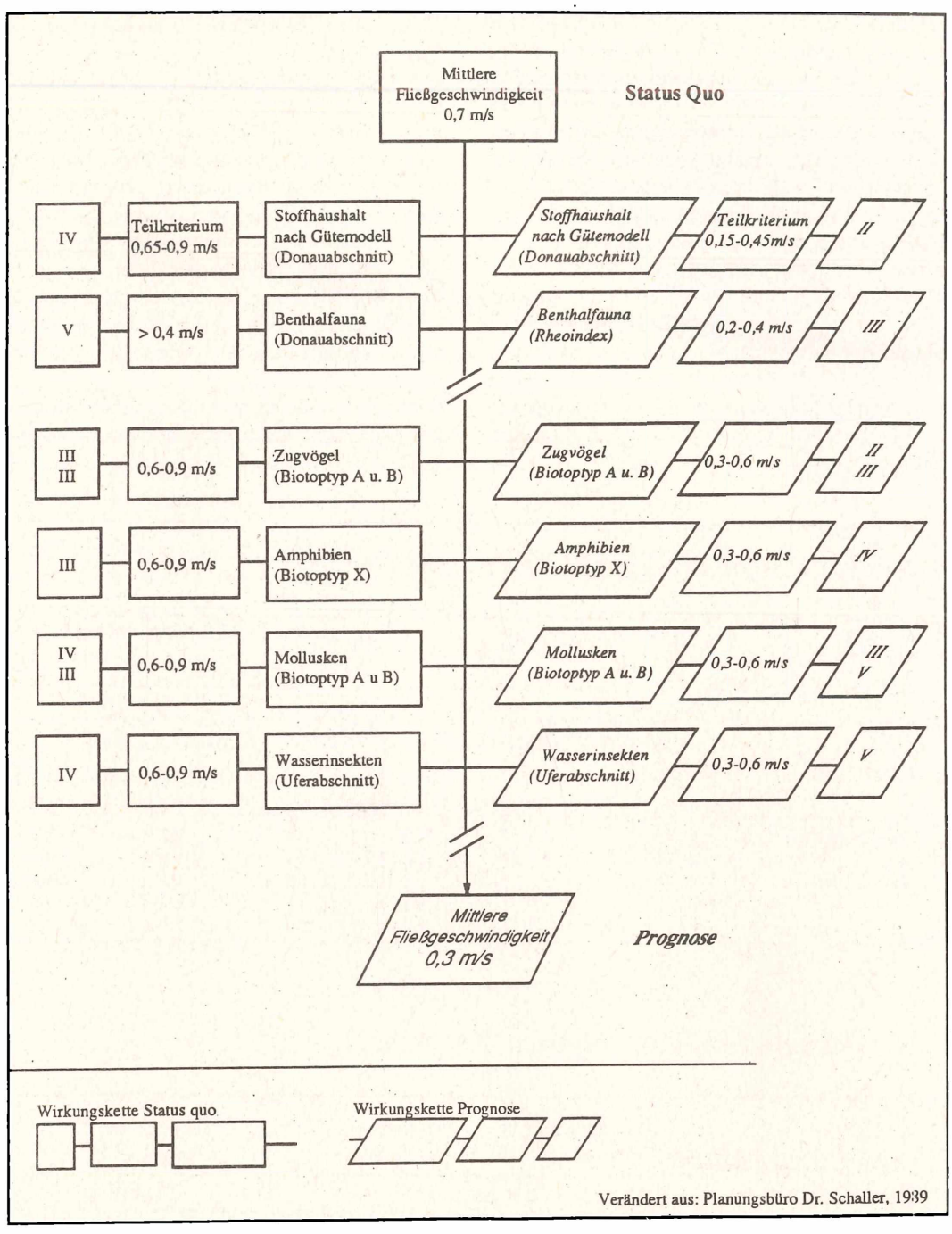

Abbildung 4

Beispiel einer einfachen Wirkkette in einem Fließgewässer – Auenökosystem

ergänzt werden: den Betrachtungsraum. Zunächst sind unter diesem Aspekt die zu bewertenden Indikatoren so auszuwählen, daß sie flächenscharfe Aussagen ermöglichen. Die mit ihnen verknüpften skalierten und dokumentierten Werthaltungen müssen eindeutig in ihrem räumlichen Geltungsbereich definiert sein. Als Bezugsflächen gelten dabei Raumeinheiten, die mit dem jeweiligen Indikator in ökologisch-funktionalem Zusammenhang stehen (z.B. im Falle von das Grundwasser kennzeichnenden Indikatoren hydro-geologische Standorteinheiten, in bezug auf die Fauna verschiedene strukturelle Habitattypen). In der Regel ändert sich für einen Indikator die Größe dieses Bezugsraumes mit der Planungsebene, für die eine Aussage getroffen werden soll; entsprechend sind dann ggf. die dazugehörenden Skalierungen zu verfeinern bzw. weiter zu regionalisieren.

Um Ressourcendaten mit derart unterschiedlichem Raumbezug in ihrer Wechselwirkung in der Fläche abbilden, zueinander in Beziehung setzen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

und letzten Endes bilanzieren zu können, werden zunehmend auch Geographische Informationssysteme (GIS) eingesetzt. Da in derartigen Computersystemen alle raumwirksamen Daten in ein einheitliches Koordinatensystem eingebunden sowie entsprechend der verschiedenen Zeithorizonte, in denen sie wirken, abgespeichert werden, lassen sich die verschiedenen fachsektoralen Teilergebnisse relativ einfach einer vergleichenden Betrachtung und Bilanzierung unterziehen.
Der für die Bewertung insgesamt relevante Betrachtungsraum entsteht durch Überlagerung der verschiedenen, von einem Eingriff ausgehenden direkten und indirekten Wirkbereiche; in diesem Raum sollte für die einzelnen Indikatoren jeweils eine möglichst flächendeckende, auf den jeweiligen ökologischen Raumeinheiten fußende, zeitpunktbezogene Einstufung erfolgen.

Einschub: Zur Erstellung der "ökologischen Bilanz"

Als Ergebnis dieser Bewertung erhält man zunächst flächenscharf differenzierte Raumeinheiten, deren Flächengrößen in Form einer ökologischen Bilanz mit den zugewiesenen Wertstufen verknüpft werden (exemplarisch dargestellt in Abb. 5 für biotische und abiotische Ökosystemkomponenten). Auf einer solchen Basis lassen sich also zunächst sektoral vergleichende Aussagen hinsichtlich der zu erwartenden Inanspruchnahme oder Beeinträchtigung von Flächen unterschiedlicher ökologischer Ausprägung durch die Planungsvarianten treffen.
Spätestens an diesem Punkt stellt sich immer wieder die Frage nach dem zulässigem Aggregationsgrad der getroffenen Wertungen. Während fach-

A) Ökologische Bilanz: Abiotisch (Ausschnitt)

Hydrologie Indirekte Eingriffe		Verteilung der Wertstufen						Differenz zum Status quo			
		Status quo						Variante n			
Kriterium	Wert-stufe	Gesamtgebiet		Teilgebiet x		Teilgebiet y		Unter-variante n1		Unter-variante n2	
		ha	km	ha	km	ha	km	ha	km	ha	km
Überflutungsfläche zwischen MW und HNN	I	-	17,8	-	11,5	-	6,3	-	9,7	-	10,3
	II	-	23,9	-	12,0	-	12,4	-	11,5	-	11,4
	III	-	11,3	-	5,5	-	6,8	-	4,3	-	3,8
	IV	-	7,0	-	4,5	-	2,5	-	2,0	-	2,0
	V	-	9,8	-	4,0	-	6,8	-	4,2	-	4,2

B) Ökologische Bilanz: Biotisch (Ausschnitt)

Zoologie Organismenschutzwerte Direkte Eingriffe		Verteilung der Wertstufen						Differenz zum Status quo			
		Status quo						Variante n			
Kriterium	Wert-stufe	Gesamt-gebiet		Teilgebiet x		Teilgebiet y		Unter-variante n1		Unter-variante n2	
		ha	km	ha	km	ha	km	ha	km	ha	km
OSWBE Brutvogel (Rote Liste)	I	17.356,9	-	10731,8	-	8.190,6	-	297,5	-	309,3	-
	II	1.096,6	-	571,2	-	626,8	-	34,7	-	30,5	-
	III	3.153,4	-	1.791,5	-	1.680,4	-	26,2	-	25,0	-
	IV	372,4	-	283,0	-	185,4	-	4,6	-	3,1	-
	V	662,2	-	478,8	-	386,8	-	5,2	-	5,4	-
OSWBE Zugvögel I: Wintervogelzählung Donau (Diversität.Individ.zahl)	I	134,0	-	-	-	134,0	-	32,5	-	50,5	-
	II	338,7	-	164,1	-	174,5	-	49,5	-	69,4	-
	III	530,4	-	304,6	-	255,9	-	63,9	-	64,6	-
	IV	263,7	-	212,7	-	68,0	-	13,0	-	13,0	-
	V	61,7	-	61,7	-	-	-	-	-	-	-

verändert aus: Planungsbüro Dr. Schaller, 1989.

Abbildung 5

Beispiele für ökologische Fachbereichsbilanzen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

sektorale Zusammenfassungen von Einzelindikatoren noch vertretbar erscheinen, ist bei darüber hinausgehender Aggregation von Einzelindikatoren zu wie auch immer gearteten Gesamtwerten eine abnehmende inhaltliche Begründbarkeit und Aussagekraft zu konstatieren. In der Praxis hat sich mittlerweile sicherlich die Erkenntnis durchgesetzt, daß Aggregations- sowie auch sämtliche Wichtungsschritte auf der Ebene der Fachdisziplinen zu einem Ende kommen sollten. Die fachübergreifende Gesamtbeurteilung der Umweltverträglichkeit eines Vorhabens bleibt damit zuletzt einer verbal-argumentativen Beurteilung vorbehalten, allerdings auf der transparenten Basis der gewählten Kriterien der gebildeten Wertskalen und resultierenden Bilanzen.

Dimension: Das ökologische Leitbild

Und schließlich muß es eine weitere Dimension von Bewertungsansätzen geben - ihre Weiterentwickelbarkeit zu ökologischen Leitbildern, oder anders ausgedrückt: zu regionalisierten Umweltqualitätszielen und -standards, möglichst in Form eines abgestuften Zielbaumes. Notwendig ist die Entwicklung solcher Leitbilder gerade auch im Zuge der Erstellung von Bewertungsskalen: Deren einer Pol kann hierbei durch das im Rahmen des Leitbildes zu definierende Qualitätsziel der Ressource, der andere durch die größtmögliche "Auslenkung des Ressourcenzustandes" repräsentiert werden.

Auch ökologische Leitbilder können nur regionalisiert, d.h. bezogen auf den jeweiligen Naturraum mit seiner biotischen und abiotischen Ausstattung, entwickelt und skaliert werden und müssen daher vielfach über die bislang rechtlich normierten Umweltbelange hinausgehen. Da das dynamische System Umwelt sowie gesellschaftliche Werthaltungen ferner einem dauernden Wandel unterliegen, dürfen die so abgeleiteten Umweltstandards nicht als feststehend begriffen werden, sondern müssen laufend fortschreibbar sein.

Schließlich sollten die für die Bilanzierung herangezogenen Leitkriterien so bemessen sein, daß sie faßbare Daten zur weiteren Entscheidungsvorbereitung sowie für Folgeplanungen liefern (z.B. Schwerpunkte für ökologische Kompensationsmaßnahmen). Am Erreichbaren orientiertes ökologisches Leitbild und den Idealfall repräsen- tierendes ökologisches Optimum werden dabei häufig nicht zusammenfallen können (vgl. Abb. 6, oben). Dennoch mag das Formulieren von ökologischen Leitbildern bzw. regionalisierten "Umweltqualitätszielen" die Vorarbeit leisten, um durch "Verschieben" von Werthaltungen (x–Achse), die (durch die y–Achse repräsentierten) Ressourcenzustände konzeptionell im Sinne eines Leitsystemes zu beeinflussen (vgl. Abb. 6, unterer Teil). Auch dieser Aspekt erfordert eine bis hierhin durchgängige Konzeption von Bewertungsansätzen bezüglich der Planungsrelevanz ihrer Indikatoren und der ihnen zugewiesenen Wertstufen.

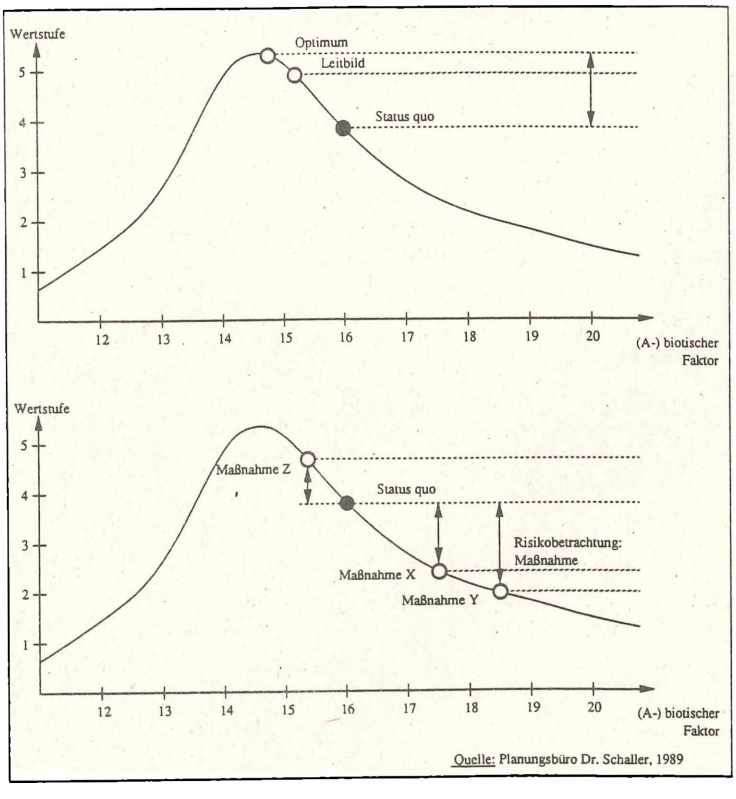

Abbildung 6

Zum Verhältnis von ökologischem Leitbild, ökologischem Optimum und Maßnahmen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Dimension: Die Validierung der Bewertungen

Schließlich stellt sich die Frage: Repräsentiert das gewählte Bewertungsverfahren auch wirklich Inhalte und Prioritäten des zugrundegelegten Ziel- und Wertesystems? [9] Spiegeln die in der UVS auf prognostiver Basis vor Maßnahmedurchführung bewerteten Wirkungen auch die tatsächlichen Abweichungen von Ist-Zustand oder Leitbild wider? Eine derart zu Prognosen gezwungene, einmalige Bewertung zum Zeitpunkt der Entscheidungsfindung, für die die Umweltverträglichkeitsstudie als Basis dienen soll, kann nur eingeschränkt möglich sein. Zur Validierung der getroffenen Bewertungen und um eine entsprechende Nachweiskette zu führen, sind daher weiterführende Untersuchungen im Sinne einer ökologischen Langzeitbeobachtung ('Monitoring') vielfach unerläßlich.
Das heißt: Das Verhalten der erhobenen und bewerteten Indikatoren sollte bei Projekt-Umweltverträglichkeitsstudien periodisch während der gesamten Bau- und Betriebszeit der betrachteten Maßnahme überwacht werden, um den konzipierten Bewertungsrahmen auf seine Gültigkeit hin zu überprüfen und ggf. fortzuschreiben. Diese Validierung muß in allen angesprochenen Dimensionen erfolgen, was bedeutet:

- Regelmäßige Datenerhebungen nicht nur in definierten *Zeitabständen* (vgl. Abb. 8),
- sondern auch die Überprüfung der Wirkungsprognosen in ihrer *räumlichen* Ausdehnung und Intensität (vgl. Abb.7),
- sowie die Nachprüfung der beschriebenen potentiellen *ökosystemaren Wechselwirkungen*.

Diese Überprüfung in Form einer ökologischen Langzeitbeobachtung erfolgt in der Regel stichprobenartig an repräsentativ ausgewählten Beobachtungspunkten (z.B. Probeentnahmestellen oder Dauerbeobachtungsflächen für verschiedene Organismengruppen). Diese Beobachtungswerte sind einerseits zu einem Gradienten der möglichen Eingriffswirkungen anzuordnen und müssen andererseits als außerhalb der potentiellen Wirkbereiche liegende 'Nullflächen' eine Eichung der Bewertungen ermöglichen (Abb. 7). Methodisch notwendig sind dabei:

- Die fundierte, biotische und abiotische Ökosystemkomponenten umfassende ökologische Bestandsaufnahme im Sinne einer Beweissicherung des Status quo vor Ausführung der Maßnahme, sowie
- Regelmäßige Kontrolluntersuchungen, die sich in zeitlicher Abfolge sowie im Zuschnitt des Untersuchungsprogrammes an die einzelnen Eingriffsphasen und den Zeithorizont der zu erwartenden Wirkungen anlehnen.

Gegenwärtig finden bereits im Bereich einzelner Umweltkompartimente eine Vielzahl an Messungen, Beobachtungen und Überwachungen statt. Anzustreben sind auf diesem Sektor eine Standardisierung der Beobachtungstechniken sowie zentrale, allgemein zugängliche Auswertungen und deren regelmäßige Fortschreibung. Eine solche Bereitstellung von Datengrundlagen und die Möglichkeit des Einordnens in übergeordnete, flächendeckende Beobachtungsprogramme erscheinen zur Überprüfung der getroffenen Bewertungen geboten.

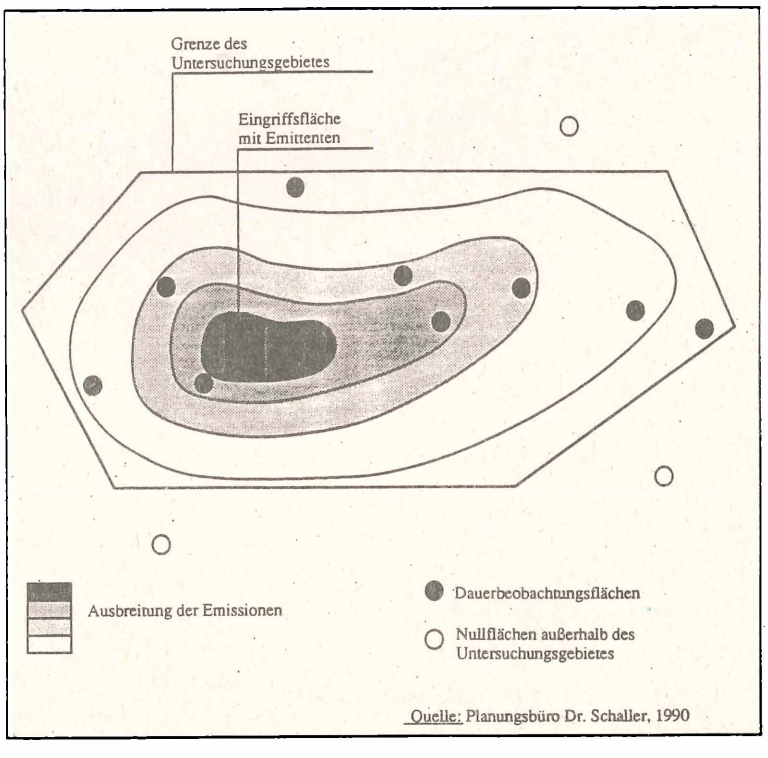

Abbildung 7

Validierung im Raum – Verteilung von Dauerbeobachtungsflächen im Umkreis eines Ermittenten

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

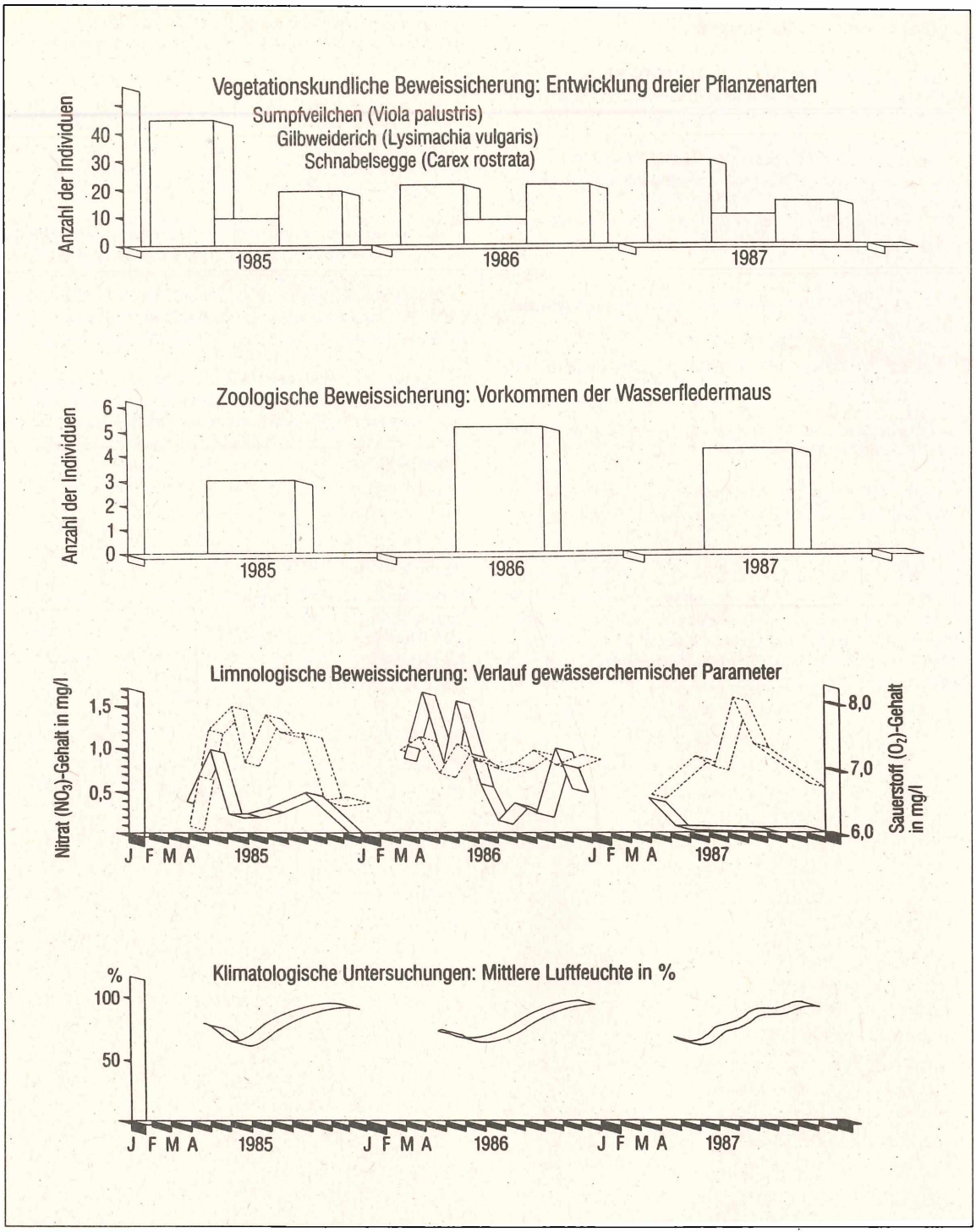

Abbildung 8

Validierung in der Zeit – Beispiele für der Fachbereichserhebungen

Ausblick

Dies leitet abschließend über zu einer Reihe von Anforderungen, die an die bessere Operationalisierung von Bewertungsansätzen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien zu stellen sind, formuliert in Anlehnung an HÜBLER[10]:

- Der Verbesserung der allgemeinen Informationslage durch Ausbau von Umweltinformationssystemen und -datenbanken,
- Der Sammlung und Auswertung von bereits durchgeführten UVSs (Informationsaustausch) [11], u.U. verbunden mit der Entwicklung von auf bestimmte Maßnahmetypen abgestimmten Anforderungsprofilen,
- Der verbesserten Aufbereitung von Erkenntnissen der ökologischen Wirkungsforschung und der Ökosystemforschung (die dementsprechend neben der Grundlagenforschung auch umsetzungsorientierte Richtungen integrieren müssen).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Literatur und Anmerkungen

1) K.-O. ZIMMERMANN, in: K.-H. HÜBLER, K.-O. ZIMMERMANN: Die Bewertung der Umweltverträglichkeit, 1989, S. 15

2) Die angeführten Beispiele sind dabei (bis auf Abb. 7 und Abb. 8) überwiegend und in teilweise abstrahierter Form der unter Federführung des PLANUNGSBÜRO DR. SCHALLER durch- geführten "Ökologischen Rahmenuntersuchung zum geplanten Donauausbau zwischen Straubing und Vilshofen" entnommen

3) A. BECHMANN: Grundlagen der Planungsmethodik, 1981, S.104

4) Vgl. z.B. RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1987

5) Dies entspricht der Forderung von G. KAULE, in: Arten- und Biotopschutz, 1986, S. 330

6) Vgl. HONORARORDNUNG FÜR ARCHITEKTEN UND INGENIEURE in der Fassung vom 17.03.1988, § 48

7) Die genannten Prognoseinstrumentarien sind einer Auflistung des LEHRSTUHLS FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE der TU München - Weihenstephan entnommen in: "Methoden zur Beurteilung von Eingriffen in Ökosystemen - Diskussionspapier zum Arbeitsgespräch am 08/09.12.1988", S. 39 ff. Sie entstammen bezeichnenderweise einem Papier zur Eingriffsregelung, wie überhaupt das hier beschriebene Anforderungsprofil beim existierenden Verfahren nach § 8 BNatSchG bzw. Art. 6a BayNatSchG in ähnlicher Weise anzuwenden wäre

8) Formuliert z.B. in BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: Entwurf eines Gesetzes zur Umsetzung der Richtlinien des Rates vom 27.Juni über die UVP bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG), Stand 4.10.89, § 2, Abs. 1

9) Zu dieser Definition von 'Validierung' vgl. A.BECHMANN, in: Handbuch der UVP, Lfg. IX/88, Kap. 3510, S.17

10) K.-H.HÜBLER in: K.-H.HÜBLER, K.O. ZIMMERMANN: Die Bewertung der Umweltverträglichkeit, 1989, S.134

11) Neben der Arbeit der UVP - Dokumentationszentren sei hierbei hingewiesen auf ein vom Umweltbundesamt zunächst als Vorstudie vergebenes Forschungsvorhaben zum "Aufbau eines UVP - Informations - und Beratungsnetzes" (F + E-Vorhaben 10102108)

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. Johann G. Köppel
Dipl.-Ing. Beate Jessel
c/o Planungsbüro Dr. Schaller
Ringstraße 7
D-8051 Kranzberg

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: 6_1990

Autor(en)/Author(s): Köppel Johann G., Jessel Beate

Artikel/Article: Bewertungsverfahren und Beweissicherung in Umwelt Verträglichkeitsstudien 49-58