

Walter Radermacher, Regina Hoffmann-Kroll, Dieter Schäfer,
Steffen Seibel
(Statistisches Bundesamt, Wiesbaden)

Roland Zieschank, Jo van Nouhuys
(Forschungsstelle für Umweltpolitik, Berlin)

**Entwicklung eines Indikatorensystems
für den Zustand der Umwelt
in der Bundesrepublik Deutschland
mit Praxistest für ausgewählte
Indikatoren und Bezugsräume**

Band 5 der Schriftenreihe
Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen
Herausgeber: Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

Herausgeber: Statistisches Bundesamt, Wiesbaden



Fachliche Informationen zu dieser Veröffentlichung können Sie direkt beim Statistischen Bundesamt erfragen:
Gruppe IV B, Telefon: 06 11 / 75 27 28 oder Fax: 06 11 / 75 39 71

Verlag: Metzler-Poeschel, Stuttgart

Verlagsauslieferung: SFG - Servicecenter Fachverlage GmbH
Postfach 43 43
72774 Reutlingen
Telefon: 0 70 71 / 93 53 50
Telefax: 0 70 71 / 93 53 35
Internet: <http://www.s-f-g.com>
E-Mail: staba@s-f-g.com

Erscheinungsfolge: unregelmäßig

Erschienen im Juli 1998

Unveränderter Nachdruck erschienen im Oktober 1999

Preis: DM 36,70 / EUR 18,76

Bestellnummer: 2300205-98900

ISBN: 3-8246-0639-2

Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Informationen über das Statistische Bundesamt und sein Datenangebot erhalten Sie:

• im Internet: <http://www.statistik-bund.de>

oder bei unserem Informationsservice

65180 Wiesbaden

• Telefon: 06 11 / 75 24 05

• Telefax: 06 11 / 75 33 30

• E-Mail: info@statistik-bund.de

© Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 1999

Für nichtgewerbliche Zwecke sind Vervielfältigung und unentgeltliche Verbreitung, auch auszugsweise, mit Quellenangabe gestattet. Die Verbreitung, auch auszugsweise, über elektronische Systeme/Datenträger bedarf der vorheriger Zustimmung. Alle übrigen Rechte bleiben vorbehalten.

Inhalt	Seite
Vorbemerkung.....	11
Zusammenfassung.....	13
TEIL I: ZIELSETZUNG UND HINTERGRUND	
1 Einleitung.....	24
1.1 Zielsetzung und Organisation des Projektes.....	24
1.2 Einordnung in die Diskussion um Umweltindikatoren.....	25
2 Kennzeichen der Indikatorenmethode.....	27
2.1 Indikatorbegriff.....	27
2.2 Indikatoren als methodischer Weg.....	32
2.2.1 Zum Verhältnis von Indikatorenansätzen, Gesamtrechnungen und Basisstatistiken.....	32
2.2.2 Einordnung des vorliegenden Ansatzes.....	34
2.2.3 Zielsetzungen von Indikatorenansätzen.....	35
2.3 Indikatorenentwicklung als sozialer Prozeß.....	37
2.3.1 Ausgangsüberlegungen.....	37
2.3.2 Implikationen.....	39
3 Leitbilder und Umweltökonomische Gesamtrechnungen.....	42
3.1 Politisches Leitbild: Nachhaltige Entwicklung.....	43
3.1.1 Allgemeine Skizzierung des Leitbildes.....	43
3.1.2 Informationsanforderungen des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung.....	44
3.2 Ökologisches Leitbild: Ökosystemintegrität.....	47
3.2.1 Orientierung des Indikatorenprojekts an den Ergebnissen der Ökosystemforschung.....	47
3.2.2 Ökosystemtheoretischer Ansatz des Projektzentrums Ökosystemforschung Kiel.....	48
3.2.2.1 Beschreibung ökologischer Systeme und theoretische Grundlagen der Modellbildung.....	48
3.2.2.2 Aus der Ökosystemtheorie deduzierte Leitbilder.....	57
3.2.3 Landschaftsökologischer Ansatz der TU München/Weihenstephan.....	62
3.2.3.1 Beschreibung ökologischer Systeme.....	62
3.2.3.2 Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung - Pilotprojekt für Biosphärenreservate.....	64
3.2.3.3 Konzeption für eine modellgeleitete integrierte Umweltbeobachtung.....	67
3.2.4 Vergleich der Beobachtungsansätze der Ökosystemforschung und der Landschaftsökologie.....	69
3.2.5 Schlußfolgerungen für die Umweltbeobachtung und das Indikatorenprojekt.....	72
3.3 Umsetzung der Leitbilder in den UGR.....	73
3.3.1 Ziele der UGR.....	73
3.3.2 Themenbereiche der UGR.....	75
3.3.3 Abgeleitete Zielvorstellungen im Indikatorenprojekt.....	77
3.3.3.1 Nachhaltige Entwicklung und Ökosystemintegrität.....	77
3.3.3.2 Erhaltung von Schutzgütern.....	78
3.3.3.3 Erhaltung der Biodiversität.....	79
3.3.3.4 Reduzierung der anthropogenen Flächeninanspruchnahme.....	81

3.3.4	Integration der Umweltzustandsbeschreibung in die UGR	82
3.3.4.1	Umweltzustand und Naturvermögen	82
3.3.4.2	Abgrenzung von anderen Themenbereichen	85
3.3.4.3	Integrative Elemente in den UGR	85

TEIL II: KONZEPTE DES INDIKATORENSYSTEMS

4	Generelle Konzepte	87
4.1	Statistischer Grundansatz	87
4.2	Darstellungsgegenstand	88
4.2.1	Umweltzustand als Darstellungsgegenstand	88
4.2.2	Mittlere Betrachtungsebenen	88
4.2.3	Darstellungseinheiten	89
4.3	Drei Blickwinkel der Umweltbeobachtung	92
4.4	Zum Verhältnis von Blickwinkeln und Erhebungsmethoden	95
4.5	Bestands- und Stromgrößen	99
4.6	Primär- und Sekundärdaten	101
4.7	Bezug zu Umweltproblemen	101
4.8	Räumliche Ebenen	102
4.8.1	Anforderungen an eine Raumgliederung in den UGR	102
4.8.2	Indikatorübergreifende Raumgliederungen	104
4.8.2.1	Administrative Gliederung	104
4.8.2.2	Gliederung nach der Bodenbedeckung	104
4.8.2.3	Geographisch-ökologische Gliederungen	104
4.8.2.4	Standorttypen als räumliche Bezugseinheiten	108
4.8.2.5	Biosphärenreservate und Ökosystemforschungsgebiete	110
4.8.3	Indikatorspezifische Raumgliederungen	111
4.9	Zeitliche Skalen	112
4.10	Beschreibung, Aggregation und Bewertung	113
5	Vorläufiges Indikatorensystem zu Beginn der Testphase	117
5.1	Überblick	117
5.1.1	Struktur der Indikatorenlisten und Vorgehensweise	117
5.1.2	Ökosystemgliederung	118
5.2	Funktionalitätsindikatoren	122
5.2.1	Auswahl von Funktionalitätsindikatoren: Goal Functions als Top-Down-Ansatz	122
5.2.2	Beschreibung der Funktionalitätsindikatoren	123
5.2.3	Berechnung der Funktionalitätsindikatoren	128
5.3	Indikatoren der physischen Struktur	128
5.4	Indikatoren für Stoffe	137
5.4.1	„Bottom-up“-geleiteter Ansatz	138
5.4.2	Liste der Indikatoren für Stoffe zu Beginn der Machbarkeitsstudien	143
5.4.3	Indikatorenkennblatt und Dokumentation	150
5.4.4	Aggregation von Einzelparametern	152

TEIL III: PRAKTISCHE UMSETZUNG

6	Clusteranalyse und Standorttypen	156
6.1	Wahl der Klassifikationsmethode	156
6.2	Grundprinzip einer Clusteranalyse und ISODATA-Algorithmus	157
6.3	Datenbeschaffung und -aufbereitung	157

6.4	Durchführung der Clusteranalyse.....	160
6.5	Ergebnisse der Clusteranalyse und Interpretation.....	161
6.6	Faktoranalyse und kritische Beurteilung.....	175
7	Funktionalität.....	177
7.1	Funktionalitätsindikatoren aus der Ökosystemtheorie.....	177
7.2	Funktionalität in der Landschaftsökologie (Bilanzansatz).....	179
8	Physische Struktur: Ökologische Flächenstichprobe.....	181
8.1	Ziele und Aufgaben der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS).....	181
8.2	Gesamtkonzept.....	182
8.3	Design der Stichprobe.....	185
8.3.1	Allgemeine Anforderungen an die Stichprobenziehung.....	185
8.3.2	Vorgehen bei der Pilotstudie der ÖFS.....	187
8.3.3	Technik der Stichprobenziehung in Pilotstudie und Haupterhebung.....	189
8.3.4	Anpassung im Rahmen der Hochrechnung.....	191
8.4	Konzepte zur Erfassung von Landschafts- und Biotopqualität.....	191
8.4.1	Indikatoren und Merkmale zur Landschaftsqualität.....	191
8.4.2	Indikatoren zur Biotopqualität.....	194
8.5	Konzepte zur Artenerfassung.....	196
8.5.1	Ziel der Erfassung.....	196
8.5.2	Auswahl geeigneter Biotoptypen.....	196
8.5.3	Methodik zur Erfassung der Flora.....	197
8.5.4	Indikatoren für die Flora.....	198
8.5.5	Methodik der Erfassung für die Fauna.....	199
8.5.6	Indikatoren für die Fauna.....	201
8.6	Pilotstudie zur Landschafts- und Biotopqualität.....	202
8.6.1	Ablauf der Erhebung.....	202
8.6.2	EDV-Organisation.....	203
8.6.3	Erfahrungen bei der Durchführung.....	203
8.7	Pilotstudie zur Artenerfassung.....	207
8.7.1	Ablauf der Erhebung.....	207
8.7.2	Erfahrungen bei der Durchführung.....	214
8.8	Auswertung.....	216
8.8.1	Ziele der Auswertung.....	216
8.8.2	Schätzung und Fehlerrechnung.....	222
8.8.3	Darstellung der Ergebnisse.....	228
8.8.3.1	Interpretation einer Beispieltabelle.....	228
8.8.3.2	Erhebungsmerkmale.....	232
8.8.3.3	Indikatoren.....	235
8.8.3.4	Stichprobenzufallsfehler und Stichprobenumfang.....	239
8.8.3.5	Standorttypen und Schichtung.....	244
8.8.3.6	Zusammenfassende Beurteilung.....	247
8.9	Konsequenzen für die Haupterhebung.....	248
8.10	Ergänzende Strukturindikatoren aus sekundärstatistischen Auswertungen.....	249
8.11	Revidierte Indikatorenliste zur physischen Struktur zum Ende der Testphase.....	250
9	Stoffe: Auswertung von Daten der Umweltbeobachtung.....	256
9.1	Rahmenbedingungen der Gewinnung von Sekundärdaten.....	257
9.2	Zur Datenlage: Beobachtungsprogramme auf Bundes- und Bund/Länder-Ebene (Machbarkeitsstudie I).....	264
9.2.1	Nutzbarkeit bestehender Programme.....	267
9.2.2	Beobachtungsdichte bei bundesweiten Meß- und Beobachtungsprogrammen.....	269

9.2.3	Beobachtungsdichte bei bestehenden sekundärstatistischen Auswertungen.....	270
9.2.4	Problem der Zuordnung von Meß- und Beobachtungspunkten zu Biotoptypen.....	271
9.2.5	Räumliche Aggregation zu Indikatorwerten.....	272
9.2.6	Ergebnisse der Machbarkeitsstudie I und Ausgangslage der Machbarkeitsstudie II.....	274
9.3	Fragebogenerhebung in 5 Bundesländern (Machbarkeitsstudie II).....	283
9.3.1	Erste und zweite Stufe der Fragebogenerhebung.....	284
9.3.2	Unterstützung der Fragebogenerhebung durch die Indikatorendatenbank.....	286
9.3.3	Ergebnisse der Machbarkeitsstudie II.....	287
9.4	Empirische Testphase: Indikatoren für Stoffe in den Akzeptorbereichen Boden und Grundwasser.....	298
9.4.1	Informationssystem Umweltindikatoren.....	299
9.4.1.1	Anforderungen und Nutzer.....	299
9.4.1.2	Rahmenbedingungen im Statistischen Bundesamt.....	299
9.4.1.3	Lösungsalternativen.....	300
9.4.1.4	Realisierung.....	302
9.4.1.5	Stand des Aufbaus des Informationssystems Umweltindikatoren.....	310
9.4.2	Übernahme von Daten aus drei Bundesländern.....	311
9.4.2.1	Akzeptorbereich Boden.....	311
9.4.2.2	Akzeptorbereich Grundwasser.....	320
9.4.2.3	Ergebnisse der Datenübernahme für länderspezifische Daten.....	320
9.4.3	Übernahme von Daten aus bundesweiten Beobachtungsprogrammen.....	322
9.4.3.1	Akzeptorbereich Boden.....	322
9.4.3.2	Akzeptorbereich Grundwasser.....	327
9.4.3.3	Ergebnisse der Datenübernahme für Daten aus bundesweiten Beobachtungsprogrammen.....	328
9.4.4	Ergebnisse aus dem Praxistest.....	329
9.4.4.1	Einschätzungen zur Ausfüllung der Zielmatrix.....	330
9.4.4.2	Vergleich von Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten.....	341
9.4.5	Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem Praxistest.....	351
9.5	Zusammenfassende Darstellung zu Realisierungschancen der Indikatoren.....	354
9.5.1	Übersichtsmatrix zu Machbarkeitskriterien und stoffbezogenen Indikatoren.....	354
9.5.2	Auswertungsergebnisse.....	363
9.5.3	Zentrale Faktoren.....	368
9.5.4	Weiteres Vorgehen.....	370
9.6	Aktueller Stand der Indikatoren für Stoffe.....	375
9.7	Trends der Indikatorenentwicklung.....	384
9.7.1	Beispiel Akzeptorbereich Grundwasser.....	385
9.7.1.1	Ausgangslage im Indikatorenprojekt.....	385
9.7.1.2	Erläuterungen zum Konzept des „Einheitlichen Grundwasserbeschaffungsmeßsystems“.....	387
9.7.1.3	Inhalte und Aussageebenen im Akzeptorbereich Grundwasser.....	388
9.7.2	Beispiel Akzeptorbereiche Boden und Gewässer.....	390
9.7.2.1	Akzeptor Boden.....	390
9.7.2.2	Akzeptor Gewässer.....	391
9.7.2.3	Zunehmende Bedeutung „biotopspezifischer“ Indikatorensets.....	396
9.7.3	Fazit.....	397
9.8	Möglichkeiten zur Verbesserung der Datengewinnung.....	398
9.8.1	Zur Dokumentation von Beobachtungsprogrammen.....	399
9.8.2	Politisch-administrative Handlungsfelder.....	401

TEIL IV: SCHLUSSFOLGERUNGEN

10	Zusammenfassung und Umsetzung des Indikatorensystems	405
10.1	Eignung der allgemeinen Konzepte und der Indikatorenlisten	405
10.2	Bausteine einer Ergebnispräsentation	407
10.3	Gemeinsame Darstellungsebenen für Stoffe und Struktur	409
10.4	Anzahl der Indikatoren	411
10.5	Umsetzungsüberlegungen	412
11	Vorschlag für die Weiterentwicklung der ökologischen Umweltbeobachtung	416
11.1	Varianten einer ökologischen Umweltbeobachtung	416
11.2	Schritte auf dem Wege zur Optimierung der ökologischen Umweltbeobachtung	421
12	Ausblick	424
Literaturverzeichnis		428
Anlage 1	Indikatorenkennblatt und Erläuterungen	445
Anlage 2	Synopse von Umweltbeobachtungsprogrammen in der Zuständigkeit des Bundes	454

Tabellen- Abbildungs- Schaubilder- Übersichtsverzeichnis

Tabellen:

Tab. 5.4.2-1	Relevante Indikatoren zu Beginn der Machbarkeitsstudien/Stoffperspektive..	144
Tab. 8.8.1-1	Bodenbedeckung in Deutschland 1990	218
Tab. 8.8.2-1	Flächenanteile von Biotoptypen in CORINE Land Cover - Nutzungspositionen 1995 im Testgebiet	223
Tab. 8.8.2-2	Flächenanteile von Biotoptypen in Landschaftstypen 1995 im Testgebiet	227
Tab. 8.8.3.1-1	Ausgewählte Indikatoren zum Einfluß des Menschen auf die Landschaft in Landschaftstypen und Standorttypen 1995 im Testgebiet	230
Tab. 8.8.3.2-1	Qualität von Grünlandbiotopen 1995 im Testgebiet	233
Tab. 8.8.3.3-1	Biotopvielfalt von Standorttypen 1995 im Testgebiet	236
Tab. 8.8.3.3-2	Anzahl flächenhafter Biotope sowie linien- und punktförmiger Biotope nach Standorttypen 1995 im Testgebiet	237
Tab. 8.8.3.3-3	Struktur der Pflanzengemeinschaften in Säumen nach Standorttypen 1996 im Testgebiet	238
Tab. 8.8.3.4-1	Ackerflächen in Landschaftstypen 1995 im Testgebiet	241
Tab. 8.8.3.4-2	Wildkrautbewuchs von Äckern 1995 nach Standorttypen in der Agrarfläche des Testgebiets	241
Tab. 8.8.3.4-3	Struktur der Pflanzengemeinschaften in Säumen nach Standorttypen im Testgebiet 1996	243
Tab. 8.8.3.5-1	Flächenanteil von Biotoptypen in Standorttypen 1995 im Testgebiet	245
Tab. 9.3.3-1	Schwerpunkte und Hauptfragestellungen der Machbarkeitsstudie II	287
Tab. 9.3.3-2	Rücklaufquoten der Fragebogenerhebung	288
Tab. 9.4.1.3-1	Vor- und Nachteile der Software-Komponenten ArcView / Access	301
Tab. 9.4.1.3-2	Vor- und Nachteile der Browser-Technologie	302
Tab. 9.4.1.4-1	Maßstabskonzept	303
Tab. 9.4.4.2-1	Anzahl von Meßpunkten nach Standorttypen	344
Tab. 9.4.4.2-2	Anzahl von Meßpunkten nach hydrogeologischen Einheiten	345
Tab. 9.4.4.2-3	Anzahl der Meßpunkte nach Standorttypen in hydrogeologischen Einheiten ..	347
Tab. 9.4.4.2-4	Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für pH-Werte	348

Tab. 9.4.4.2-5	Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für Al-Werte	349
Tab. 9.4.4.2-6	Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für Nitrat-Gehalte.....	350
Tab. 9.4.4.2-7	Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für Schwermetallgehalte im Grundwasser	350
Tab. 9.4.5-1	Stand der Datenlage: Anzahl der Meß- bzw. Beprobungspunkte: Akzeptor Boden	353
Abbildungen:		
Abb. 2.1-1	Die Indikatorenpyramide	28
Abb. 2.1-2	Unterschiedliche Indikatorentypen	31
Abb. 2.2-1	Qualitätsprofil unterschiedlicher statistischer Informationstypen	33
Abb. 3.2.2.1-1	Arbeitsfelder zur Erfassung der Mechanismen der Selbstorganisation von Ökosystemen.....	50
Abb. 3.2.2.1-2	Theoretische Grundlagen der Ökosystemforschung: Selbstorganisation und Thermodynamik	51
Abb. 3.2.2.1-3	Theoretische Grundlagen der Ökosystemtheorie: Gradienten und Ungleichgewichte	52
Abb. 3.2.2.1-4	Theoretische Grundlagen der Ökosystemtheorie: Hierarchien von Prozessen und Strukturen.....	53
Abb. 3.2.2.1-5	Raumzeitliche Untersuchungsebenen (Scales) der Ökosystemforschung.....	54
Abb. 3.2.2.1-6	Theoretische Grundlagen der Ökosystemforschung - dynamische Entwicklungszyklen (HOLLING-Zyklus)	55
Abb. 3.2.2.1-7	Theoretische Grundlagen der Ökosystemforschung: Holling-Zyklen auf verschiedenen raumzeitlichen Ebenen (Scales)	56
Abb. 3.2.2.2-1	Bewertung von Ökosystemzuständen am Beispiel eines hypothetischen Agrarökosystems	60
Abb. 3.2.2.2-2	Indikations-Hierarchie am Beispiel der Zielfunktion „Abnahme von Stoff- und Energieverlusten“	62
Abb. 3.2.3.2-1	Beobachtungsprogramm der „Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung“ - Pilotprojekt für Biosphärenreservate.....	66
Abb. 3.3.1-1	Ökonomie als Teil der Umwelt	74
Abb. 3.3.2-1	Darstellungsbereiche der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen	76
Abb. 4.2.2-1	Hierarchiestufen von Systemen und Beobachtungsebenen.....	89
Abb. 4.2.3-1	Hierarchieebenen von Akzeptoren.....	90
Abb. 4.3-1	Drei Blickwinkel der Beschreibung des Umweltzustandes und ihre Verknüpfung mit verschiedenen Beobachtungsmethoden	93
Abb. 4.4-1	Vergleich unterschiedlicher Erhebungsmethoden	97
Abb. 4.10-1	Umweltindikatoren mit Bezug zu Referenzwerten	116
Abb. 5.4.3-1	Datenbank Umweltindikatoren (Teil stoffliche Indikatoren).....	152
Abb. 8.2-1	Ablauf der Ökologischen Flächenstichprobe	183
Abb. 8.3.2-1	Ausgewählte Standorttypen in der CORINE - Landwirtschaftsfläche Brandenburgs und Berlins	188
Abb. 8.8.1-2	Flächenübersichten zu den Standorttypen.....	219
Abb. 8.8.1-3	Flächenanteile von Biotoptypen insgesamt 1995 im Testgebiet	221
Abb. 9.1-1	Verfahren der Datenerhebung sowie Auswertung von Ergebnissen der Umweltbeobachtung.....	263
Abb. 9.2.5-1	Räumliche Aggregation von Daten zu Indikatorenkennwerten.....	273
Abb. 9.3-1	Flußdiagramm zur Durchführung der Machbarkeitsstudie II	284
Abb. 9.3.2-1	Eingabemaske der Datenbankkomponente „Ansprechpartner“.....	286
Abb. 9.3.2-2	Auszug des Fragebogens aus dem Serienbriefdokument	287

Abb. 9.3.3-1	Einschätzung der Qualität des Fragebogenrücklaufs, unter besonderer Berücksichtigung der Merkmale Erhebungsdichte und Biotoptypzuordnung..	290
Abb. 9.3.3-2	Fragebogenauswertung nach Erhebungsfrequenz der Meßprogramme.....	292
Abb. 9.3.3-3	Fragebogenauswertung zur Biotoptypzuordnung.....	293
Abb. 9.4.1.4-1	Meta- und Kontextinformationen in GISU	306
Abb. 9.4.1.4-2	Anwendungsbeispiel Auswahl Objektklasse (Entwurf)	307
Abb. 9.4.1.4-3	Anwendungsbeispiel Umweltindikatoren (Entwurf)	308
Abb. 9.4.1.4-4	Anwendungsbeispiel „Umweltindikatoren“ (Entwurf).....	309
Abb. 9.4.1.4-5	Anwendungsbeispiel Darstellungsfunktion (Entwurf)	310
Abb. 9.4.4.2-1	Häufigkeiten der Meßpunkte bezogen auf Standorttypen	346
Abb. 9.4.4.2-2	Häufigkeiten der Meßpunkte bezogen auf hydrogeologische Einheiten	346
Abb. 9.5.2-1	Häufigkeit der erzielten Ränge.....	368

Karten

Karte 1: Standorttypen Deutschlands	163
Karte 2: Standorttypen der Flußtäler und Niederungen	165
Karte 3: Standorttypen des Flachlands	167
Karte 4: Standorttypen der Mittelgebirge.....	169
Karte 5: Standorttypen der Schichtstufenlandschaft	171
Karte 6: Standorttypen der Alpen und des Alpenvorlandes	173

Schaubilder:

Schaubild 1	Drei Blickwinkel der Beschreibung des Umweltzustandes und ihre Verknüpfung mit verschiedenen Beobachtungsmethoden	16
-------------	---	----

Übersichten:

Übersicht 3.2.4-1	Vergleich des ökosystemaren und des landschaftsökologischen Ansatzes der Umweltbeobachtung.....	71
Übersicht 3.3.3.3-1	Betrachtungsebenen der biologischen Vielfalt.....	80
Übersicht 4.8.2.2-1	CORINE Land Cover Nomenklatur der Bodenbedeckungen	106
Übersicht 5.1.2-1	Systematik der Biotop-/Ökosystemtypen in der Ökologischen Flächenstichprobe.....	120
Übersicht 5.1.2-2	Klassifikation der Ökosystem- bzw. Biotoptypen im Indikatorensystem	121
Übersicht 5.3-1	Indikatoren der Landschaftsqualität (Bodenbedeckungstyp „Landwirtschaftliche Flächen“)	130
Übersicht 5.3-2	Indikatoren der Biotopqualität für ausgewählte Biotoptypen.....	131
Übersicht 5.3-3	Indikatoren für Flora.....	133
Übersicht 5.3-4	Indikatoren für Fauna.....	134
Übersicht 5.3-5	Nationale Indikatoren der physischen Struktur aus vorhandenen Datenquellen	135
Übersicht 8.4.1-1	Indikatoren der Landschaftsqualität (Bodenbedeckungstyp „Landwirtschaftliche Fläche“)	193
Übersicht 8.4.2-1	Erhebungsmerkmale und deren Ausprägungen zum Indikator „Biotopqualität von Ackerland“	194
Übersicht 8.5.2-1	Biotoptypen bzw. -gruppen für die Erfassung von Flora und Fauna.....	197
Übersicht 8.5.5-1	Auswahl der für die Ökologische Flächenstichprobe geeigneten Artengruppen der Fauna in ausgewählten Biotoptypengruppen.....	200
Übersicht 8.7.1-1	Beispiel für Erhebungsbogen Flora	211
Übersicht 8.7.1-2	Erhebungsbogen für Wassermollusken im Pilotprojekt (Auszug)	212
Übersicht 8.7.1-3	Geländeerfassungsbogen für Vögel im Pilotprojekt (Auszug)	213
Übersicht 8.11-1	Indikatoren der Landwirtschaftsqualität (Bodenbedeckungstyp „Landschaftliche Flächen“)	251

Übersicht 8.11-2	Indikatoren der Biotopqualität für ausgewählte Biotoptypen.....	251
Übersicht 8.11-3	Indikatoren für Flora.....	254
Übersicht 8.11-4	Indikatoren für Fauna.....	255
Übersicht 8.11-5	Nationale Indikatoren der physischen Struktur aus vorhandenen Datenquellen.....	255
Übersicht 9.1-1	Zielmatrix.....	257
Übersicht 9.1-2	Indikatoren und Biotoptypenzuordnung in der Zielmatrix.....	260
Übersicht 9.2.6-1	Indikatoren und Informationsgrundlagen.....	276
Übersicht 9.4.2.1-1	Datenlage Akzeptor Boden.....	312
Übersicht 9.4.2.1-2	Datenübernahmespezifikationen.....	313
Übersicht 9.4.3.1-1	Relevante Beobachtungsprogramme auf Bundesebene für den Akzeptor Boden.....	322
Übersicht 9.4.3.2-1	Datenlage Akzeptor Grundwasser.....	327
Übersicht 9.5.1-1	Zusammenfassende Darstellung zu Realisierungschancen der Indikatoren....	358
Übersicht 9.5.2-1	Rangfolge der Indikatoren nach ihrer Bewertung.....	365
Übersicht 9.6-1	Aktuelle Liste der Indikatoren der Stoffe.....	376
Übersicht 9.7.1.2-1	Leitmeßgrößen des einheitlichen Grundwasserbeschaffenheits-Meßnetzes....	388
Übersicht 9.7.1.3-1	Beispielhafte Abgrenzung von Beeinflussungstypen mittels Schwellenwerten	389

Vorbemerkung

Die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) im Statistischen Bundesamt werden mit dem Ziel durchgeführt, die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen durch eine ökologische Buchhaltung zu ergänzen und die Wirtschaftsstatistik in den notwendigen Zusammenhang mit der Umweltstatistik zu stellen. Die Arbeiten hierzu werden in fünf verschiedenen Themenbereichen geleistet:

- Material- und Energieflußrechnungen, Rohstoffverbrauch, Emittentenstruktur,
- Nutzung von Fläche und Raum,
- Indikatoren des Umweltzustands,
- Maßnahmen des Umweltschutzes, Investitionen und Ausgaben,
- Unterstellte Vermeidungskosten zur Erreichung von Standards im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung.

Konzepte und Ergebnisse aus diesen Themenbereichen werden in unregelmäßigen Abständen veröffentlicht. Mit dem vorliegenden Band werden die Ergebnisse eines Forschungsvorhabens des Statistischen Bundesamtes und der Forschungsstelle für Umweltpolitik Berlin veröffentlicht. Dieses hatte zum Ziel, für die Einbeziehung des Themenbereichs „Umweltzustand“ in die UGR inhaltliche und methodische Konzepte zu entwickeln und ihre Umsetzbarkeit zu testen. Es bildet somit die Grundlage für weitere Arbeiten zu diesem Themenbereich in den UGR. Das Vorhaben wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) gefördert.

Die Autoren wurden bei den gesamten Arbeiten in besonderem Maße von Frau Hannelore Gemblar im Statistischen Bundesamt und Herrn Andreas Corsten bei der Forschungsstelle für Umweltpolitik Berlin (FFU) unterstützt. Im Statistischen Bundesamt danken wir zudem Wolf Bihler und Dr. Heidrich-Riske für ihre unentbehrliche Mitarbeit bei der Konzeption und der Realisierung des Stichprobenkonzepts der Ökologischen Flächenstichprobe, bei der FFU Berlin Wolfgang Tietz für die Unterstützung der Forschungsarbeit bei der technischen Erstellung.

Für fachliche Unterstützung bedanken wir uns bei Mitarbeitern verschiedener wissenschaftlicher Einrichtungen und bei Fachbehörden des Bundes, insbesondere auch des Umweltbundesamtes, die im Rahmen bilateraler Zusammenarbeit, bei Beratungen und Workshops zur Entwicklung der Konzepte beigetragen haben. Viele Dienststellen vor allem der Bundesländer Berlin, Brandenburg und Baden-Württemberg haben das Forschungsvorhaben außerdem durch Angaben zur empirischen Datenlage im stofflichen Bereich unterstützt.

Besonders hilfreich waren die Beiträge aus dem Kreis des projektbegleitenden Beirats, dem Dr. Andre Keitel (Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe), Dr. Heribert F. Kerner (Freising), Dörte Meyer-Marquart (Sachverständigenrat für Umweltfragen) und Dr. Felix Müller (Ökologiezentrum der Universität Kiel) angehörten. Eine enge Kooperation über den gesamten Projektzeitraum bestand mit Mitarbeitern des Bundesamtes für Naturschutz (BfN, Bonn) im Rahmen einer Arbeitsgruppe zur Entwicklung der Ökologischen Flächenstichprobe. Ohne die fachliche Unterstützung und die engagierte Mitarbeit von Dr. Udo Bohn, Rainer Dröschmei-

ster, Uwe Riecken und Dr. G. Wolf wäre das Konzept nicht in dieser Form zustande gekommen. Hierzu haben ferner Dr. Hans-E. Back, Marie-Sophie Rohner und Dr. Sabine Willecke (Firma Naturnah, Bonn) sowie Dr. Francis Foeckler, Thomas Herrmann und H. Schmidt (Firma ÖKON, jetzt Regensburg) mit großem Engagement beigetragen.

Die Zusammenstellung und Redaktion des Forschungsberichts wurde im Statistischen Bundesamt vorgenommen. Die Verantwortung für Inhalt und Darstellung der einzelnen Kapitel liegt bei den Autoren und verteilt sich in folgender Weise auf die Auftragnehmer Statistisches Bundesamt (StBA) und Forschungsstelle für Umweltpolitik Berlin (FFU): Die Abschnitte 2.3, 4.8.3, 5.4 und 9 wurden von der Forschungsstelle für Umweltpolitik Berlin verfaßt; die dort vorgestellten Überlegungen geben inhaltlich die Einschätzung der FFU wieder. Für die übrigen Abschnitte liegt die inhaltliche Verantwortung beim StBA. Zu den Abschnitten 2.1, 2.2.3, 3.1, 4.7, 4.8.2.3, 4.10, 5.3 und 12 liegen auch Textbeiträge der FFU vor, die teilweise in die textliche Darstellung eingeflossen sind. Ebenso hat das StBA wichtige Teilbeiträge zu Abschnitten der FFU geliefert.

Zusammenfassung

1 Projektziel und -organisation

Die politischen Rahmenbedingungen für die wirtschaftliche und gesellschaftliche Entwicklung sind von einer angemessenen Einschätzung der **Folgen ökonomischen Handelns auf die Umwelt** abhängig. Bis heute fehlen jedoch Informationen, die eine Aussage darüber erlauben, inwieweit unser Wohlstand und unser ökonomischer Erfolg zukunftsfähig erwirtschaftet werden. Vor diesem Hintergrund haben die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) im Statistischen Bundesamt die Aufgabe, die ökonomische durch eine ökologische Buchhaltung zu ergänzen und die Wirtschaftsstatistik in den notwendigen größeren Zusammenhang mit der Umweltsituation zu stellen. Dies bedeutet, die Ökonomie als einen der Umwelt untergeordneten, abhängigen Faktor zu betrachten.

Zur Darstellung der Wechselwirkungen von Umwelt und Wirtschaft werden in letzter Zeit verstärkt **Indikatoren** entwickelt, die Indikatoren zur ökonomischen Nutzung der Umwelt (pressure), zum Umweltzustand (state) und zu Maßnahmen als Reaktion auf Umweltverschlechterungen (response) enthält. Die Überprüfung der kurzfristigen Umsetzbarkeit dieses Ansatzes für Deutschland wurde vom Umweltbundesamt mit dem Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung im Rahmen des Vorhabens „Weiterentwicklung von Umweltindikatoren-systemen für die Umweltberichterstattung“ 1996 abgeschlossen. Dabei wurde eine Erweiterung des Indikatorensets für eine nationale Darstellung vorgeschlagen. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat in seinem Gutachten von 1994 die Bildung von zielbezogenen Umweltindikatoren ausführlich diskutiert und im Gutachten von 1996 empfohlen, u.a. die Arbeiten am vorliegenden Umweltzustandsindikatorensystem weiter zu forcieren. Weiter gefaßt ist der Ansatz des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung „Globale Umweltveränderung“, der die Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren unter Berücksichtigung ökologischer und sozio-ökonomischer Dimensionen an einem „Syndrom“-Konzept orientiert. Ferner arbeitet auch die Kommission für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen an einem Indikatorensystem zur nachhaltigen Entwicklung, das derzeit in Deutschland getestet wird und im Bereich der Umweltindikatoren Parallelen zum OECD-Ansatz aufweist, darüberhinaus aber auch Indikatoren zur wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung enthält (siehe Abschnitt 1.2).

Während diese Indikatoren-systeme die Beziehungen von Wirtschaft und Umwelt umfassend zu beschreiben versuchen - was eher dem Darstellungsbereich der gesamten UGR vergleichbar ist - hat das **Indikatorenprojekt** im Rahmen der UGR des Statistischen Bundesamtes eine **speziellere Aufgabe**. Ziel des vorliegenden Projekts ist es, ein operationalisiertes und umsetzbares Indikatoren-system zum Umweltzustand zu entwickeln, das über die nationale Darstellung hinaus auch eine räumliche Gliederung zur Berücksichtigung unterschiedlicher naturräumlicher bzw. standörtlicher Bedingungen ermöglicht. Dabei sollen die Ergebnisse der deutschen Ökosystemforschung soweit als möglich einbezogen werden. Mit dem Indikatoren-system werden somit die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf den Zustand der Umwelt bzw. das Naturvermögen dargestellt. Es soll damit auch Anhaltspunkte zur Beurteilung der Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen liefern. Das Indikatoren-system bildet im Bereich „Umweltzustand“ (im Sinne von „state“ des OECD-Ansatzes) eine nationale Ergänzung und qualitative Erweiterung von auf dem OECD-Konzept aufbauenden Ansätzen und soll geeignet sein, im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR)

zukünftig den Umweltzustand in Deutschland in regelmäßigen, periodischen Berichten zu beschreiben (siehe Abschnitt 1.2).

Andere, für die Darstellung der Wechselwirkungen von Umwelt und Wirtschaft wichtige **Themenbereiche** wie Belastungen der Umwelt durch wirtschaftliche Aktivitäten (Material- und Energieverbrauch, Emissionen, Nutzung von Fläche und Raum) und menschliche Aktivitäten zum Schutz der Umwelt (Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen, unterstellte Vermeidungskosten zur Erreichung nachhaltiger Standards) werden in den UGR mit Hilfe von Gesamtrechnungsmethoden bzw. mit Hilfe eines geographischen Informationssystems dargestellt. Ergebnisse dieser Themenbereiche lassen sich selbstverständlich auch zu Indikatoren verdichten; dies betrifft jedoch nicht unmittelbar das Projekt (siehe Abschnitt 3.3.4).

Im Projekt wurde neben der Ausarbeitung des Indikatorensystems in einem **theoretischen Teil** auch ein **Praxistest** durchgeführt, in dem die Implementierung ausgewählter Teilbereiche des Systems in einem Testgebiet untersucht wurde. Zusätzlich wurden zur internen Dokumentation in Kennblättern bzw. einer Datenbank die ausgewählten Indikatoren sowohl im Hinblick auf Abgrenzungen, Methoden und Aussagemöglichkeiten als auch auf die Verfügbarkeit von Daten beschrieben.

Die Projektlaufzeit betrug 3 Jahre und endete im Frühjahr 1997. Die Leitung des Projektes lag beim Statistischen Bundesamt. Die Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin (FFU) war wichtigster Auftragnehmer und Partner. Ein Teilprojekt, die Ökologische Flächenstichprobe, wurde mit der Unterstützung privater Firmen bearbeitet (im konzeptionellen Teil insbesondere NATURNAH, Bonn, und ÖKON, Lohhof/München). Bei Teilprojekten bestand zudem eine enge **Kooperation** mit weiteren fachlich betroffenen Institutionen wie dem Bundesamt für Naturschutz und Ökosystemforschungszentren. Der inhaltliche Umfang des Projektes machte es erforderlich, daß zum Abschluß wichtiger Arbeitsblöcke Expertenrunden zur Akzeptanz, Plausibilität und Praktikabilität des Indikatorensystems durchgeführt wurden (Begleitkreis des Projektes). Die Grundkonzepte des Ansatzes wurden auf verschiedenen Veranstaltungen präsentiert und am 29.10.1996 auf dem ausschließlich auf die Projektinhalte bezogenen Workshop „Umweltzustandsindikatoren in den UGR - Diskussion des Zwischenberichts“ erläutert und diskutiert.

2 Darstellungsgegenstand

Mit der Beschreibung des Umweltzustandes in den UGR wird eine Bestandsaufnahme (Inventur) wichtiger Teile des inländischen **Naturvermögens** angestrebt. Unberücksichtigt bleiben dabei vorerst der Mensch selbst als Betroffener von Umweltbelastungen (Gesundheitsaspekt), umweltbedingte Schäden an Artefakten und Bauwerken (als Bestandteilen des produzierten Vermögens) oder auch umweltbedingte Beeinträchtigungen wirtschaftlicher Nutzungen (siehe Abschnitt 4.2.1).

Die natürliche Umwelt mit ihren lebenden und unbelebten Elementen läßt sich von der globalen Biosphäre bis zur Ebene der chemischen Elemente oder Moleküle in verschiedene **Hierarchieebenen** gliedern, die gleichzeitig unterschiedliche Komplexitätsgrade aufweisen. Ein systematisches, konsistentes Gesamtbild vom Umweltzustand muß auf harmonisierten, räumlich

und sachlich abgegrenzten Einheiten aufbauen. Diese werden als „Akzeptoren“ (Rezeptoren) bezeichnet. Drei Hierarchieebenen von Akzeptoren werden im Hinblick auf eine Darstellung aus Bundessicht als wichtig erachtet (siehe Abschnitt 4.2.2):

1. **Landschaften**, verstanden als räumliche Zusammenfassungen von Ökosystemen in Naturräumen bzw. kleinflächigen Bodenbedeckungseinheiten. Bei den Naturräumen ist eine Gliederung nach acht Großlandschaften, bei den Bodenbedeckungstypen zunächst nach drei Bedeckungstypen vorgesehen.
2. **Ökosystemtypen bzw. Biotoptypen** als sachliche Zusammenfassungen von gleichartigen Ökosystemen. Da sich auch Landschaften aus Ökosystemen zusammensetzen, kommt letzteren als statistischen Einheiten (Beobachtungs- und Darstellungseinheiten) im Indikatorensystem zentrale Bedeutung zu. Entsprechend wurde eine Gliederung mit den sechs Hauptökosystemtypen Wattenmeer, Gewässer, Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen und sonstige technische Ökosystemtypen verwendet, die in einer zweiten Stufe weiter nach insgesamt 27 Ökosystemtypen differenziert werden. Da es schwerfällt, derartige Ökosysteme als funktionelle Einheiten in der Praxis trennscharf und flächendeckend abzugrenzen und da insbesondere Tierarten unterschiedlich komplexe Raumeinheiten beanspruchen, wird aus pragmatischen Gründen die Gliederungseinheit „**Biotop**“ stellvertretend für den Begriff „Ökosystem“ benutzt, da sie eine entsprechende Abgrenzung ermöglicht.
3. Einzelne **Umweltbestandteile**, die wie Tiere, Pflanzen, Böden und Sedimente in der Regel einzelnen Ökosystemtypen zugeordnet werden können, sowie nicht einzelnen Ökosystemen zuzuordnende Bestandteile wie Atmosphäre und Grundwasser.

Das **Vorkommen der Darstellungseinheiten** auf den ersten beiden Akzeptorebenen wird in den UGR in Form von Flächenbilanzen abgebildet. Die umfassende quantitative Darstellung des Vorkommens der Darstellungseinheiten in Flächeneinheiten ist somit der Beschreibung der Umweltqualität vorgelagert. Die Erstellung von Flächenbilanzen für die Bodenbedeckungseinheiten, die Hauptökosystemtypen und die Ökosystemtypen ist bei einer Umsetzung der im Projekt entwickelten Ökologischen Flächenstichprobe (siehe unten) problemlos möglich. Sie stehen allerdings nicht in Form jährlicher Zeitreihen, sondern nur in mehrjährigen Abständen zur Verfügung. Dies erscheint im Hinblick auf die Dynamik der tatsächlich vorkommenden Änderungen angemessen.

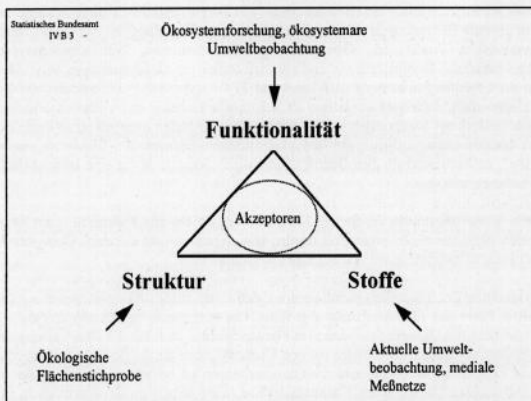
3 Drei Blickwinkel der Umweltbeobachtung

Die **Qualität** der zu einem Zeitpunkt vorhandenen Landschaften, Ökosystemtypen und Umweltbestandteile wird im Indikatorensystem unter **drei verschiedenen Blickwinkeln** betrachtet:

- Unter dem Blickwinkel **Funktionalität** von Landschaften und Ökosystemen werden integrative Aussagen über die Landschaften bzw. Ökosysteme als Ganzes angestrebt, d.h. in welchem Zustand sie sich befinden und inwieweit sie funktionieren. Entsprechende Indikatoren zu Produktion, Effizienz oder Stoffkreisläufen in Ökosystemen oder zu ihrer Organisation bzw. Diversität können bisher nur schwer direkt statistisch gemessen werden.

- Bei der physischen **Struktur** von Landschaften und Ökosystemtypen steht das äußere Erscheinungsbild im Vordergrund, in dem sich die Folgen struktureller Eingriffe des Menschen durch die ökonomische Nutzung bzw. Änderung von Flächen niederschlagen.
- Unter dem Blickwinkel der **Stoffe** wird der Umweltzustand im Hinblick auf stoffliche Belastungen und Anreicherungen der Akzeptoren dargestellt.

Schaubild 1: Drei Blickwinkel der Beschreibung des Umweltzustands und ihre Verknüpfung mit verschiedenen Beobachtungsmethoden



Die drei Blickwinkel lassen sich mit den **unterschiedlichen Hierarchieebenen** der Umweldarstellung verknüpfen: Die Funktionalität und die Struktur werden auf den Ebenen der Landschaften und Ökosystemtypen und die Stoffe auf den Ebenen von Ökosystemtypen und von Umweltbestandteilen beobachtet. Ökosystemtypen bilden somit die gemeinsame Ebene für die Beobachtung des Umweltzustands aus den verschiedenen Blickwinkeln.

Aus pragmatischen Gründen werden diese drei Perspektiven der Umweltbeobachtung mit ihren aktuell praktizierten Erfassungsmethoden vorläufig als methodisch verschiedene Ansätze verstanden, die den Umweltzustand mit **unterschiedlichem Aussagegehalt** beschreiben. Während die Funktionalitätsindikatoren theoretisch die beste Konsistenz aufweisen, aber kurzfristig nicht in repräsentativer Art zu nationalen Ergebnissen führen, geben die stofflichen und die Strukturindikatoren etwas von der theoretischen Konsistenz auf, sind dafür aber kurzfristig umsetzbar. Langfristig muß ein Ziel jedoch darin bestehen, die unterschiedlichen

Blickwinkel inhaltlich soweit wie möglich einander anzunähern bzw. zu integrieren, da Funktionalitätsindikatoren auch stoffliche und strukturelle Aspekte abbilden. Vorläufig ist eine Unterscheidung der drei Blickwinkel allerdings unumgänglich. Die inhaltlich konsistente Integration in ein Gesamtsystem erfordert zukünftig weitere Forschung auf dem Gebiet der Ökosystemtheorie und der Ökotoxikologie, um die Zusammenhänge von stofflichen und strukturellen Aspekten mit der Funktionsweise von Ökosystemen weiter zu klären (siehe Abschnitte 4.3 und 11).

4 Raumgliederung

Die Wahl von Raumgliederungen zur Darstellung des Umweltzustands muß - sieht man von Kriterien wie Nachvollziehbarkeit, Konsistenz und Datenverfügbarkeit ab - an den dargestellten Sachverhalten und den angestrebten Aussagezielen orientiert werden. Eine Raumgliederung soll die Aussagekraft erhöhen und sinnvolle Interpretationen und Bewertungen der Ergebnisse ermöglichen. Eine für die Umweltzustandsbeschreibung in den UGR geeignete Raumgliederung sollte die unterschiedlichen Standortbedingungen in Deutschland widerspiegeln. Weitere Anforderungen bilden die Eignung, räumliche Kumulationen von Umweltproblemen abzubilden, ein Differenzierungsgrad aus Sicht der Bundesebene, die einheitliche Nutzbarkeit für alle Indikatoren, die zeitliche Stabilität sowie die Kompatibilität mit Raumgliederungen in anderen UGR-Themenbereichen. Gemessen an diesen Anforderungen kommen nur wenige der vorhandenen Gliederungen für das Indikatorenprojekt grundsätzlich in Betracht. In der Regel erfüllen typisierende Raumgliederungen die genannten Anforderungen besser. Die vorhandenen typisierenden Ansätze wurden jedoch alle mit anderen Zielsetzungen konzipiert. Insofern erschien es sinnvoll, im Projekt eine neue Raumtypisierung zu erstellen.

Mittels einer Clusteranalyse wurde eine Gliederung von Deutschland in 28 **Standorttypen** und fünf Landschaftstypen entwickelt. Unter dem Begriff „Standorttyp“ wird im Rahmen des Umweltindikatoren-Projekts ein Raumtyp verstanden, der durch möglichst homogene natürliche Ausstattung charakterisiert ist. Dies umfaßt die Bereiche Boden, Wasserhaushalt, Klima, Geologie und Morphologie. Landschaftstypen wurden durch eine Zusammenfassung mehrerer Standorttypen - vorwiegend unter geologischen Gesichtspunkten - gebildet (siehe Abschnitte 4.8.2.4 und 6). Das grundlegende Vorgehen wurde bei Expertendiskussionen gutgeheißen und hat sich im Rahmen der Praxistests bewährt. Verbesserungsvorschläge, die eher Detailspekte betreffen, sollen in eine Überarbeitung der Standorttypengliederung einfließen. Nach den bisherigen Erfahrungen bei den Auswertungen in den Praxistests liegt es jedoch nahe, im Rahmen der Überarbeitung zu versuchen, die Zahl auf 20-25 Standorttypen zu reduzieren und bei der Bildung von Landschaftstypen alternative Vorgehensweisen zu testen (siehe Abschnitte 6.6 und 8.8.3.5). Die Abbildung von Ökosystemtypen in Standorttypen (bzw. in Landschaftstypen) bleibt somit für das Indikatorensystem als Orientierung die zentrale Darstellungsebene für Ergebnisse.

5 Indikatoren

Zur Abbildung der Umweltqualität wurden **Indikatoren** für die drei Blickwinkel Funktionalität, Struktur und Stoffe getrennt entwickelt. Dafür sprachen die unterschiedlichen Datenquellen und die damit verbundene Datenqualität. Dabei wurden bisher deskriptive Indikatoren entwickelt. Dies entspricht der Zielsetzung der UGR als Berichtssystem und der Arbeitsweise

der amtlichen Statistik. Das Setzen von Umweltqualitätszielen oder Standards ist nicht Gegenstand der UGR. Normative Indikatoren, die neben der deskriptiven Darstellung einer Umweltsituation auch eine entsprechende Zielgröße (einen Soll-Wert) enthalten, werden vielfach in der Nachhaltigkeitsdiskussion gefordert. Ihre Bildung setzt jedoch das Vorhandensein akzeptierter Zielwerte voraus (siehe Abschnitt 4.10).

Bei den **Funktionalitätsindikatoren** liegt ein entsprechend operationalisiertes Indikatorenset derzeit noch nicht vor. Hier erscheinen zunächst Weiterentwicklungen der Modelle, insbesondere aber auch definitorische Präzisierungen der Indikatoren sowie teilweise eine Standardisierung der Meßmethoden notwendig. Die Konzentration der Messungen auf die vorhandenen Forschungsräume erlaubt jedoch auf absehbare Zeit noch keine im statistischen Sinne repräsentative Aussage über die Funktionalität von Ökosystemen in Deutschland. Trotzdem ist es aus zwei Gründen sinnvoll und notwendig, den Blickwinkel der Funktionalität mit gleicher Intensität wie die der Stoffe und Struktur weiterzuverfolgen:

- Die Entwicklung der Funktionalitätsindikatoren birgt das Potential, die immer noch sehr hohe Zahl der deskriptiven Indikatoren durch eine inhaltliche Verschmelzung bzw. Auflösung der drei Blickwinkel zu reduzieren.
- Stoffliche und strukturelle Indikatoren lassen sich im vorliegenden Konzept zwar auf gleiche Darstellungseinheiten wie Ökosystemtypen beziehen. Will man dann aber nicht bei der isolierten Interpretation der einzelnen Indikatoren für einen Ökosystemtyp stehen bleiben, sind die Funktionalitätsgesichtspunkte eine wichtige Voraussetzung für eine sinnvolle, zusammenfassende Ergebnisinterpretation.

Zur physischen **Struktur** von Landschaft und Ökosystemen werden insbesondere im Rahmen einer im Projekt entwickelten „**Ökologischen Flächenstichprobe**“ (ÖFS) neue Konzepte und Indikatoren entwickelt, da bisher zwar viele Einzeldaten, aber nur wenige methodisch compatible Informationen zu diesem Bereich für Deutschland vorliegen. Die ÖFS sollte aber nicht nur unter dem Gesichtspunkt der Indikatorenbildung beurteilt werden. Vielmehr kann sie als wichtiger Beitrag zur ökologischen Umweltbeobachtung, wie sie im Regierungsentwurf zur Novelisierung des Bundesnaturschutzgesetzes gesetzlich verankert ist, gesehen werden (siehe auch Abschnitt 11). Die Ziele der ÖFS sind nicht allein auf die Datenerfassung zur Indikatorenbildung beschränkt. Vielmehr bildet die Flächenstichprobe aus Bundessicht ein Basisinstrument für eine statistisch repräsentative ökologische Umweltbeobachtung, dessen Ergebnisse so weit wie möglich auch für Fachplanungen auf Bundesebene herangezogen werden sollen (siehe Abschnitt 8.1).

Mit der ÖFS werden Daten zur Landschaftsqualität, zur Biotopqualität und zum Artenvorkommen repräsentativ erfaßt. Hierzu wurden standardisierte **Konzepte und Erfassungsmethoden** unter Berücksichtigung des derzeitigen wissenschaftlichen Diskussionsstands entwickelt, die eine direkte praktische Umsetzung ermöglichen (siehe Abschnitte 8.2, 8.4 und 8.5). In zufällig ausgewählten Flächen werden entsprechende Daten primärstatistisch erhoben. Anschließend werden die Ergebnisse auf Deutschland hochgerechnet. Entsprechend wurden ein Stichprobendesign sowie Programme für die Hoch- und Fehlerrechnung ausgearbeitet (siehe Abschnitt 8.3).

Bei einer **Pilotstudie** in landwirtschaftlichen Bodenbedeckungseinheiten in Brandenburg, Thüringen und Berlin standen - wie es bei einem neuen Erhebungsinstrument unumgänglich ist - vorwiegend methodische Zielsetzungen zur Überprüfung der Umsetzbarkeit und der Aussage-

fähigkeit der ÖFS im Vordergrund (siehe Abschnitte 8.6 und 8.7). Ergebnisse werden im Rahmen des vorliegenden Berichts bezogen auf diese Zielsetzungen der Pilotstudie dargestellt. Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß sich die ÖFS-Konzepte in der Pilotstudie weitgehend als praxistauglich bewährt haben. Wichtige Erkenntnisse hat die Pilotstudie in einer Vielzahl von Details geliefert, bei denen vor dem Hintergrund der Erfahrungen kleinere Konzeptanpassungen bzw. Ergänzungen sinnvoll erscheinen (siehe Abschnitte 8.8 und 8.9).

Im Hinblick auf die Darstellung des Umweltzustandes liefert die ÖFS zunächst eine Bestandsaufnahme der in Deutschland vorkommenden Ökosysteme in Form der bereits erwähnten Flächenbilanzen. Darüberhinaus lassen sich aus der ÖFS **Indikatoren** auf unterschiedlichen Ebenen ableiten: Die Ergebnisse auf der Landschaftsebene werden anhand von jeweils etwa 10 Indikatoren für drei Bodenbedeckungstypen (landwirtschaftliche Flächen, Wälder und naturnahe Flächen einschließlich Feuchtgebiete) dargestellt. Die Biotopqualität wird je Ökosystemtyp mit einem aggregierten Indikator bzw. 3-6 einzelnen Indikatoren abgebildet. Auf der Artenebene werden für je einen Ökosystemtyp 21 Indikatoren zur Flora und je Artengruppe vier Indikatoren zur Fauna vorgeschlagen. Insbesondere bei den Indikatoren zu Flora und Fauna soll im Rahmen des Indikatorensystems auf der **Basis** intensiver fachlicher Diskussion der Ergebnisse der Pilotstudie noch eine Reduktion erfolgen.

Bei der Darstellung der strukturellen Indikatoren ist die **Gliederungsebene** der 27 **Ökosystemtypen** der Ebene der 6 Hauptökosystemtypen eindeutig vorzuziehen. Innerhalb der Hauptökosystemtypen ist die Struktur der einzelnen Ökosysteme in der Regel zu unterschiedlich, um die Biotopqualität unter strukturellen Gesichtspunkten fachlich sinnvoll mit denselben Merkmalen abzubilden.

Stoffbezogene Indikatoren bilden durch die einheitlichen Aussageebenen der Ökosysteme und Umweltbestandteile auch auftretende Mehrfachbelastungen ab. So werden etwa Pflanzen sowohl von oben über den Eintragungspfad der Luft als auch von unten über den Eintragungspfad Boden durch unterschiedliche Stoffe beeinflusst. Dabei werden verschiedene Indikator Typen unterschieden: Mediale Belastungsindikatoren zeigen stoffliche Belastungen eines Raumes über die Transportmedien Wasser und Luft. Direkte stoffliche Belastungsindikatoren zeigen unmittelbar ausgebrachte Stoffe (z.B. Düngemittel) an. Akumulations-, Wirkungs- und Risikoindikatoren kennzeichnen dagegen Veränderungen bzw. Risiken bei den Akzeptoren selbst. Die Auswahl der Indikatoren erfolgte einerseits nach inhaltlichen Schwerpunkten, andererseits unter Berücksichtigung der vorhandenen Meßnetze und Beobachtungsprogramme. Je nach Ausgestaltung und Dichte der Meßnetze bzw. Beobachtungsprogramme ist hier die Datenqualität sehr heterogen (und zumeist im statistischen Sinne nur eingeschränkt repräsentativ) und der fachliche und räumliche Differenzierungsgrad unterschiedlich (siehe Abschnitte 5.4 und 9).

Stoffliche Daten sind in Deutschland nicht für alle Ökosystemtypen, sondern nur für etwa die Hälfte der 27 Ökosystemtypen für sekundärstatistische Auswertungen verfügbar. Insbesondere bei den Hauptökosystemtypen Gewässer, Agrarökosysteme und sonstige naturnahe Ökosysteme liegen nur für **ausgewählte Ökosystemtypen** Daten vor. Die sechs Hauptökosystemtypen eignen sich damit eher zur Strukturierung des Indikatorensystems, weniger für eine Darstellung von Ergebnissen. In der im Projekt erarbeiteten Liste der stofflichen Indikatoren wird jeder Ökosystemtyp mit 15 - 20 Indikatoren abgebildet. Für die nicht auf Ökosysteme bezogenen Umweltbestandteile (Atmosphäre und Grundwasser) werden insgesamt 15 Indikatoren vorgeschlagen (siehe Abschnitt 9).

Wie bei vielen der vorliegenden Umweltindikatorensysteme kann somit auch hier dem ursprünglichen Anspruch, eine möglichst kleine, überschaubare **Zahl von Indikatoren** zu formulieren, noch nicht Rechnung getragen werden. Die Gründe für die relativ hohe Indikatorenzahl sind insbesondere darin zu sehen, daß zum einen die Umweltqualität zu komplex ist, als daß sie auf einer deskriptiven Ebene leicht und konsensfähig auf wenige Indikatoren reduziert werden kann. Zum anderen ist es methodisch auch innerhalb der einzelnen Darstellungsbereiche oft schwierig, entweder konsensfähig einen oder wenige Indikatoren auszuwählen oder unterschiedliche vorhandene Indikatoren zu einem Indikator zu aggregieren. Die relativ hohe Indikatorenzahl muß aber vor dem Hintergrund unterschiedlicher Verwendungszwecke der Umweltqualitätsindikatoren differenziert betrachtet werden. In einem Gesamtsystem wie den UGR, das nicht nur auf hoher nationaler Aggregationsebene, sondern auch auf einer Mesoebene eine Informationsbereitstellung anstrebt (siehe auch Abschnitte 2.2 und 3.3), stellt die vorliegende Indikatorenzahl nicht per se ein Problem dar. Der Anspruch eines komprimierten, leicht überschaubaren Systems mit wenigen, aussagekräftigen Indikatoren für politische Entscheidungsprozesse wird damit aber nicht obsolet. Vielmehr bleibt es bestehen, um auch Nicht-Umweltexperten einen Zugang zu dieser schwierigen Materie zu eröffnen, damit sie in anderen Politikbereichen und allgemeinen demokratischen Prozessen der Willensbildung ihren Niederschlag finden kann.

Die in den Abschnitten 8.11 und 9.6 abschließend zusammengestellten **Indikatorenlisten** stehen für den Wissensstand am Ende des Indikatorenprojekts. Sie enthalten für Struktur und Stoffe ein im Prinzip umsetzbares Set deskriptiver Indikatoren, das geeignet ist, die Umweltqualität in Deutschland national und in den meisten Fällen darüber hinaus auch nach räumlichen Einheiten differenziert darzustellen. Die Entwicklung des Indikatorensystems kann damit aber nicht als abgeschlossen gelten. Vielmehr handelt es sich um einen Prozeß stetiger Weiterentwicklung, Ergänzung und Überarbeitung unter Berücksichtigung neuer Erkenntnisse und Erfahrungen. Offen ist auch noch, wie sich die Umweltindikatorenberichterstattung in Deutschland auf der Basis des Indikatorenprojekts des Umweltbundesamts in Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (siehe Abschnitt 1.2) entwickeln wird und ob hier eine weitere Abstimmung der Indikatoren auf nationaler Ebene sinnvoll erscheint. Der jetzige Stand stellt daher einen ersten Schritt dar, der als sinnvoller Startpunkt für die Umsetzungsarbeiten zu verstehen ist.

6 Umsetzung

Auf der Basis der entwickelten Konzepte und Methoden werden insbesondere

- Flächenbilanzen zum Vorkommen von Landschaften (im Sinne von Bodenbedeckungstypen) und Ökosystemtypen,
- Übersichtsdarstellungen mit Umweltqualitätsindikatoren auf nationaler Ebene zur Landschaftsqualität, zur Ökosystemqualität, zu den Umweltbestandteilen sowie zu Umweltthemen und
- systematische Darstellungen der Umweltqualitätsindikatoren auf einer Mesoebene, insbesondere differenziert nach Ökosystemtypen in Standorttypen und Naturräumen

angestrebt (siehe Abschnitte 10.2 und 10.3). Kurz- und mittelfristig erscheint ein schrittweises Vorgehen sinnvoll, das einen sukzessiven Ausbau der **Ergebnisdarstellung** ermöglicht.

Ein erster Schritt ist die Überarbeitung der **Standort- und Landschaftstypengliederung** auf der Basis der vorliegenden Anregungen von Experten und der Erfahrungen bei den Auswertungen in den praktischen Tests.

Von zentraler Bedeutung ist die Einführung der **Ökologischen Flächenstichprobe**. Nur mit diesem Instrument besteht derzeit die Aussicht, für Deutschland repräsentativ die zentralen Darstellungseinheiten einer ökologischen Umweltbeobachtung, die Ökosystem- bzw. Biotoptypen, zunächst in ihrem Vorkommen zu erfassen (Flächenbilanzen) und anschließend die Struktur von Landschaft und Ökosystemen bezüglich der Bereiche Landschaftsqualität, Biotopqualität und Artenvorkommen zu beschreiben. Im Hinblick auf strukturelle Aspekte erscheint es mit der ÖFS denkbar, die Vielfalt der Natur im Hinblick auf Landschaften und Ökosysteme umfassend darzustellen. Stoffliche Betrachtungen sind zwar genauso unverzichtbar, sie haben aber im vorliegenden Konzept - allein schon aus Kostengründen - zumeist einen selektiveren Charakter im Hinblick auf die Stoffauswahl und die einbezogenen Ökosystemtypen. Insofern ist aus Sicht einer nationalen Umweltzustandsdarstellung die Kombination aus Ökologischer Flächenstichprobe und sekundärstatistischer Auswertung stofflicher Daten pragmatisch und mittelfristig durchaus eine sinnvolle Strategie.

Kritischer Punkt der ÖFS ist der zusätzliche **Finanzbedarf**. Die Kosten für eine ÖFS lassen sich grob auf der Basis des vorliegenden Konzepts abschätzen und betragen jährlich rund 1,5 Mill. DM für Landschaftsqualität, Biotopqualität und Flora. Bezieht man bei der Fauna nur ein erstes Teilprogramm ein, so erhöht sich der Betrag auf etwa 2,0 Mill. DM pro Jahr. Das Bundesamt für Naturschutz und das Statistische Bundesamt beabsichtigen, ihre im Rahmen dieses Projekts eingeführte Arbeitsgruppe zur Ökologischen Flächenstichprobe auch weiterhin fortzuführen und sich in nächster Zeit gemeinsam um die Finanzierung und Umsetzung der ÖFS zu bemühen. Sollte die Durchführung einer ÖFS grundsätzlich befürwortet werden, der Finanzierungsbedarf aber zu hoch sein, so wäre ein stufenweiser Aufbau, der nur mit Teilprogrammen anfängt, sinnvoll (siehe Abschnitt 10.5).

Auch bei der Umsetzung der **stofflichen Indikatoren** liegt aufgrund des Arbeitsumfangs ein stufenweiser Aufbau nahe. Allerdings führt das sekundärstatistische Vorgehen zu anders gelagerten Vorgehensweisen bzw. Prioritäten. Voraussetzung für das sekundärstatistische Vorgehen ist eine akzeptable und für den vorliegenden Verwendungszweck hinreichend genaue Dokumentation der Beobachtungsprogramme. Hier wurden im Laufe des Projekts überraschend große Lücken festgestellt, die für die vorliegenden Aufgaben nur unter großem Aufwand durch eigene Aktivitäten geschlossen werden konnten. Parallel zum vorliegenden Vorhaben wurden die Dokumentationsarbeiten zu stofflichen Programmen seitens des Umweltbundesamtes deutlich verstärkt. Diese Arbeiten sollten zukünftig im Rahmen des Aufbaus der Umweltzustandsberichterstattung in den UGR genutzt werden. Eigene Arbeiten zu Metadokumentationen im Rahmen der UGR sind nicht vorgesehen.

Bei Versuchen einer kurzfristigen Umsetzung der derzeit vorgeschlagenen Liste der stofflichen Indikatoren sprechen die Arbeiten im vorliegenden Projekt mit stofflichen Daten dafür, sich bei Umsetzungsversuchen in einer ersten Phase auf die Indikatoren zu beschränken, für die in **Bundes-** bzw. koordinierten **Bund-Länder-Programmen** Daten vorliegen. Die notwendige Zuordnung der Meßstellen in stoffbezogenen Programmen zu Biotoptypen und Standorttypen, die im Sinne der Konzepte erforderlich ist, dürfte bei Programmen auf Bundesebene bzw. Bund-Länder-Programmen in der Regel machbar sein. Bei den länderspezifischen Programmen besteht eine sehr starke Heterogenität der Erfassungsmethoden, Erhebungsinhalte,

Periodizitäten und Intentionen der Beobachtungsprogramme. Die Einbeziehung länderspezifischer Programme erscheint daher nur begrenzt möglich und ist nach den vorliegenden Erfahrungen mit einem sehr hohen Aufwand verbunden. Entsprechende Länderdaten sollten daher im Rahmen kurz- bis mittelfristiger Umsetzungsversuche nur in wenigen, ausgewählten Fällen als Ergänzung herangezogen werden (siehe Abschnitt 10.5). Bei einigen Indikatoren führt der Verzicht auf Länderdaten zu deutlichen Einschränkungen der Möglichkeiten, nach Standort- bzw. Landschaftstypen zu differenzieren. In dem Maße, wie die laufenden bzw. angestoßenen Diskussionen um Methodenharmonisierung bei den Länderprogrammen Erfolg haben, sind hier zukünftig Ausweitungen möglich.

Bei den **Funktionalitätsindikatoren** muß das Schwergewicht der Umsetzung in nächster Zeit auf einer intensiven Zusammenarbeit mit der Ökosystemforschung liegen, um die noch bestehenden Operationalisierungsdefizite zu überwinden. Einige Vorschläge zu diesem Punkt, die sich im Laufe der Projektarbeit herauskristallierten, werden in Abschnitt 11 zur Weiterentwicklung der ökologischen Umweltbeobachtung präzisiert.

Auch für den Fall, daß in nächster Zeit **keine** Daten aus der **Ökologischen Flächenstichprobe** zur Verfügung stehen, sollen die Umsetzungsarbeiten begonnen werden. Es kann dann allerdings in einem ersten Schritt nur eine sehr vereinfachte Variante der Umweltzustandsdarstellung in den UGR realisiert werden. Diese würde die Überarbeitung der Standorttypen, die Darstellung von Strukturaspekten mit den Bodenbedeckungsergebnissen aus CORINE Land Cover und die Umsetzung der stofflichen Indikatoren umfassen. Mit dieser Variante würde allerdings das Ziel verfehlt, die ökologische Aussagefähigkeit der Umweltberichterstattung zu erhöhen und die politisch geforderte ökologische Umweltbeobachtung auf eine statistisch repräsentative, für Deutschland aussagefähige Basis zu stellen.

7 Ausblick

Die Stellung der vorliegenden Konzepte im Vergleich zu anderen Formen einer ökologischen Umweltbeobachtung (siehe Abschnitt 11) verdeutlicht, daß die Projektergebnisse nicht nur einen sinnvollen Ausgangspunkt für die Integration einer **Umweltzustandsdarstellung** in die UGR bilden, sondern daß zugleich ein wichtiger Beitrag zur Diskussion bzw. zum Aufbau einer **ökologischen Umweltbeobachtung** aus Bundessicht geliefert werden kann. Die Notwendigkeit zur Erfüllung beider Aufgaben wurde in letzter Zeit auch von politischer Seite mehrfach betont. So wurde beispielsweise die Bedeutung einer Einbeziehung von Aussagen zur Qualität des Naturvermögens in die UGR durch die Anfrage der SPD-Fraktion zu den UGR im Bundestag und die entsprechende Antwort der Bundesregierung deutlich gemacht. Die Weiterentwicklung der ökologischen Umweltbeobachtung wurde nicht zuletzt im neuen Entwurf zum Bundesnaturschutzgesetz als bislang in allen Diskussionen unstrittiger Punkt formuliert. Vor diesem Hintergrund sollte der praktischen Umsetzung der im Projekt entwickelten Konzepte in nächster Zeit eine höhere Priorität zukommen als der konzeptionellen Weiterentwicklung.

Die Arbeiten des vorliegenden Projekts haben aber auch gezeigt, daß insbesondere in zwei Problemfeldern im Rahmen der kurz- und mittelfristigen Implementation der Konzepte keine Fortschritte bzw. keine wichtigen ergänzenden praktischen Erfahrungen zu erwarten sind: bei der Operationalisierung von Funktionalitätsindikatoren und bei einer stärkeren Aggregation der Umweltzustandsindikatoren. In diesen beiden teilweise miteinander zusammenhängenden Bereichen erscheint weiterhin eine Kooperation mit Forschungseinrichtungen und der **Anstoß**

zusätzlicher, praxis- und **problemorientierter Forschung** der einzig gangbare Weg. Es müssen neue Ansätze im Rahmen der Operationalisierung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung ausgearbeitet werden. Fortschritte sind hier nur durch die verstärkte Integration von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen (z.B. zur Funktionalität, zu Schwellenwerten) und statistischen Aspekten (z.B. zu Aggregationsverfahren) sowie von gesellschaftlichen Präferenzen bei der Indikatorenbildung zu erreichen (siehe Abschnitt 12).

TEIL I: ZIELSETZUNG UND HINTERGRUND

1 Einleitung

1.1 Zielsetzung und Organisation des Projektes

Das vom BMBF geförderte Projekt „Indikatorensystem für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland“ hat die Zielsetzung, ein **operationalisierbares Indikatorensystem** zum Umweltzustand mit Raumbezug zu entwickeln. Dabei wird ein ausgewogenes Verhältnis zwischen der Übersichtlichkeit des Indikatorensystems einerseits und der Informationsfülle bzw. -dichte andererseits angestrebt. Zudem sollen die Ergebnisse der deutschen Ökosystemforschung soweit wie möglich einbezogen werden.

Mit dem Indikatorensystem werden die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf den **Zustand der Umwelt** bzw. das Naturvermögen dargestellt. Es soll auch Anhaltspunkte zur Beurteilung der Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen liefern. Das Indikatorensystem bildet im Bereich Umweltzustand eine nationale Ergänzung und qualitative Erweiterung zum Umweltindikatorensystem der OECD und soll geeignet sein, im Rahmen der **Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR)** zukünftig den Umweltzustand in Deutschland in regelmäßigen, periodischen Berichten zu beschreiben.

Zum Projekt gehört neben dem **theoretischen Teil** der Ausarbeitung des Indikatorensystems auch ein **praktischer Teil**, in dem die Implementierung wichtiger Teilbereiche des Systems in einem Testgebiet untersucht wurde. Zusätzlich wurden in Kennblättern die ausgewählten Indikatoren sowohl im Hinblick auf Abgrenzungen und Methoden als auch auf die Verfügbarkeit von Daten bzw. auf die Möglichkeiten ihrer Gewinnung beschrieben.

Die Projektlaufzeit betrug 3 Jahre und endete im Frühjahr 1997. Die Leitung des Projektes lag beim Statistischen Bundesamt. Die Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin (FFU) war wichtigster Auftragnehmer und Partner. Die Entwicklung der Ökologischen Flächenstichprobe wurde durch zwei umfangreiche Studien der Firmen NATURNAH, Bonn, und ÖKON, Lohhof/München, unterstützt. Bei Teilprojekten bestand zudem eine enge **Kooperation** mit weiteren fachlich betroffenen Institutionen wie dem Bundesamt für Naturschutz und mit Ökosystemforschungszentren. Im Hinblick auf die Einbindung von Ergebnissen der Ökosystemforschung in das vorliegende Projekt wurden zwei Gutachten als Unterauftrag erstellt.

Der inhaltliche Umfang des Projektes machte es erforderlich, daß am Abschluß wichtiger Arbeitsblöcke **Expertenrunden** zur Akzeptanz, Plausibilität und Praktikabilität des Indikatorensystems durchgeführt wurden (Begleitkreis des Projektes). Die Grundkonzepte des Ansatzes wurden u.a. am 29.10.1996 auf dem ausschließlich auf Projekthinhalte bezogenen Workshop „Umweltzustandsindikatoren in den UGR - Diskussion des Zwischenberichts“ zur Diskussion gestellt. An diesem Workshop nahmen etwa 25 Personen teil, darunter Vertreter des Bundesumweltministeriums, des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, des Umweltbundesamtes, des Bundesamtes für Naturschutz, der Europäischen Umweltagentur, des Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit (GSF) sowie weiterer auf dem Gebiet tätiger

Institutionen. Darüberhinaus wurde das Projekt auch im vom BMU einberufenen Beirat zur UGR und mit weiteren Fachgremien diskutiert (siehe auch Abschnitt 10.1).

1.2 Einordnung in die Diskussion um Umweltindikatoren

Zur Darstellung der Wechselwirkungen von Umwelt und Wirtschaft werden in letzter Zeit verstärkt **Indikatorensysteme** herangezogen. Zu den Institutionen, die sich auf nationaler und internationaler Ebene intensiv mit Umweltindikatoren befassen, zählen neben dem Statistischen Bundesamt insbesondere die OECD, das Umweltbundesamt, der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen und die Kommission für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen.

Die OECD hat im Rahmen eines Programms zur Evaluierung der Umweltentwicklung ein System von Umweltindikatoren entwickelt, das Indikatoren zur ökonomischen Nutzung der Umwelt (Pressure), zum Umweltzustand (State) und zu Maßnahmen als Reaktion auf Umweltverschlechterungen (Response) enthält. Folgende Themenbereiche werden gegenwärtig seitens der OECD für wichtig erachtet und strukturieren demnach die Erfassung auch der deutschen Umweltsituation: Klimaveränderung, Ozonzerstörung, Eutrophierung, Versauerung, toxische Kontamination, Umweltbelastung in urbanen Gebieten, biologische Vielfalt, Landschaftsveränderung, Abfall, Wasser, Wald, Fischfang, Veränderungen in der Bodenqualität, allgemeine Indikatoren über die „treibenden Kräfte“ wie Bevölkerung oder Wirtschaftswachstum. Auf nationaler Ebene wurde vom Umweltbundesamt mit dem Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung das Vorhaben „Weiterentwicklung von Umweltindikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ im August 1996 abgeschlossen.¹ Es orientiert sich methodisch am OECD-Ansatz und hatte ein an die Situation in Deutschland angepasstes Indikatorenset mit Pressure-, State- und Response-Indikatoren auf nationaler Ebene zum Ziel. Angestrebtes Ergebnis war ein prototypischer Indikatorenbericht, der die Grundlage für eine spätere regelmäßige Berichterstattung bilden soll.

Als zentrale Einrichtung der wissenschaftlichen Politikberatung beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) hat sich der **Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** im Gutachten von 1994 dem Thema der nachhaltigen Entwicklung bzw. den Umweltindikatoren gewidmet.² Das Leitbild der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung soll zu einem sektorübergreifenden Handlungskonzept ausgearbeitet werden, das einen kohärenten Bezugsrahmen für konkrete Entscheidungen der Umweltpolitik in längerfristiger Perspektive darstellt. Die ökonomischen, sozialen und ökologischen Entwicklungskomponenten einer Gesellschaft werden eng miteinander verbunden betrachtet. Wenn man sich das politische Ziel einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung zu eigen macht, ist zwangsläufig die Tragfähigkeit der natürlichen Umwelt eine grundsätzliche Orientierungsgröße. Ihre Erfassung und die Identifizierung entsprechender Überschreitungen in Teilbereichen erfordern adäquate Informationssysteme, etwa in Form eines Systems von Umweltindikatoren. Zugleich sollen Indikatoren neben den naturwissenschaftlichen Aspekten auch gesellschaftliche Zielvorstellungen beinhalten und konkretisieren. Der Rat versteht Umweltindikatoren insofern als Größen, die die Abweichung der Umweltsituation (Ist) von Umweltqualitätsstandards (Soll) ausdrücken.³ Der Umweltrat untersucht eine Reihe bestehender nationaler wie internationaler Ansätze⁴ und

¹ Vgl. WALZ u.a. (1996).

² DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994).

³ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), S. 101.

⁴ Zur Kriterienliste für die Einschätzung bestehender Indikatorenansätze siehe auch RENNINGS (1994).

schlägt selbst beispielhaft mehrere Indikatorenbereiche wie kritische Ressourcenvorräte, kritische Konzentrationen, kritische Eintragsraten, kritische strukturelle Veränderungen oder tragbare Gesundheitsrisiken vor. Auch im Gutachten von 1996 geht der SRU auf die Arbeiten an Indikatorenssystemen wieder ein und empfiehlt u.a., die Arbeiten am Umweltzustandsindikatorensystem im Statistischen Bundesamt weiter zu forcieren.⁵

Im Zuge internationaler Aktivitäten nach der Rio-Konferenz hat die **Kommission für nachhaltige Entwicklung** (CSD) die Aufgabe erhalten, die Umsetzung der Agenda 21 zu verfolgen. Hierfür ist es unerlässlich, ein Indikatorensystem aufzubauen, damit soziale, ökologische und ökonomische Veränderungen in den verschiedenen Ländern zum einen erkannt und zum anderen hinsichtlich des Ziels nachhaltiger Entwicklung bewertet werden können⁶. Kapitel 40 der Agenda 21 betont demzufolge auch die Bedeutung eines Indikatorensystems für die internationale Berichterstattung an die CSD. Nach den bisher vorliegenden Indikatorenlisten weist das Indikatorensystem zur nachhaltigen Entwicklung im Umweltteil viele Parallelen zum OECD-Ansatz auf, enthält aber darüberhinaus auch Indikatoren zur wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung. Das BMU hat sich im Prozeß der Umsetzung des CSD-Indikatorensystems bisher stark engagiert. Im Herbst 1995 hat Deutschland einen SCOPE-Workshop organisiert. SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) soll die Arbeiten der CSD wissenschaftlich begleiten und unterstützen. Zudem hat sich Deutschland bereit erklärt, als Pilotland an der Testphase zur Umsetzung des CSD-Indikatorensystems teilzunehmen. Dabei sollen die CSD-Vorschläge im Hinblick auf ihre Praktikabilität und politische Relevanz zur Darstellung nachhaltiger Entwicklung für Deutschland geprüft und, wo notwendig, Ergänzungen vorgeschlagen werden. Unterstützt werden die Aktivitäten von einem interministeriellen Ausschuß, einem Begleitkreis mit Vertretern unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen und einer wissenschaftlichen Expertengruppe.

Auf einige **weitere Arbeiten** im Indikatorenbereich sei an dieser Stelle nur hingewiesen: Der wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung „Globale Umweltveränderung“ (WBGU) will die Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren unter Berücksichtigung ökologischer und sozio-ökonomischer Dimensionen an einem „Syndrom“-Konzept orientieren⁷. Die Europäischen Gemeinschaften streben ein System von Umweltbelastungsindizes an, bei dem aggregierte Pressure-Indikatoren im Vordergrund stehen⁸. Das World Resource Institute arbeitet an hochaggregierten Indikatoren zu den Bereichen Umweltverschmutzung (pollution), Ressourcenabbau (resource depletion), Ökosystem-Risiko (ecosystem risk) und Umweltwirkungen auf die menschliche Wohlfahrt (environmental impact on human welfare)⁹.

Während diese Indikatorenssysteme die Beziehungen von Wirtschaft und Umwelt eher umfassend zu beschreiben versuchen, hat das Indikatorenprojekt im Rahmen der UGR des Statistischen Bundesamtes eine speziellere Aufgabe und weist eigenständige inhaltliche **Kennzeichen bzw. Ziele** auf:

- Der Schwerpunkt liegt auf Indikatoren zum **Zustand** der Umwelt im Sinne von „State“ des „Pressure-State-Response“-Ansatzes. Um der Gefahr zu entgehen, hier in einer Fülle ungewichteter Informationen den Überblick zu verlieren, wird ein **überschaubares** Indikatoren-

⁵ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Ziffer 188.

⁶ Siehe BUNDESREGIERUNG (1996).

⁷ Siehe die entsprechenden WBGU-Gutachten sowie zum Beispiel PETSCHEL-HELD/BLOCK/ SCHELLNHUBER (1995).

⁸ Siehe z.B. die Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament: „Leitlinien der EU über Umweltindikatoren und ein „grünes“ Rechnungssystem“ vom 21.12.1994.

⁹ Siehe HAMMOND et al. (1995).

system mit möglichst wenigen, aber wesentlichen Zustandsindikatoren für eine Umweltqualitätsbeschreibung gesucht.

- Das Indikatorenprojekt ist als **Teilbereich der UGR** zu verstehen, was bedeutet, daß die zwei in diesem Bereich international diskutierten Ansätze zur Darstellung des Zusammenhangs von Wirtschaft und Umwelt (Indikatoren und Gesamtrechnungsmethoden) systematisch miteinander verbunden werden. Daher weist der vorliegende Ansatz auch unter methodischen Gesichtspunkten einige Besonderheiten auf, die in Abschnitt 2.2 (Indikatoren als methodischer Weg) noch näher erläutert werden.
- Die bisher vorliegenden Indikatorenansätze sind vielfach stark an Umweltproblemen orientiert (OECD, UBA, CSD, EU). Es handelt sich um politisch geprägte Ansätze, bei denen sich die einbezogenen Zustandsindikatoren eher auf Einzelaspekte wie Schadstoffkonzentrationen in ausgewählten Medien oder Kompartimenten oder die Zahl der bedrohten bzw. ausgestorbenen Arten beziehen. Die ökologische Problemdimension wird in solchen Ansätzen nur unzureichend widergespiegelt. Ganzheitliche Betrachtungen von Ökosystemen, die beispielsweise zeigen, inwieweit es in bestimmten Systemen oder Räumen zur Kumulation von Einzelrisiken kommt, sind mit diesen Ansätzen nicht möglich. Vielfach wird das erkannt und unter dem Stichwort „Querbeziehungen“ (interlinkages) zwischen Umweltthemen diskutiert.¹⁰ Im Rahmen des UGR-Zustandsindikatorensystems wird dagegen ein **systematisches, konsistentes Gesamtbild** angestrebt, dessen zentrale Darstellungseinheiten Biotope bzw. Ökosysteme sind. Parallel dazu soll durch entsprechende Gliederungen aber auch der Bezug von Indikatoren zu Umweltproblemen erhalten und darstellbar bleiben.
- Angesichts der Neuartigkeit und Schwierigkeit dieses Ansatzes hat das Indikatorensystem eine eher mittel- bis langfristige **Zeitperspektive** und ergänzt so in Deutschland die Bestrebungen des UBA, kurzfristig verfügbare Indikatoren im Rahmen des OECD-Ansatzes zu ermitteln. Die langfristige Perspektive eröffnet zudem die Möglichkeit, zusätzlich zur üblicherweise vorherrschenden reduktionistischen, sektoralen Betrachtungsweise ganzheitliche Aspekte wie die Funktionalität von Ökosystemen zu integrieren.

2 Kennzeichen der Indikatorenmethode

2.1 Indikatorbegriff

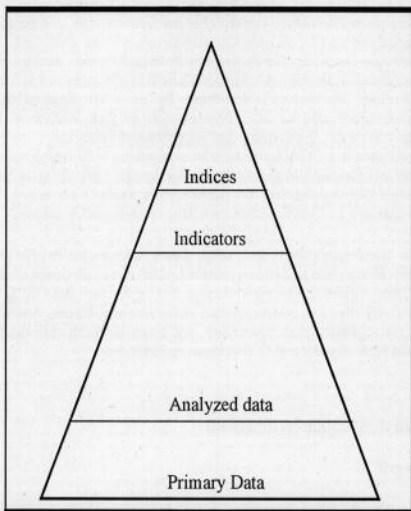
Zum **Begriff Umweltindikatoren** liegt eine Vielzahl von unterschiedlichen Definitionen oder Abgrenzungen vor¹¹, was angesichts des Entwicklungsstandes des Arbeitsgebiets, der Komplexität des Betrachtungsgegenstandes und der Vielzahl von intendierten oder vorhandenen Verwendungszwecken nicht weiter verwunderlich ist. Trotzdem erscheint es zur Präzisierung der Zielrichtung der eigenen Arbeiten durchaus sinnvoll, einige Überlegungen zum Indikatorbegriff, wie er im vorliegenden Vorhaben verstanden wird, voranzustellen.

¹⁰ Siehe auch BEIRAT ZUR UMWELTÖKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995).

¹¹ Siehe zum Beispiel: SHEEHY (1989), INFORMATIONSZENTRUM RAUM UND BAU DER FRAUN-HOFER-GESELLSCHAFT (1993), GIES/POHL/WALZ (1994), ADRIAANSE (1993).

In der gegenwärtigen Umweltindikatoren-Diskussion wird der Indikatorbegriff meist mit Blick auf ein Pyramidenschema abgegrenzt (siehe als Beispiel Abb. 2.1-1). Aus statistischen Basisdaten (Basis der Pyramide) werden mit Blick auf bestimmte Verwendungszwecke „Indikatoren“ gebildet. Diese lassen sich wiederum zu höher aggregierten „Indizes“ verarbeiten. An der Spitze der Pyramide steht dann eine einzelne, hochaggregierte Größe. Entsprechende Vorstellungen liegen vor allem den internationalen Arbeiten (z. B. OECD-Indikatoren, Pressure-Indikatorenprojekt der Europäischen Union) zugrunde, sind aber auch in der theoretischen Literatur zu Umweltindikatoren verbreitet.

Abbildung: 2.1-1: Die Indikatorenpyramide



Quelle: Hammond et al (1995), S. 1

Aus der Sicht der allgemeinen statistischen Methodenlehre erscheint diese Philosophie nicht vollständig überzeugend. Zwar macht es Sinn, einen Indikator von statistischen Basisdaten dadurch abzugrenzen, daß er mit Blick auf ein gewünschtes Indikandum ausgewählt oder berechnet wurde und damit zum Teil auch eine Bedeutung erfahren kann, die über die mit dem Basisdatum zunächst verknüpfte Bedeutung hinausgeht. Es ist aber nicht unbedingt sinnvoll, Indizes als höhere Aggregationsstufe von Indikatoren zu begreifen, da Indizes im wesentlichen über die Methode ihrer Konstruktion (dimensionslose Größen zur Darstellung von Entwick-

lungen im Vergleich zu einem Referenzpunkt) definiert sind und letztlich auch mit Blick auf ein Indikandum (z. B. Preisindex für Inflation) gebildet werden. Letztlich reflektiert somit die Bildung von Indikatoren und Indizes aus statistisch-methodischer Sicht nichts anderes als das altbekannte Adäquations- bzw. Operationalisierungsproblem.¹² Das Typische von Indikatoren läßt sich daher eher aus ihrem Verwendungszusammenhang, durch ihren instrumentellen Charakter, definieren.

Als Alternative zu den eingangs skizzierten Abgrenzungen bietet sich daher an, den Indikatorenbegriff generell aus der **Beziehung zu einem Indikandum** abzuleiten.¹³ Dies geschieht beispielsweise in allgemeiner Form auch bei Rinne: „Größen oder Variable, die vielschichtig, komplex oder hochdimensional sind und auch nicht direkt beobachtbar (wie Gesundheit, Lebensqualität, Sicherheit oder Umweltqualität, d.V.), werden als latente Variable bezeichnet. Beobachtbare Variable, auch manifeste Variable genannt, werden herangezogen, um die latenten Variablen und deren Veränderung zu messen. Manifeste Variable, die diesem Zweck dienen, heißen Indikatoren.“¹⁴

Ausgehend von dieser Grundlage werden **Umweltindikatoren** im Rahmen des Forschungsvorhabens als Teilmengen statistischer Informationen zur Umwelt verstanden.¹⁵ Es handelt sich um gemessene bzw. berechnete, d.h. letztendlich beobachtbare, quantitative Kennziffern, die als Teile von zweckorientierten Indikatorensystemen Aussagen über Zustand und Entwicklung der Umwelt ermöglichen sollen. Im vorliegenden Forschungsprojekt liegt die Zwecksetzung in einer Umweltzustandsberichterstattung auf nationaler und regionaler Ebene im Rahmen der UGR. Dafür nutzbare Indikatoren können von ihrer Konstruktion her einfach oder komplex sein. Sie können im Extremfall aus einer ausgewählten einzelnen Meßreihe bestehen, die als statistisches Basisdatum im Sinne der Pyramide in Abb. 2.1-1 ein Indikandum abbildet. In der Regel wird es sich bei Indikatoren jedoch von der Konstruktion her um aggregierte Daten handeln, die auch Verhältniszahlen, Indizes oder aus Gesamtrechnungen entnommene Daten (in Abb. 2.1-1 die Ebene „analyzed data“) sein können. Das Bild der Pyramide ist daher zur Abgrenzung des Indikatorenbegriffs - so wird es zumeist verwandt - nicht hilfreich. Was es im Kontext hier jedoch verdeutlichen kann ist, daß sich ein Indikandum theoretisch mit unterschiedlichen Instrumenten (auf verschiedenen Ebenen) in einem unterschiedlichen Differenzierungsgrad bzw. Komplexitätsgrad statistisch abbilden läßt: in Form einer einzigen komplexen Zahl (z. B. eines Index), durch einige ausgewählte Indikatoren, fachlich differenzierter und eingebunden in ein Gesamtrechnungssystem (analyzed data) oder, am differenziertesten, durch die Ergebnisse einer fachlichen Erhebung.

Der **Systemcharakter** der Umweltindikatoren läßt sich im vorliegenden Vorhaben aufgrund der stark induktiven Vorgehensweise nicht aus einer zugrundeliegenden wissenschaftlichen Theorie begründen. Zwar soll versucht werden, Teiltheorien zu berücksichtigen und theoriegeleitet zu arbeiten. Dies wird aber nur teilweise möglich sein. Der Begriff „System“ deutet aber nicht nur darauf hin, daß mehrere Indikatoren zur Erfassung des Umweltzustands herangezogen werden sollen. Er drückt inhaltlich eher aus, daß die Gesamtheit der Natur in ihrer Systemhaftigkeit als Ökosysteme abgebildet werden soll. Es liegt somit zwar kein analytisches, aber ein konsistentes Beschreibungsmodell der Natur zugrunde. Auf der methodischen Ebene

¹² Siehe z. B. die Arbeiten der „Frankfurter Schule“ von ZIZEK (1933), FLASKÄMPER (1949), BLIND (1953); siehe auch MENGES (1972).

¹³ Siehe auch BEIRAT ZUR UMWELTÖKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995).

¹⁴ Siehe RINNE (1994), S. 475.

¹⁵ Statistische Informationen in diesem Sinne stammen nicht nur aus der amtlichen Statistik, sondern auch aus anderen Umweltbeobachtungsprogrammen.

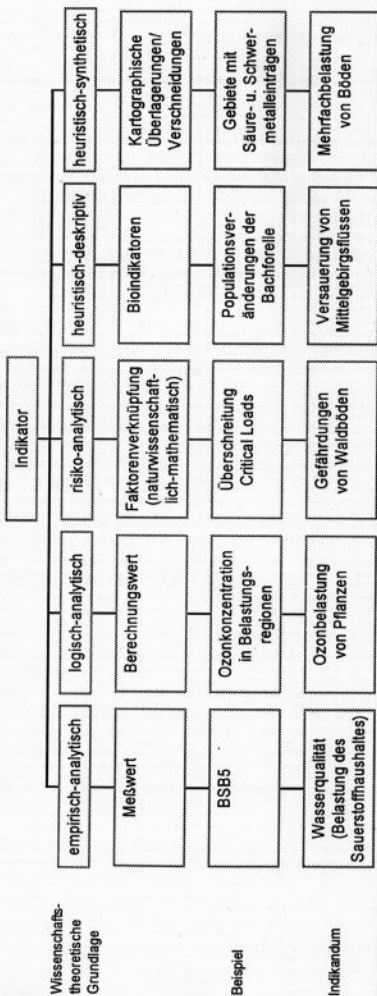
deutet der Systembegriff darauf hin, daß einzelne Indikatoren nach Möglichkeit identische Untergliederungen (z. B. räumlicher Art) aufweisen sollen, damit sie sich gegenseitig zu einem Gesamtbild einer Darstellungseinheit (eines Ökosystems) ergänzen können.

Auf die in der Literatur oft vorgenommene Abgrenzung unterschiedlicher **Indikator**typen soll an dieser Stelle nur illustrativ eingegangen werden. Abb. 2.1-2 stellt beispielsweise einen Klassifikationsvorschlag zur wissenschaftlichen Verortung eines interessierenden Indikators dar, der einen Eindruck von der Unterschiedlichkeit relevanter Indikatorrentypen gibt.

Ein im vorliegenden Projekt wichtiger Aspekt ist die Unterscheidung zwischen **deskriptiven** und **normativen** Indikatoren. Während deskriptive Indikatoren einen Tatbestand lediglich quantitativ bzw. qualitativ ausdrücken und allenfalls implizit eine Vorstellung von besser oder schlechter nahelegen, weisen normative Indikatoren - wie sie etwa vom SRU gefordert werden (siehe Abschnitt 1.2) - bereits bei der Indikatorbildung durch den Vergleich von Ist- und Sollwerten einen expliziten Bezug zu umweltpolitischen Zielvorstellungen auf. Im vorliegenden Projekt stehen deskriptive Indikatoren im Mittelpunkt, die lediglich einen unvermeidbaren und normalerweise akzeptierten Umfang an normativem Gehalt aufweisen (siehe ausführlicher Abschnitt 4.10). Wo bereits Sollwerte (Umweltqualitätsziele, Referenzwerte) vorliegen, erscheint - aufbauend auf den deskriptiven Indikatoren - zukünftig auch die Bildung normativer Indikatoren denkbar. Der Normierung der deskriptiven Zustandsindikatoren kommt insbesondere vor dem Hintergrund der Diskussion um die nachhaltige Entwicklung hohe Bedeutung zu, da Nachhaltigkeitsindikatoren (im Sinne von Indikatoren der nachhaltigen Entwicklung) im eigentlichen Sinn nur normierte Indikatoren sein können. Deskriptive Indikatoren können allenfalls die Rolle von Indikatoren „zur nachhaltigen Entwicklung“ einnehmen.¹⁶ Auf die allgemeine Bedeutung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung für das Konzept der UGR und auf die Rolle der Umweltzustandsindikatoren in den UGR wird in Abschnitt 3 näher eingegangen.

¹⁶ Siehe auch BEIRAT ZUR UMWELTÖKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995).

Abbildung 2.1 - 2: Unterschiedliche Indikatortypen



2.2 Indikatoren als methodischer Weg

2.2.1 Zum Verhältnis von Indikatorenansätzen, Gesamtrechnungen und Basisstatistiken

Die **Qualität einer statistischen Information** wird entsprechend der Philosophie im Qualitäts-Audit definiert als Gesamtheit der Eigenschaften eines Produkts, die dafür ausschlaggebend sind, ob es die Bedürfnisse der Nutzer erfüllt. Qualität ist deshalb nichts Absolutes, sondern immer bezogen auf eine spezifische Anwendung zu interpretieren.¹⁷ Daher ist der Dialog zwischen Datenproduzenten und Nutzern für das Verständnis von Qualität entscheidend. Adäquation als Übersetzung theoretischer Begriffe in statistisch erfassbare Gattungsbegriffe und die entsprechende konzeptionelle Ausrichtung von Arbeitssystemen zur Erhebung, Qualitätsaspekte der Durchführung einer Erhebung und die Interpretation der Ergebnisse stellen drei im Hinblick auf diesen Dialog entscheidende Teilaspekte dar.

Bereits die Interpretation der Datenpyramide als auf ein Indikandum sinnvoll beziehbares Konstrukt mit unterschiedlichem fachlichen Differenzierungsgrad in Abschnitt 2.1 legt nahe, daß es gerade bei der Anwendung unterschiedlicher methodischer Ansätze grundlegende Qualitätsdifferenzen gibt. Dies gilt, obwohl im Grunde der Wissenschaftler, der Fachstatistiker, der Gesamtrechner und der Indikatorenexperte vor der gleichen **Wahl zwischen Genauigkeit und Relevanz** stehen: „Biete ich ein sauberes theoretisches Modell bzw. eine ordentliche Statistik an (wenn auch manchmal für ein Randproblem) oder versuche ich eine relevante Frage zu beantworten (wenn auch mit eingeschränkter Genauigkeit)?“ Oft führt das grundlegende Abwägen zwischen diesen beiden Aspekten zu einem Zielkonflikt. Es ist aber insgesamt zu befürchten, daß in der Vergangenheit im Umweltbereich der Schwerpunkt zu stark bei der Genauigkeit und beim einzelnen Detail gelegen hat, so daß es kaum überrascht, daß jetzt eine verstärkte Nachfrage nach aktuelleren, stärker aggregierten, vernetzten und politikrelevanten Informationen auftritt. Es wird ein neues Qualitätsmix im Hinblick auf verschiedene Aspekte der Adäquation gefordert: weniger Details, weniger Genauigkeit, dafür mehr Aktualität und stärkere Berücksichtigung von Querbeziehungen.

Wenn derzeit viel von **Indikatorenansätzen** die Rede ist, so sind zumeist speziell die Ansätze angesprochen, die zum Ziel haben, schneller Entscheidungsgrundlagen zu liefern. Im vorigen Absatz wird deutlich, daß es sich dabei um Provisorien und Approximationen (im guten Sinne) handelt, die sich daraus legitimieren, daß ständig an ihrer Verbesserung gearbeitet wird, um letztlich den Übergang zu theoretisch fundierten und empirisch angemesseneren Formen der Adäquation zu schaffen. Aus diesem Zusammenhang ergibt sich unmittelbar die Notwendigkeit, den Begriff „System“ im Zusammenhang mit derartigen Indikatoren sehr vorsichtig zu verwenden. Man sollte oft besser von Indikatoren-„Sets“ sprechen, denn ihre Gliederungsstruktur hat machmal eher den Charakter eines Setzkastens und weniger den eines Systems.

Für ein differenziertes allgemeines **Qualitätsprofil** von Indikatorenansätzen, Gesamtrechnungen und Basisstatistiken spielen vornehmlich die konzeptionellen Qualitätsaspekte

¹⁷ Siehe hierzu RADERMACHER (1993b).

(Adäquation) eine Rolle. Die Qualitäten der Realisierung werden daher im folgenden außen vor gelassen.¹⁸ Abb. 2.2.1-1 gibt eine grobe Charakterisierung der drei verschiedenen Ansätze.

Eine Einteilung der Ansätze in Schubladen wie „top-down“ oder „bottom-up“ ist aufgrund der in der Abbildung deutlich werdenden Unterschiede wenig hilfreich. Mit Bezug auf die Komplexität der Sachverhalte ist aber auffällig, daß Gesamtrechnungen und Indikatorenansätze eher den Blick des Generalisten haben, während Basisstatistiken eher spezialisiert sind. Bezogen auf die theoretische Fundierung lassen sich dann wiederum Gesamtrechnungen und Indikatorenansätze trennen. Die Indikatoren-Sets werden meist sehr pragmatisch ausgewählt, und die Beziehungen der einzelnen Indikatoren untereinander stehen in der Regel eher im Hintergrund. Entsprechend liegt den Indikatoren zumeist keine eindeutige, systematische und auf vergleichbaren Einheiten beruhende Gliederung der Beobachtungsobjekte zugrunde. Dagegen sind Gesamtrechnungen durch stärker systematische Betrachtungen gekennzeichnet. Durch die Einbeziehung aller Beobachtungsobjekte in einem Land (Vollständigkeit) und das Heranziehen von für alle Bereiche gültigen, gleichen statistischen Einheiten wird eine konsistente, doppelzählungsfreie Darstellung gewährleistet. Darstellungen in Gesamtrechnungen erfolgen dabei zumeist auf einer mittleren („Meso“-) Ebene der Gliederungs- und Detailgenauigkeit. Mit anderen Worten: während Indikatoren und Basisstatistiken in dem Qualitätsprofil eine stärkere Ausdifferenzierung von Stärken und Schwächen zeigen, ist der Gesamtrechnungsansatz bemüht, diese auszubalancieren.

Abbildung: 2.2-1: Qualitätsprofil unterschiedlicher statistischer Informationstypen

Qualitätsaspekt	Indikatoren-Sets	Gesamtrechnungen	Basisstatistiken
Übereinstimmung zwischen theoretischen und statistischen Systemgrenzen, Klassifizierungen sowie Darstellungseinheiten	gering	hoch	hoch
Detaillierungsgrad, Maßstab	gering	mittel	hoch
Vollständigkeit in der Darstellung eines breiten Themenbereichs	hoch	hoch	gering
Konsistenzprüfungen, Zusammenhang der Darstellungsmerkmale	gering	hoch	mittel
Repräsentanz der Verteilung von Einzelfällen, Schätzgenauigkeit, Breite des Vertrauensintervalls	gering	mittel	hoch
Vergleichbarkeit und Kohärenz mit anderen oder früheren Konzepten zur Erfassung des Sachverhalts	mittel	mittel	mittel
Komplexität des Sachverhalts	hoch	hoch	gering
Theoretische Fundierung, Übereinstimmung von Interpretation und Adäquation	gering	mittel	hoch
Aktualität	hoch/unterschiedlich	mittel	unterschiedlich

¹⁸ All diese qualitativen Aspekte dürfen im übrigen nicht als einzelne und isolierte Sachverhalte mißinterpretiert werden. Sie stellen vielmehr untereinander kompliziert verknüpfte Mischungen dar, bei denen es nicht unbedingt möglich ist, einen Aspekt zu verändern, ohne an anderer Stelle Folgewirkungen zu haben. Das gilt natürlich insbesondere unter finanziellen Restriktionen, bei denen eine Wahl zwischen verschiedenen Zielen unumgänglich ist.

Ein Indikatorenansatz läuft das Risiko, „quick and dirty“ zu sein, Basisstatistiken leiden unter zu starker Differenzierung bzw. fehlender Gesamtdarstellung und Einordnung der Ergebnisse. Daher weisen beide Ansätze Schwächen auf, wenn Querbeziehungen und vernetzte Probleme analysiert werden sollen. Hier liegt eindeutig die Stärke der Gesamtrechnungen. Insofern scheint es geradezu zwingend zu sein, die Ansätze von Indikatoren und Gesamtrechnungen in einem Stufenplan miteinander so zu verzahnen, daß die ersten und schnellen Indikatoren nach und nach mit Gesamtrechnungsverfahren untermauert werden. Dies liefert nicht nur ein fachlich differenziertes Bild, es hilft auch, Indikatoren besser und klarer zu interpretieren und ermöglicht letztlich den Übergang von der groben Problemdiagnose zu einer fachlich detaillierteren Analyse sowie zur Problemlösung bzw. zur Instrumentenwahl. Indikatoren- und Gesamtrechnungsansätze sind somit nicht als konkurrierende Alternativen zu verstehen.

2.2.2 Einordnung des vorliegenden Ansatzes

Vor dem Hintergrund dieser allgemeinen Anmerkungen zum Verhältnis der unterschiedlichen Ansätze kann nun das Projekt zu den **Umweltzustandsindikatoren** in den UGR auch unter methodischen Gesichtspunkten genauer verortet werden. In Abschnitt 1.2 wurde bereits herausgestellt, daß das Projekt im Vergleich zu den dort erwähnten anderen Indikatorenprojekten zum Teil abweichende inhaltliche Kennzeichen und Ziele aufweist, die insbesondere in der Konzentration auf den Umweltzustand im Sinne von „state“, im systematischen Bezug auf ökologische Einheiten (Ökosysteme) und in der mittel- bis langfristigen Ergänzung der bestehenden Indikatorenansätze liegen.

Hieraus leitet sich zwangsläufig ab, daß die vorliegenden Arbeiten im **Qualitätsprofil** (siehe Abb. 2.2.1-1) nicht eindeutig den Indikatoren-Sets zugewiesen werden können, sondern vielmehr Aspekte der Gesamtrechnungsmethoden und der Indikatoren-Sets miteinander verknüpfen. So bringt das Ziel der systematischen ökosystemorientierten Darstellung wie bei den Gesamtrechnungen eine hohe Gewichtung des Qualitätsaspekts konsistenter „Darstellungseinheiten und Klassifizierungen“ mit sich. Angesichts der notwendigen räumlichen Detaillierung müssen die Umweltzustandsindikatoren auch beim Qualitätsaspekt „Detaillierungsgrad, Maßstab“ unter räumlichen Gesichtspunkten eher ein mittleres Niveau - wie bei den Gesamtrechnungen - als eine geringe Differenzierung - wie bei den Indikatoren-Sets - methodisch zum Ziel haben. Allerdings kann eine Darstellung des Umweltzustandes allein mit Gesamtrechnungsmethoden derzeit kein realistisches Ziel sein. Dies würde erfordern, daß beim Qualitätsaspekt „theoretische Fundierung“ beispielsweise aus der Ökosystemtheorie abgeleitete Darstellungen von Stoff-, Energie- und Wasserkreisläufen im Sinne der Gesamtrechnungen bilanziert und quantifiziert werden könnten (im Sinne des Qualitätsaspekts „Konsistenzprüfungen, Zusammenhang der Darstellungsmerkmale“). Unabhängig von theoretischen Problemen der Modellkonstruktion erscheint ein vollständiger Gesamtrechnungsansatz aber in für Deutschland repräsentativer Form auf absehbare Zeit auch finanziell und technisch nicht leistbar. Daher müssen zumindest in einigen Teilbereichen des vorliegenden Projekts, die umsetzungsfähig erscheinen, notgedrungen auch bei weiteren Qualitätsaspekten (z. B. „Repräsentanz“ und „Detaillierungsgrad“) Abstriche gemacht werden. Die Umweltzustandsindikatoren stimmen daher in zentralen Punkten methodisch tatsächlich eher mit dem Qualitätsprofil von Indikatorenansätzen überein. Trotzdem soll im Rahmen des Projekts versucht werden, soweit wie möglich Fortschritte der Ökosystemforschung zu integrieren bzw. ihre Integration methodisch anzulegen.

Beim Qualitätsaspekt „**Detaillierungsgrad, Maßstab**“ läßt sich von der angesprochenen räumlichen eine **sachliche Dimension** unterscheiden, die einige methodische Besonderheiten und Schwierigkeiten mit sich bringt. Die meisten der vorliegenden Umweltindikatorenssysteme - so auch das vorliegende - sind mit dem Anspruch angetreten, ein überschaubares Indikatoren-system mit möglichst wenigen, aber aussagekräftigen Indikatoren zu bilden. Gelungen ist das bisher kaum. Spätestens bei der Diskussion erster Vorschläge beim Aufbau von Indikatoren-systemen ist eine Tendenz zur Ausweitung vorhanden; die Zahl der Indikatoren wird zumeist, gemessen an den ursprünglichen Überlegungen, als zu hoch bezeichnet. Dafür dürften hauptsächlich ein fachlicher und ein methodischer Grund ausschlaggebend sein: Fachlich ist die Thematik „Umweltzustand“ oder erst recht „nachhaltige Entwicklung“ zu komplex, als daß sie derzeit leicht und konsensfähig auf einige wenige Darstellungsbereiche reduziert werden kann. Das gilt sowohl für die problembezogenen Indikatorenansätze wie den OECD-Ansatz als auch für ökosystemorientierte Ansätze wie den vorliegenden. Methodisch ist es auch innerhalb der einzelnen Darstellungsbereiche (Umwelthemen bzw. Ökosysteme) oft schwierig, entweder konsensfähig einen oder wenige Indikatoren auszuwählen oder unterschiedliche vorhandene Indikatoren zu einem Indikator zu aggregieren. Vor diesem Hintergrund ist auch beim vorliegenden Konzept bei der sachlichen Dimension des Qualitätsmerkmals „Detaillierungsgrad, Maßstab“ eher ein mittlerer Detaillierungsgrad festzustellen. Dieser paßt zwar gut zur Einbindung in die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, verfehlt aber derzeit noch den Anspruch eines komprimierten, leicht überschaubaren Systems mit wenigen, aussagekräftigen Indikatoren für politische Entscheidungsprozesse (siehe auch Abschnitt 12 „Ausblick“).

2.2.3 Zielsetzungen von Indikatorenansätzen

Grundlegende **allgemeine Zielsetzungen** von Indikatorenansätzen, wie sie mehr oder weniger bei allen der in Abschnitt 1.2 erwähnten Ansätze zu finden sind, kennzeichnen natürlich auch die Arbeiten im vorliegenden Projekt. Dazu zählen insbesondere:¹⁹

- die quantitative Beschreibung von Umwelt-Trends in komprimierter, aussagefähiger Form;
- der Einsatz als Hilfsmittel für die Umweltpolitik, insbesondere als regelmäßiges Monitoringinstrument, das Hilfestellungen bei der Prioritätensetzung und Entscheidungsfindung liefert. Dabei zielen Umweltindikatoren weniger auf Fachpolitiker im Umweltbereich ab als vielmehr auf Entscheidungsträger in anderen Politikbereichen, die für Umweltbelange bedeutsam sind;
- die Verbesserung der Information und Kommunikation über die Umwelt, insbesondere auch im Hinblick auf eine Information der Öffentlichkeit und einen breiten gesellschaftlichen Dialog.

Weitere allgemeine **idealtypische Anforderungen** an Indikatoren werden aus unterschiedlichen wissenschaftlichen bzw. praxisorientierten Kontexten formuliert, so im Hinblick auf²⁰

- Politikrelevanz (Stichworte z. B.: gute Verständlichkeit, Gesamtbild mit wenigen Indikatoren, Leitbild- bzw. Zielbezug, internationale Vergleichbarkeit);

¹⁹ RATTE (1996).

²⁰ Siehe insbesondere den Kriterienkatalog in DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), RATTE (1996), WALZ u.a. (1996), ZIESCHANK/NOUHUYS (1995).

- Analytische Korrektheit (Stichworte z. B.: theoretische Ableitung, Konsistenz der Darstellung, Flexibilität des konzeptionellen Rahmens; Nachvollziehbarkeit von Selektionskriterien und Aggregationsverfahren);
- Ökologische Anforderungen (Stichworte z. B.: Mehrfachbelastungen, zeitliche Spitzenbelastungen);
- Statistisch-methodische Aspekte (Stichworte z. B.: Quantifizierbarkeit, Reproduzierbarkeit, Validität, Repräsentativität, Fortschreibbarkeit, Sensitivität, Transparenz);
- Pragmatische Aspekte (Datenverfügbarkeit, Ermittlungsaufwand, Absicherung von Zeitreihen).

Dabei ist offensichtlich, daß zwischen diesen Anforderungen bei der Auswahl einzelner Indikatoren und bei der Erstellung möglichst konsistenter Indikatorensens Zielkonflikte bestehen können. Sie werden daher zumeist in sehr unterschiedlichem Ausmaß erfüllt.

Gleichzeitig tauchen aber in der Diskussion um Umweltindikatoren auch immer wieder Ansprüche auf, bei denen nationale Indikatorensysteme zu den oben skizzierten allgemeinen Zielsetzungen immer starke **implizite Grenzen** aufweisen werden.

Das betrifft sicherlich zum einen die **Kausalanalyse** und eng damit zusammenhängend die **Prognosefähigkeit** von Indikatoren. Gerade im Umweltbereich sind hier reine Trendextrapolationen oft wenig hilfreich. Analyse und Prognose erfordern daher zumeist den Rückgriff auf Information über verursachende Faktoren und deren Entwicklung, die in Indikatorensystemen nicht bzw. allenfalls sehr grob abgebildet werden. Gesamtrechnungsansätze bieten hier zumeist ein besseres Potential, teilweise ist auch der Rückgriff auf fachstatistische Informationssysteme notwendig. Damit hängt auch ein Spezifikum von Gesamtrechnungsansätzen im Hinblick auf die theoretische Fundierung zusammen. Gesamtrechnungssysteme setzen konsistent aufgebaute Beobachtungsmodelle voraus und sind durch ihre stärkere Differenzierung und den systematischen Aufbau auf der Basis der Beobachtungsmodelle für viele unterschiedliche Analysemodelle nutzbar. Sie verzichten aber - im Vergleich zu Analysemodellen - auf die Formulierung von Modellgleichungen und damit auf die Behauptung von Kausalitäten.

Kritisch ist auch der Anspruch der **Frühwarnfunktion** von Indikatoren zu sehen. Frühwarnung mit Indikatoren bedeutet letztlich, daß Zusammenhänge bereits erkannt sein müssen oder zumindest so vorausgeahnt werden können, daß Indikatoren formulierbar sind. Das scheint bei Indikatorenansätzen, die in der Regel problemorientiert sind und somit die Wahrnehmung des Problems und entsprechende Quantifizierungen voraussetzen, eher ein schwer einlösbarer Anspruch zu sein. Hier dürften generell Gesamtrechnungsansätze aufgrund einer stärkeren Offenheit Vorzüge aufweisen (siehe auch Abschnitt 3.2.3.2). Für das vorliegende Indikatorenprojekt ist die kritische Beurteilung der Frühwarnfunktion von Indikatoren jedoch zusätzlich in einem anderen Sinn bedeutsam. Da im Projekt auf die Umweltzustandsbeschreibung abgestellt wird und beispielsweise von wirtschaftlichen Aktivitäten ausgehende Belastungen (Pressures) nicht einbezogen sind, werden auch die Prozesse im Zusammenspiel von Wirtschaft und Umwelt nicht abgebildet, die tatsächlich früh in der Wirkungskette ansetzen - wie Materialflüsse - und damit allein aus ihrer Stellung in der Wirkungskette eher zur Frühwarnfunktion heranzuziehen wären. Frühwarnfunktion bei der Zustandsbeschreibung kann sich somit letztlich auch immer nur auf das frühzeitige Erkennen von Trends auf der Zustandsseite beziehen, d. h. auf Zustandverschlechterungen bzw. irreversible Änderungen von Ökosystemen.

2.3 Indikatorenentwicklung als sozialer Prozeß

Dieser Abschnitt versteht die Entwicklung eines Umweltindikatorensystems primär als ein sozialwissenschaftliches Themenfeld. Dem steht nicht entgegen, daß wesentliche Elemente und die fachliche Begrifflichkeit eines solchen Systems aus den Naturwissenschaften und der Statistik stammen.

2.3.1 Ausgangsüberlegungen

Stellt man sich die Umweltzustandsbeschreibung in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen vor, wie sie im Endergebnis vielleicht aussehen wird, dann existiert - in absehbarer Zeit - ein ökonomisch-ökologisches Informationsinstrument, das kontinuierlich Entscheidungsgrundlagen für staatliche oder private Akteure bereithält. Die Aussagen zur Umweltbelastung einerseits, über den Zustand von Ökosystemen, Atmosphäre oder Grundwasser andererseits sind im Prinzip nachvollziehbar und fußen auf deskriptiven Indikatoren, die sich weiter unterteilen lassen nach Indikatoren für Stoffe und deren ökologische Wirkungen, solchen der physischen Struktur und Ausstattung von Biotopen oder Landschaften und Indikatoren zur Funktionsweise bzw. Integrität von Ökosystemen (siehe Abschnitt 4.3).

Günstigstenfalls wird dieses Indikatorensystem von vielen Bürgern und gesellschaftlichen Institutionen genutzt oder doch wenigstens akzeptiert. Es erhalte nach und nach den Status eines nicht weiter hinterfragten Berichtssystems in dem Sinne, daß soziale Innovationen oder Produkte ab einem bestimmten Grad gesellschaftlicher Akzeptanz wie technisch innovative Produkte²¹ in den alltäglichen Gebrauch übergehen und routinemäßig genutzt werden: Das Produkt hat sich durchgesetzt und erhält sozusagen die "Normalität des Faktischen". Die UGR wären (ein) Instrument zur Herstellung relevanter Informationen über Zustand und Niveau der Umwelt, ein selbstverständlicher, sozio-technischer Bestandteil der Informationsgesellschaft.²²

Dennoch soll hier nicht ein naturwissenschaftliches, möglicherweise "objektivistisches" Verständnis der Darstellung des Umweltzustandes präferiert werden. Selbst wenn die Indikatoren letztlich deskriptive Kennziffern zu Agrar- oder Waldökosystemen liefern und die zugrundeliegenden Daten aus naturwissenschaftlichen Meßprogrammen stammen sowie überprüfbare, statistische Verfahren der Datenverarbeitung eingesetzt werden, bleibt die Entwicklung eines Umweltindikatorensens ein **sozialer Definitionsprozeß**. Am offensichtlichsten ist dies im Fall der Verknüpfung von Indikatoren mit politischen Sollwerten, wenn also ein Vergleichsmaßstab, Grenzwert etc. herangezogen wird, um den Indikator interpretieren zu können. Der Meßwert eines Indikators erlaubt dann, den "Abstand" zum rechtlich gesetzten oder in einem Umweltplan fixierten Ziel zu identifizieren. Eine solche Bewertung wird allgemein als "normativ-subjektive Ergänzung" der "objektiv-naturwissenschaftlichen Daten" gesehen. Man stimmt dabei überein, daß es keine allgemeingültige, objektiv ableitbare Bestimmung des "richtigen" Umweltzustandes geben kann.²³ Demzufolge herrscht auch meist Einvernehmen,

²¹ JOERGES (1989) sowie JOERGES (1988).

²² Im Unterschied zu vielen technischen Produkten besteht hier jedoch kein Interesse an Betriebsgeheimnissen, vielmehr ist die Funktionsweise des Instrumentes für die Nutzer bei Bedarf transparent.

²³ Dies gilt auch für die darunter liegende Ebene einzelner Umweltstandards: "Sobald zugegeben wird, daß der Glaube an eine wissenschaftlich objektive Begründbarkeit vor allem bei Gesundheits- und Umweltstandards ein "naturalistischer Fehlschluß" ist, muß man sich zwangsläufig mit dem Entscheidungsprozeß beschäftigen, in dem sie gesetzt werden." MAYNTZ (1990), S. 137.

daß das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development im Sinne der Rio-Deklaration; siehe auch Abschnitt 3.1) ein politisches Konzept und kein naturwissenschaftliches Konzept darstellt.

Ferner, welche Indikatoren herangezogen werden sollen, welche ihrer Ausprägungen, Kenngrößen nun Nachhaltigkeit signalisieren, ist auch abhängig von zwei miteinander verwobenen Aspekten: Zum einen, wie Nachhaltigkeit gesellschaftlich definiert wird und zum anderen, ob die Kennziffern - einmal akzeptiert - auch wirklich bei ihrer Berücksichtigung dazu beitragen, bestimmte Ökosysteme in ihrer Funktionsweise zu erhalten. "In the first few years the determination of sustainable development in terms of verifiable objectives will proceed on a trial-and-error basis." (ten Brink 1991,84). Die Bestimmung von Umweltzustandsindikatoren im Kontext einer nachhaltigen (ökologischen) Entwicklung ist mithin kein leichtes, wohl eher eine gewisse Zeitspanne umfassendes Vorhaben.

Was nun für die Interpretation, und wie gesagt, vor allem die Bewertung von Umweltindikatoren gilt, gilt auch für die Selektion oder die methodische Konstruktion: Es handelt sich in **allen** Phasen um einen Definitionsprozeß; der nur dann eventuell nicht als solcher erkannt wird, wenn die Gruppe der beteiligten Akteure a) über eine gemeinsam geteilte (naturwissenschaftliche) Denkrichtung verfügt, die soziale Abläufe weniger inkorporiert oder b) über eine - hier notwendigerweise ökologische - Metatheorie verfügt, aus der "eindeutig" die relevanten Indikatoren ableitbar sind. Obwohl mit beträchtlichem Aufwand international und seit längerem nach übergreifenden "General Systems"-Theorien geforscht wird, ist eine solche - hier notwendigerweise viele Umweltbereiche umfassende - Theorie nicht in Sicht.

Die Entwicklung eines Sets an Umweltzustandsindikatoren ist damit realistischerweise auf **Konventionen** angewiesen. Dies stellt aber keine Notlösung dar, sondern eine Problemlösung: Offensichtlich viele verschiedene Wissensbereiche und unterschiedliche Disziplinen sind gefragt.²⁴ Diese bereits vorfindliche Vielfalt wird unter der Dynamik weiterer wissenschaftlicher und EDV-technischer Ausdifferenzierung tendenziell eher noch zunehmen. Die Zusammenstellung von Umweltindikatoren stellt sicherlich einen wissenschaftlichen Prozeß dar, gleichzeitig und gerade dadurch zeigt sie sich als Interaktionsprozeß, der ohne soziale Vereinbarungen nicht auskommt.²⁵

Als Fazit läßt sich festhalten: Der Entwicklungsprozeß von Umweltindikatorensystemen ist grundlegend und auf allen Stufen - von der Selektion über die Indikatorendefinition, Aggregation und gegebenenfalls Bewertung - ein **kollektiver Prozeß**. Er ähnelt insofern Vorgängen, die seitens der Techniksoziologie schon etwas früher so beschrieben wurden: Die Herstellung und Durchsetzung von sozio-technischen Produkten ist **Synthese** eines wissenschaftlichen wie sozialen Prozesses. Das Objekt - ein Auto, ein Informations-system zu Umweltindikatoren - "is modified as it goes along from hand to hand. It is not only collectively transmitted from one actor to the next, it is collectively composed by actors".²⁶ Berücksichtigt man, daß kein einzelnes Individuum (auch nicht eine kleine Gruppe an Umweltforschern) angesichts der Komplexität heute existierender Umweltprobleme und ökologischer Wechselbeziehungen imstande ist,

²⁴ Von der Atmosphären- und Klimaforschung über Agrarwissenschaften, Boden- und Gewässerkunde bis zu Statistikern, Spezialisten für geographische Informationssysteme und Sozialwissenschaftlern.

²⁵ Dies belegen auch ausländische Erfahrungen: "There are likely to be disagreements about the choice of indicators. Differing value judgements on significance may reflect the differing priority given to an environmental issue in various parts of the country. In an extreme case, a particular change that is seen as acceptable according to one person's standards can represent deterioration by another." ENVIRONMENT CANADA, INDICATORS TASK FORCE (1991), S. 5.

²⁶ LATOUR (1987), S. 104 (Hervorhebung durch den Autor).

die adäquaten Indikatoren zu finden bzw. zu konstruieren, mehrere Disziplinen beteiligt sind und es keine Metatheorie gibt, dann sind Konventionen, Festlegungen der Schlüssel. Das aber bedeutet, daß ein Indikatorensystem nicht quasi objektiv "vorliegt" oder entdeckt wird, sondern nach und nach herausgebildet wird.²⁷ In der Terminologie der Techniksoziologie handelt es sich bei den erforderlichen kooperativen Arbeitsvorgängen um "fact building". Am Beispiel des eingangs erwähnten, günstigsten Falles entstünde daraus im Endergebnis ein innovatives, sozio-technisches Produkt, das "Indikatorensystem Umwelt".

2.3.2 Implikationen

Aus dem skizzierten Verständnis einer Umweltindikatorenentwicklung als kollektivem Prozeß ergeben sich vier Implikationen zur Objektivität der Beschreibung, dem Verhältnis zwischen Indikator und Indikandum, dem Problem davonlaufender Diskurse sowie letztlich zu den Aussagen eines solchen Indikatorensystems.

- Gehen Entscheidungs-, Selektions- und Aushandlungsprozesse immer in ein Indikatorensystem mit ein, so erfassen die Indikatoren - als Konstrukte - den Umweltzustand nicht "objektiv" als solchen, sondern immer nur vermittelt über die sozialen Konventionen und gewählten methodisch-technischen Arrangements der Datengewinnung (auf letztere bezieht sich das Stichwort einer "technischen Mitbestimmung" der Wahrnehmung). "Die Realität" oder "der" Umweltzustand sind per se nicht erhebbbar, sondern erst über Instrumente, wie ein Informations- bzw. Indikatorensystem. Die wissenschaftliche Dokumentation von Realität, hier im Sinne der Erfassung von Niveau und Tendenz des Umweltzustandes, ist **hergestellte Realität**. Diese Position erhält eine gewisse Unterstützung durch Erkenntnisse in Wissensbereichen, die bislang im Panorama der für Indikatorensysteme benötigten Disziplinen allenfalls am Rande standen: "Denn die Produktion wissenschaftlicher Ergebnisse stellt sich nicht mehr als ein deskriptiver bzw. "abbildender" Vorgang dar. Sie scheint als ein grundsätzlich konstruktiver Prozeß, durch den Objektivität und Gültigkeit erst hergestellt werden."²⁸ Die traditionelle Trennungslinie zwischen objektiver Realität, quasi auf der einen Seite, und erkennendem Subjekt, sozusagen auf der anderen Seite, kann verlassen werden. Die Sichtweise verschiebt sich vom (euphemistischen) Anspruch der **objektiven** Dokumentation des Umweltzustandes zur **verobjektivierten** Dokumentation.

Ein manchmal irritierendes, jedenfalls klärungsintensives Phänomen bei der Diskussion von Umweltindikatoren erscheint nun beinahe plausibel: Das Verhältnis zwischen **Indikator** und **Indikandum** (dem Objektbereich, der erfaßt werden soll) ist nicht a priori - weder ontologisch noch logisch - gegeben und demnach nicht eindeutig; obwohl jede Definition, die man vorfindet, dies in gewisser Weise suggeriert.

Bereits im naturwissenschaftlich geprägten Verständnis eines Umweltzustandsindikators wird eingeräumt, daß ein Indikator in der Regel für etwas "Unsichtbares" steht, welches so in seiner Komplexität, seinem Facettenreichtum nicht direkt erhebbbar ist. Der zu indizieren-

²⁷ Beteiligte sind beispielsweise hier der Beirat zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, verschiedene Indikatorenforscher, Teilnehmer an wissenschaftlichen Begleitkreisen und an Präsentationen von Zwischenergebnissen, Fachgebiete der Umweltministerien, Experten des Umweltbundesamtes sowie weitere Personen.

²⁸ BONN/HARTMANN (1985), S. 27 f. (Hervorhebung im Original). Vgl. dazu auch KNORR (1985), sowie LATOUR (1979).

de Gegenstandsbereich ist zumindest umfangreicher als der Indikator selbst, manchmal ist dieser teil-identisch (beispielsweise in Form eines Leitschadstoffes, der für eine ganze Gruppe an Substanzen in Gewässerbereich steht), häufig steht er jedoch sogar stellvertretend für größere ökologische Zusammenhänge oder Räume. Ein Indikator, als intelligentes Konstrukt zur Reduktion von Komplexität, ist genau genommen ein **Symbol**, ein heuristischer - erkenntnisleitender - Schlüsselbegriff.

- Der zweite Grund für den variablen Zusammenhang zwischen Indikator und Indikandum betrifft weniger den soeben skizzierten ökologischen Aspekt, sondern den soziologischen Aspekt der Konstrukteure. Die Intentionen der jeweils Beteiligten, die einen bestimmten Indikator einsetzen möchten, unterscheiden sich verständlicherweise; einmal soll die Umweltqualität von Belastungsgebieten (Untersuchungsgebieten im Rahmen des Bundes-Immissionschutzgesetzes) damit beschrieben werden, in anderen Fällen sollen Ökosysteme erfaßt werden. Ganz überwiegend sind Indikatoren in diesem Sinne "kontextgebunden", was ja auch Sinn macht, wenn bestimmte politische, rechtliche oder statistische Zwecke damit jeweils erfüllt werden sollen. Mitunter ergeben sich daraus Divergenzen auf die Frage, was ein Indikator denn "nun in Wirklichkeit" anzeigt, vor allem angesichts der Bedeutung für eine nachhaltige, ökonomisch-ökologische Entwicklung. Offen ist beispielsweise, ob der Blei- und Cadmiumgehalt in Regenwürmern letztlich Auskunft über die Organismen an sich gibt, oder über den Zustand des betreffenden Lebensraums Boden, oder schließlich über die Folgen für Nahrungsketten immissionsbelasteter Regionen mit Schwermetallen und versauernd wirkenden Niederschlägen. Auch der Indikator "bodennahe UV-B Strahlung" kann gewissermaßen doppeldeutig sein: Die UV-B Komponente dokumentiert (mehr historisch) die verstärkte Einstrahlung auf die Erdoberfläche als Folge eines fortschreitenden Abbaus der Ozonschicht. Oder sie signalisiert (mehr antizipierend) eine Gefährdung ökologischer Wirkungsbeziehungen, die nach Vegetationsveränderungen auftreten könnten. Es empfiehlt sich, die Relation Indikator - Indikandum nicht als objektiv gegeben aufzufassen, sondern als begründbare, nachvollziehbare Beziehung.²⁹ Das Verhältnis muß sicherlich eindeutig präzisiert werden, jedoch ist dies eine Festlegung im eigentlichen Sinne des Wortes. Damit erhält der Definitionsprozeß bei der Indikatorenbildung einen zentralen Stellenwert. Er **manifestiert** einen Indikator im jeweiligen sozialen bzw. institutionellen Umfeld.³⁰
- Die dritte Implikation resultiert aus der Unhintergebarkeit konventioneller Festlegungen. Der skizzierte Definitionsprozeß - der auch immer erforderlicher Aufwand ist - führt unter Umständen nur für eine begrenzte Dauer zu einem konstanten Indikatorenset. Der Konstruktcharakter von Indikatoren bringt es geradezu mit sich, daß der Diskussionsprozeß zu nächst einmal weitergeht, ein inhaltlich und zeitlich **offener** Vorgang wird. Nimmt man die These ernst, daß es außerdem keine "Einheit der Wissenschaft" mehr gibt, dann ist vermutlich auch kein allgemeines Verständnis bezüglich "der" Umweltsituation und ihrer richtigen Beschreibung erzielbar. Dies dürfte wenigstens für die Anfangsphase der Entwicklung eines

²⁹ Dies wird auch von Naturwissenschaftlern hervorgehoben. Bei Befunden aus Biotests beispielsweise gelte es sich vor Augen zu halten "daß hier "nur" das Gefährdungspotential ermittelt werden kann, daß die in Standardverfahren festgeschriebenen Bedingungen aber nicht die reale Welt, sondern per Kompromiß erzielte Konventionen darstellen." NUSCH (1993), S. 155 (Hervorhebung im Original). Ähnlich Keitel, der darauf hinweist, daß das Aussageziel bei Bioindikationsverfahren durch die Wirkungsbestimmung am Indikator nicht zwingend vorgegeben sei. KEITEL (1989), S. 30.

³⁰ Umgekehrt folgt daraus, daß ohne eine Mindestkenntnis dieser "Kontextgebundenheit", die in jeden Umweltindikator mit eingeflossen ist, man die Funktion des betreffenden "Symbols" nicht vollständig versteht. (Im Projekt erfolgt dies hauptsächlich durch Anlage eines Indikatorenkennblattes und einer Datenbank, siehe Abschnitt 5.4.2.4).

(UGR-) Indikatorensystems gelten.³¹ US-amerikanische Erfahrungen, mit ihrer vergleichsweise dynamisierten Diskussionskultur, legen den Schluß nahe, daß eines der Hauptprobleme im Umgang mit Experten liegen könnte: "We suggest that the success of environmental monitoring activities and their impact on policy-making depend above on our ability to handle disagreement among experts."³²

Andererseits ist eine Forschungsgruppe schnell überfordert, wollte man das gesamte Aufgabenspektrum in eigener Regie bewältigen, um ein stimmigeres Konzept zu erzielen. Die infragekommenden Themenstellungen über alle Umweltkompartimente und Ökosysteme hinweg, die Unüberschaubarkeit neuer Indikatorenvorschläge und die fachliche Interpretation der verschiedensten Kontexte sind nicht bewältigbar. Man ist immer auf das Wissen und vor allem die Datenbestände anderer angewiesen, die hierdurch in den Entwicklungsprozeß hineingezogen werden.

Dem Vorteil einer notwendigerweise gemeinsamen, fach- und disziplinübergreifenden Ausarbeitung eines Systems von Umweltindikatoren steht das Risiko gegenüber, den Diskussionsprozeß darüber nicht anhalten zu können, damit "definitive" Ergebnisse vorliegen und umgesetzt werden.³³ Eine permanente Erörterung von Indikatoren verzögert, verhindert oder relativiert entsprechende Entscheidungen, was für ein kontinuierlich und langfristig konzipiertes statistisches Berichtssystem Probleme aufwirft.

- Eine vierte Implikation betrifft schließlich die Aussagen eines Indikatorensystems zur Umweltzustandsbeschreibung. Liegen zentrale Kenngrößen über Gewässer, Waldökosysteme oder Agrarlandschaften vor, so beruhen sie auf einem bestimmten Instrumentarium, welches im Zuge der Selektion, Definition und fachlichen Abstimmung entwickelt worden ist. Wenn dieses Instrumentarium letztlich ein soziales Produkt darstellt, wie eingangs formuliert, dann gilt dies auch für das intendierte Ergebnis. Hinter der Gestalt naturwissenschaftlich fundierter und statistisch aufbereiteter Tabellen, Grafiken und Indikatoren stehen doch soziotechnisch organisierte Herstellungsroutinen. Indikatorensysteme sind eine Einrichtung mit dem Ziel der "construction of facts". Man kommt nicht umhin, diesen Aspekt besonders zu betonen, der mit der Schaffung gesellschaftlicher Tatsachen zu tun hat. Was Aussagen über den Stand und die Veränderung der bundesdeutschen Umweltsituation anbelangt - die im öffentlichen Gebrauch mehr oder weniger mit der real existierenden Umweltsituation identifiziert werden - fußen diese auf Herstellungsprozessen, welche eingebettet und inspiriert sind durch die sozialen, methodischen und kapazitätsmäßigen Rahmenbedingungen der Wissensproduktion.³⁴

Ein Indikatorensystem ist sicherlich (aber nicht nur) erfolgreich, wenn es als handlungs- und politikrelevant angesehene Informationen bereitstellt. Erreicht es das anfangs angesprochene Stadium der Akzeptanz, beginnt eine Art sozio-kulturelle "Sedimentierung" bei der, ohne permanente Hinterfragung, Umweltinformationen als Entscheidungsgrundlagen genommen werden. Entsprechende Maßnahmen tragen mit bei zur Veränderung der ökologischen Situation

³¹ Aber auch in späteren Phasen werden Einzelindikatoren immer wieder zur Diskussion stehen, angesichts der Komplexität und veränderlichen Austauschbeziehungen zwischen Gesellschaft und Natur sowie, nicht zuletzt, der erwähnten Fragmentierung im Wissenschaftssystem selbst.

³² ALBERTI/PARKER (1991), S. 95 u. 96.

³³ Vgl. ZIESCHANK/VAN NOUHUYS (1995).

³⁴ Ohne es vertiefen zu wollen, sei hier auf den Zusammenhang zwischen verfügbaren Ressourcen finanzieller, personeller und politischer Art (auf Seiten des Indikatorensystems) und der verfügbaren Daten- wie Aussagenqualität (auf Seiten der Nutzer) hingewiesen.

eines Industrielandes, das sich an einer zukunftsfähigen Entwicklung orientiert. Das Indikatoren-system wird zu **einem** Faktor, der in die "soziale Gestaltung der Umwelt" durch Produktions- und Konsumtionsmuster einfließt. Die "construction of facts" in Form von Zahlen, Fakten und Trends hängt in diesem Fall mit der "construction of artifacts" zusammen, der Umwandlung von Natur in eine mehr oder weniger intakte Kulturlandschaft - oder deren Weiterverwandlung. Der englische Begriff "manmade landscape" drückt diesen Sachverhalt wohl am pointiertesten aus. Eine Veränderung von Teilen der sozio-ökologischen Umwelt hätte im Übrigen wohl auch Rückwirkungen auf das etablierte Umweltindikatoren-system. Die Modifizierung bisheriger Indikatoren liefe wiederum aber als sozialer Prozeß ab.

3 Leitbilder und Umweltökonomische Gesamtrechnungen

Der vorliegende Abschnitt erläutert in differenzierter Weise die grundlegenden Leitbilder und den ökosystemtheoretischen Hintergrund des Projekts sowie die Einbindung der Umweltzustandsbeschreibung in die UGR. Er bildet somit den Hintergrund für manche Entscheidungen im Hinblick auf die generellen Konzepte des Indikatoren-systems. Daher wird in den folgenden Abschnitten (insbesondere 4, 5 und 7) an verschiedenen Stellen auf die grundlegenden Passagen in Abschnitt 3 verwiesen bzw. aufgebaut. Der Leser, der mit den vorliegenden Diskussionskontexten vertraut ist, kann aber ohne Probleme den Abschnitt 3 überspringen.

Der Aufbau von Berichtssystemen wie den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) bzw. von einem Indikatoren-system zur Darstellung des Umweltzustands setzt eine Orientierung an Leitbildern voraus, die zugleich einen politischen und einen wissenschaftlichen Bezug haben. Leitbilder dienen insofern mehreren Zwecken:

- Sie helfen bei der Strukturierung von Berichtssystemen wie den UGR insgesamt und bei der Auswahl und Strukturierung einzelner Themenbereiche einer Gesamtrechnung, wie beispielsweise bei der Darstellung des Umweltzustands.
- Sie erleichtern die Selektion von Indikatoren, indem sie als Relevanzkriterien bei der Auswahl brauchbarer Umweltindikatoren aus der Vielzahl der Konzepte und Datenbestände in der nationalen und internationalen Literatur helfen.
- Sie sind bei der Anwendung von Indikatoren-systemen im politischen Bereich nützlich, denn Bewertungsmaßstäbe wie Grenzwerte, Referenzzustände historischer Artenverbreitung oder die „Gesundheit“ von Ökosystemen etc. sind ohne explizite Wertmuster schwerlich festzulegen. Eine solche Normierung von Umweltindikatoren ist meist aufwendig und kann nur im Rahmen politischer Prozesse auf der Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse erfolgen.

Im Rahmen der UGR bzw. im Umweltindikatorenprojekt sind zwei allgemeine Leitbilder von vorrangiger Bedeutung: das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung im Sinne der derzeit intensiven politischen und ökonomischen Diskussionen auf nationaler und internationaler Ebene und das Leitbild der Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen, das bei ökosystemtheoretischen Betrachtungen und bei modernen Naturschutzkonzepten im Vordergrund steht. Beide drücken vor dem Hintergrund gleicher Begrifflichkeit (Nachhaltigkeit) unterschiedliche Sichtweisen des Problems aus und sind zugleich für die zwei bestimmenden Pole in den UGR, die Ökonomie und die Ökologie, charakteristisch. Sie sollen daher zunächst kurz skizziert und anschließend in ihrer Auswirkung auf die UGR diskutiert werden.

3.1 Politisches Leitbild: Nachhaltige Entwicklung³⁵

3.1.1 Allgemeine Skizzierung des Leitbildes

Die Zukunft der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Entwicklung ist von einer angemessenen Einschätzung der Folgen ökonomischen Handelns auf Umwelt und Natur abhängig. Der Zusammenhang von ökonomischer, sozialer und ökologischer Entwicklung wird sowohl national als auch international unter dem Schlagwort der „**Nachhaltigen Entwicklung**“ bzw. synonymen Übersetzungen des englischen Begriffs „Sustainable Development“ als „dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung“ oder „dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung“ diskutiert.³⁶ Dabei handelt es sich zunächst um eine politisch häufig verwendete, aber mehrdeutige abstrakte Formel, unter der - je nach Interessensposition - zumeist verschiedene Inhalte subsumiert werden. Ein Ausgangspunkt der Diskussion ist die Forderung, durch das heutige Verhalten die Entwicklungsmöglichkeiten zukünftiger Generationen nicht zu verbauen. Der entscheidende Fortschritt des Konzeptes liegt weiter in der Erkenntnis, „daß ökonomische, soziale und ökologische Entwicklung notwendig als innere Einheit zu sehen sind. Soziale Not kann einem verantwortungslosen Umgang mit den Ressourcen der Natur ebenso Vorschub leisten wie rücksichtsloses wirtschaftliches Wachstumsdenken. Dauerhafte Entwicklung schließt so nach eine umweltgerechte, an der Tragkapazität der ökologischen Systeme ausgerichtete Koordination der ökonomischen Prozesse ebenso ein wie entsprechende soziale Ausgleichsprozesse zwischen den sich in ihrer Leistungskraft immer weiter auseinander entwickelnden Volkswirtschaften. Gleichzeitig bedeutet dies eine tiefgreifende Korrektur bisheriger Fortschritts- und Wachstumsvorstellungen, die sich als nicht länger tragfähig erweisen.“³⁷

Entwicklung wird somit nicht mehr nur als Wachstum des materiellen Wohlstands (Einkommen pro Kopf) verstanden, sondern schließt andere Ziele wie Verbesserung von Gesundheitssystemen, Ernährung und Bildungswesen, Verfügbarkeit von Ressourcen, Angleichung von Einkommensunterschieden oder die Garantie von Grundrechten mit ein.³⁸ Bei einer derart umfassenden Perspektive liegt es nahe, daß die **Nachhaltigkeit eines Teilaspektes** oder eines Teilsystems akzeptable Lösungen in anderen Teilsystemen in Frage stellen kann. Endgültige und objektive Kriterien für eine nachhaltige Entwicklung sind daher kaum zu definieren. Angesichts der Zukunftsbezogenheit des Konzeptes und der Komplexität des Betrachtungsgegenstandes kann Nachhaltigkeit auch kaum garantiert werden. Vielmehr setzt das Leitmotiv der nachhaltigen Entwicklung als anthropozentrisches Konzept ein ständiges politisches Ausbalancieren der Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales voraus.

Bei einer **Operationalisierung** des Konzeptes der nachhaltigen Entwicklung treten mehrere Schwierigkeiten zutage. Zum einen wird deutlich, daß ein umfassend und weit abgegrenzter Entwicklungsbegriff sehr viel schwieriger zu operationalisieren ist als das eng gefaßte Konzept des Wirtschaftswachstums. Zum anderen zeigt sich das Problem, daß auch die ökologische Dimension des Begriffs trotz einiger Fortschritte noch nicht eindeutig ist. Das letztere soll im folgenden im Vordergrund stehen.

³⁵ Siehe ausführlichere Anmerkungen zu diesem Abschnitt in RADERMACHER (1993), DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994).

³⁶ Siehe z.B. das 5. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union von 1992, die Ergebnisse der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung in Rio 1992, RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994) oder BUNDESREGIERUNG (1994).

³⁷ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), S. 45.

³⁸ Siehe RADERMACHER (1993a).

Überlegungen zur **ökologischen Komponente** des Begriffs der nachhaltigen Entwicklung aus dem Bereich der Ökonomie und der Politikwissenschaften setzen zumeist an der Ausweitung des ökonomischen Kapitalbegriffs auf das Naturvermögen und der Einbeziehung der natürlichen Ressourcen in die Einkommensbetrachtung an. Als „schwache Nachhaltigkeit“ wird dabei gefordert, daß das gesamte Vermögen aus produziertem und Naturkapital am Ende einer Periode nicht geringer sein darf als am Anfang (d.h. beispielsweise die Summe aus produziertem Vermögen und Naturvermögen, gemessen in monetären Einheiten). Die „starke Nachhaltigkeit“ unterstellt dagegen, daß das Naturvermögen als solches in einer Periode erhalten bleiben muß und ein Ersatz von Naturvermögen durch produziertes Kapital nicht den Forderungen einer nachhaltigen Entwicklung gerecht wird.

Der Kern der umweltbezogenen Nachhaltigkeitsforderungen wird von Daly mit **vier Prinzipien** oder Grundregeln umschrieben:

- „Minimierung der menschlichen Eingriffe und Belastungen (Leitprinzip),
- Verbrauch erneuerbarer Rohstoffe innerhalb der Regenerationsrate (erstes Inputprinzip),
- Verbrauch nicht-erneuerbarer Rohstoffe im Umfang der Entwicklung von Ersatztechnologien (zweites Inputprinzip),
- Emissionen maximal bis zur Grenze der natürlichen Aufnahmekapazität (Output-prinzip).“³⁹

Bereits diese noch wenig konkreten Prinzipien sind in der Diskussion nicht unumstritten. Insbesondere die Regel zu den erschöpfbaren Ressourcen wird immer wieder stark diskutiert. Zusätzlich werden teilweise weitere Prinzipien nachhaltiger Entwicklung hervorgehoben, die entweder in den genannten Regeln bereits implizit enthalten sind, aber als spezielle Aspekte betont werden, oder die als Ergänzung verstanden werden. Dazu zählen z.B. die Erhaltung der Biodiversität, die Erhöhung der Ressourceneffizienz, eine ökologisch tragfähige Flächennutzung oder der Schutz menschlicher Gesundheit. So schließt der SRU beispielsweise das Prinzip „Gefahren und unvermeidbare Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden“ mit ein.⁴⁰

3.1.2 Informationsanforderungen des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung

Der nach wie vor unbestimmte Charakter des **Leitbildes** wirft die Frage auf, in welcher Form es derzeit in den UGR bzw. beim Aufbau einer Umweltzustandsberichterstattung im Rahmen der UGR genutzt werden kann. Ein statistisches Berichtssystem hat in dieser Ausgangssituation nicht primär die Aufgabe, Leitbilder zu operationalisieren bzw. ihre Umsetzung im Detail quantitativ zu überprüfen. Das gilt umso mehr, als explizite quantitative Zielvorgaben bei der Umsetzung der Leitbilder im politischen Raum in Deutschland noch weitgehend fehlen. Die Statistik kann in dieser Ausgangssituation nur die zweckorientierte Aufgabe haben, im politischen Prozeß nutzbares Erfahrungswissen auch quantitativ zu untermauern, zu verbessern und zu systematisieren. Entsprechend können die Leitbilder im vorliegenden Kontext nur dazu genutzt werden, die Strukturierung der UGR bzw. das Informationsangebot so auszurichten, daß die Daten für die konsequente Formulierung einer Politik der nachhaltigen Entwicklung ge-

³⁹ Zitiert nach RADERMACHER (1993a), S. 338. Siehe auch RENNINGS (1994).

⁴⁰ Siehe DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), S. 84.

nutzt werden können bzw. daß Entwicklungen, die auf einen Pfad abseits der Nachhaltigkeit führen, möglichst frühzeitig erkannt werden.

Bei der ökonomisch orientierten Umsetzung des Konzeptes der nachhaltigen Entwicklung steht die **Erhaltung** des Kapitals einschließlich des **Naturkapitals** als Zielgröße im Vordergrund. Offen ist dabei, wie dieses Ziel hinsichtlich seiner Messung umgesetzt werden soll: „Soll das Kapital physisch/qualitativ konstant bleiben; soll sein ökonomischer Wert konstant sein; können Preise als Knappheitsindikatoren dienen; ist eine Substitution mit ökonomischem Kapital zulässig?“⁴¹

Die grundsätzliche Problematik der Behandlung der Natur als Kapital soll an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden.⁴² Derzeit lassen sich jedoch drei empirische **Umsetzungsstrategien** unterscheiden:

1. Zum einen wird versucht, durch die Ermittlung eines hochaggregierten monetären Indikators wie des Ökoinlandsprodukts eine Zielgröße für das Konzept der nachhaltigen Entwicklung zu entwickeln.⁴³ Ein Ökoinlandsprodukt mißt die Leistung einer Volkswirtschaft unter Berücksichtigung der Kosten der ökonomischen Umweltnutzung. Derartige Versuche sind jedoch mit einer Vielzahl von theoretischen, methodischen und statistischen Problemen verknüpft. Als Konsens schält sich derzeit heraus, daß ein entsprechendes Aggregat deskriptiv und objektiv als amtliche Zahl nicht ermittelt werden kann. Dies wird auch von der Bundesregierung in ihrer Antwort auf die Große Anfrage zum Stand der UGR betont.⁴⁴ Vielmehr sind zur Ermittlung eines Ökoinlandsprodukts umfangreiche Modellrechnungen notwendig, die das Vorhandensein von umweltverträglichen Standards voraussetzen, derzeit nur für einzelne Nachhaltigkeitsprobleme partiell durchführbar sind und aufgrund der notwendigen Annahmen beim Modellaufbau über den Bereich der amtlichen Statistik hinausreichen.⁴⁵
2. Aufgrund der Schwierigkeiten, das Naturkapital monetär zu bewerten und in einer eindimensionalen Größe darzustellen, wird etwa vom SRU die Entwicklung eines Systems von Nachhaltigkeitsindikatoren vorgeschlagen. Der Vorschlag enthält normative, auf Soll-Ist-Vergleichen beruhende Indikatoren. Somit wird das monetäre Bewertungsproblem umgangen, das Konzept setzt aber Standards (Sollwerte) zur Normierung der Indikatoren voraus.
3. Eine dritte Gruppe von Ansätzen geht davon aus, daß entsprechende Standards⁴⁶ derzeit nicht bzw. nur in äußerst unzureichendem Maß vorliegen und daß genau die Fixierung der Standards das eigentliche politische Entscheidungsproblem darstellt. Daher wird versucht, differenziertere deskriptive Systeme zu entwickeln, die entweder versuchen, sich dem Konzept der nachhaltigen Entwicklung mit einem System von Nachhaltigkeitsindikatoren empirisch zu nähern⁴⁷, oder die wie die UGR auf einem Methodenpluralismus beruhen und unterschiedliche Facetten der nachhaltigen Entwicklung mit unterschiedlichen Methoden erfassen (siehe Abschnitt 3.3.3).

Die drei Umsetzungsstrategien führen jedoch insofern nicht in unterschiedliche Richtungen bzw. zu unterschiedlichen **Informationsanforderungen**, als die deskriptiven Daten, die als

⁴¹ Siehe RADERMACHER (1993a), S. 332.

⁴² Siehe RADERMACHER (1993a).

⁴³ Zu konzeptionellen Überlegungen siehe hier das SEEA der UN: UNITED NATIONS (1993). Das SEEA integriert jedoch auch einen Berichtsteil in physischen Einheiten, der eher der dritten Umsetzungsstrategie zugerechnet werden kann.

⁴⁴ BUNDESREGIERUNG (1996).

⁴⁵ Siehe RADERMACHER (1995) und BROUWER et al. (1996).

⁴⁶ Zum Problem der Standardsetzung siehe RADERMACHER (1993a), S. 337 ff.

⁴⁷ Siehe die Arbeiten zu deskriptiven Indikatoren des Statistischen Amtes der Vereinten Nationen und der Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD).

Voraussetzung zur Berechnung eines Ökosozialprodukts bzw. zur Ermittlung normativer Nachhaltigkeitsindikatoren notwendig sind, zugleich auch Bestandteil der mehrdimensionalen deskriptiven Berichtssysteme sein können. Die Entwicklung deskriptiver Systeme, die auch im Sinne der anderen Umsetzungsstrategien nutzbar sind und zugleich die notwendigen Informationen für den politischen Prozeß der Standardsetzung liefern, scheint daher derzeit die wichtigste statistische Aufgabe zu sein. Dabei können vier Arten von Daten als zentral angesehen werden:⁴⁸

- Daten zur Entwicklung des Umweltzustandes (State), die nach Möglichkeit Aufschluß über Umweltprobleme auf der Wirkungsseite geben,
- Daten über Umweltbelastungen (Pressure), die zeigen, welche Wirtschaftsbereiche für welche Umweltbelastungen verantwortlich sind,
- Daten zu Ausgaben für die Vermeidung von Umweltbelastungen bzw. zur Sanierung der Umwelt (Response), die Aufschluß über bereits getroffene Umweltschutzmaßnahmen geben sowie
- Daten über zusätzliche Vermeidungskosten von Umweltbelastungen, die anzeigen, welche Kosten mit neuen Maßnahmen zum Schutz der Umwelt verbunden wären.

Damit würden für den politischen Entscheidungsprozeß zum Setzen von Standards die notwendigen Sachdaten über Kosten und Nutzen alternativer Standardwerte zur Verfügung stehen. Idealtypischerweise könnte ein entsprechender Entscheidungsprozeß umgekehrt zur eigentlichen Wirkungskette ablaufen⁴⁹: Daten zum Umweltzustand könnten systematisch genutzt werden, um anhand von Umweltqualitätszielen auf der Zustandsseite Umweltprobleme zu identifizieren. Dabei muß insbesondere die sog. Tragekapazität der Natur Berücksichtigung finden. In einem zweiten Schritt müßte versucht werden, daraus Standards auf der Belastungsseite (Emissionsstandards, Standards zur Flächennutzung bzw. zu strukturellen Eingriffen) abzuleiten oder zu modifizieren. Diese könnten wiederum durch Vergleich mit der Ist-Situation dazu genutzt werden, um belastungsbezogenen Zielverfehlungen zu erkennen und wirtschafts- und umweltpolitische Instrumente bzw. den adäquaten Mix von Instrumenten auszuwählen, die die Zielerreichung möglichst effizient garantieren. Dazu wiederum ist Information notwendig, wer die Belastungen verursacht und welche Vermeidungsmaßnahmen welche Kosten nach sich ziehen. Erst die Verfügbarkeit von Standards aus politischen Entscheidungsprozessen würde es dann denkbar erscheinen lassen, globale monetäre Nachhaltigkeitsindikatoren wie Varianten eines Ökosozialprodukts oder Nachhaltigkeitsindikatoren im eigentlichen Sinn als auf Sollgrößen bezogene Indikatoren zu bilden bzw. modellmäßig zu ermitteln.

Allerdings ist dabei zu beachten, daß die Abfolge der Entscheidungsschritte „Umweltqualitätsziele - Handlungsziele - Instrumente“ nicht als linearer Prozeß interpretiert werden darf. Vielmehr handelt es sich um einen iterativen Vorgang mit vielfältigen Rückkopplungen und Wechselbeziehungen. Die Entscheidungen fußen dabei zum einen auf verfügbaren Daten, andererseits aber auch auf gesellschaftlichen und politischen Zielvorstellungen und der sozialen Akzeptanz. Letzteres gilt umso mehr, als es schon die fehlende Kenntnis der Ursache-Wirkungszusammenhänge oft unmöglich macht, alleine aus verfügbaren Daten Zielwerte wissenschaftlich begründet abzuleiten. Zielvorstellungen können grundsätzlich nicht vollständig naturwissenschaftlich untermauert sein. Sie repräsentieren vielmehr gesellschaftliche Präferenzen innerhalb naturwissenschaftlich gesetzter Begrenzungen bzw. Entscheidungsspielräume.

⁴⁸ Siehe auch RADERMACHER (1993a), S. 337.

⁴⁹ Siehe dazu auch das „Invers-Szenario“ des WISSENSCHAFTLICHEN BEIRATS DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (1995), S. 6.

Sie müssen mittels gesellschaftlicher Verhandlungsprozesse herausdestilliert werden. Somit hat Entscheidungsfindung sowohl eine deskriptive als auch eine normative Komponente. Es ist jedoch naheliegend, die normative Komponente der Entscheidungsfindung durch Bereitstellung einer möglichst umfassenden sachlichen Informationsbasis zu erleichtern oder zumindest zu „versachlichen“. Umgekehrt ist die Informationsbeschaffung wiederum abhängig vom Stand des gesellschaftlichen / politischen Entscheidungsprozesses: Weil die Datenproduktion kostenintensiv ist, wird die Datenqualität durch finanzielle Restriktionen qualitativ, quantitativ und zeitlich determiniert.

Das Ziel der nachhaltigen Entwicklung kann somit auf **verschiedenen Stufen** präzisiert werden. Bezogen auf die Ressourcennutzung fordert es in erster Annäherung eine Verbesserung der Material-, Energie- und Flächeneffizienz ökonomischer Aktivität. Vielfach wird Nachhaltigkeit auch erst mit Blick auf die Emissionsseite diskutiert, indem vorhandene Emissionen mit tolerierbaren oder der Nachhaltigkeit gemäßen Emissionen verglichen werden. Letztlich muß jedoch das Bild der nachhaltigen Entwicklung auf die Bestandsgrößen abstellen und auf den langfristigen Erhalt von wichtigen Funktionen der Natur. Das Naturkapital bzw. der Umweltzustand ist das eigentliche Zielobjekt der Umweltpolitik. Da, wo sich Umweltzustand und Umweltbelastung bzw. Ressourceneinsatz nicht sinnvoll miteinander in Bezug setzen lassen, weil beispielsweise hinreichende Kenntnisse über Wirkungsketten fehlen, erscheinen ausschließlich stromgrößenbezogene Strategien (z.B. Emissionsminderungsstrategien) zur Umsetzung der Nachhaltigkeit als Substitut gerechtfertigt. Ohne Daten zum Umweltzustand ist es aber außerordentlich schwierig, strombezogene Standards als nachhaltig zu interpretieren. Allenfalls kann abgeschätzt werden, ob eine Entwicklung in Richtung der Nachhaltigkeit wahrscheinlich ist. Aufgrund von Akkumulationseffekten, und Synergismen ist es aber beispielsweise durchaus denkbar, daß selbst bei einer Verringerung strombezogener Umweltbelastungen eine weitere Verschlechterung des Umweltzustandes eintritt. Selbst wenn unzureichende Kenntnisse über den Zusammenhang von Umweltbelastungen und Umweltzustand vorliegen, ist daher eine Umweltzustandsberichterstattung zur Kontrolle der Wirkungen von Umweltschutzmaßnahmen aus der Sicht des Leitbildes unverzichtbar. Die Bestimmung der Tragkapazität der Umwelt zur Festlegung der Nachhaltigkeit erfordert, daß in das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung Erkenntnisse aus dem Bereich der Ökosystemtheorie integriert werden und daß entsprechende statistische Berichtssysteme ökologische Einheiten (Biotope, Ökosysteme) in den Mittelpunkt stellen.

3.2 Ökologisches Leitbild: Ökosystemintegrität

3.2.1 Orientierung des Indikatorenprojekts an den Ergebnissen der Ökosystemforschung

Eine optimale Umweltbeobachtung sollte auf geprüften und bestätigten **Modellvorstellungen** von Systemen, insbesondere von Ökosystemen, beruhen. Sie kann sich dann auf die entscheidenden Zustandsparameter konzentrieren und verschiedene Beobachtungsaspekte sinnvoll miteinander verknüpfen. Aus diesem Grund orientiert sich das Indikatorensystem u.a. an den aktuellen Denkweisen und Forschungsergebnissen der Ökosystemforschung.

Im Jahr 1988 hat das damalige BMFT den **Förderschwerpunkt Ökosystemforschung** gegründet. Fünf Ökosystemforschungszentren⁵⁰ wurden im nationalen Forschungsverbund TERN (Terrestrial Ecosystem Research Network) verknüpft. Außerhalb dieses Verbunds bestehen national weitere Institutionen, die sich mit ökosystemarer Forschung oder Raumbeobachtung befassen (z.B. das Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungs-forschung (ZALF) in Müncheberg, der Forschungsverbund „Boddenlandschaften“, die Technische Universität München/Weihenstephan u.a.). Aufgabe von TERN ist eine langfristig angelegte, anwendungsorientierte Forschung mit einem interdisziplinären Konzept. An einzelnen Standorten werden bislang insbesondere Stoffkreisläufe umfassend analysiert, während die Beobachtung räumlicher Strukturen in vielen Fällen nachrangig ist.⁵¹

Obwohl die Ökosystemforschungszentren im Verbund arbeiten, haben die Arbeitsgruppen keinen übereinstimmenden theoretischen Ansatz zum Verständnis von Ökosystemen. Der an das Forschungsprojekt „Indikatorensystem“ herangetragene hohe Anspruch, zu prüfen, inwieweit die Ergebnisse der Ökosystemforschung in Deutschland zur Formulierung von Indikatoren praktisch genutzt werden können, würde bei der Berücksichtigung aller Denk- und Forschungsansätze einen enormen Zeitaufwand bedeuten. Daher muß eine **Auswahl** an Experten und Ansätzen getroffen werden. Bei der folgenden Darstellung werden vor allem die Arbeiten des Projektzentrums Ökosystemforschung in Kiel⁵² und der Ansatz der Landschaftsökologie der TU München/Weihenstephan zugrundegelegt.

3.2.2 Ökosystemtheoretischer Ansatz des Projektzentrums Ökosystemforschung Kiel

3.2.2.1 Beschreibung ökologischer Systeme und theoretische Grundlagen der Modellbildung⁵³

Zum Verständnis der Ökosystemtheorie ist es vorab notwendig, die Bedeutung der verwendeten Begriffe System, offenes System und Ökosystem zu kennen. Unter einem **System** wird eine komplexe Einheit in Raum und Zeit verstanden, deren Untereinheiten in der Art kooperieren, daß die Struktur und das Verhalten des Systems nach nicht destruktiven Störungen wiederhergestellt werden können. Ein **offenes System** ist darüberhinaus gekennzeichnet durch Inputs und Outputs in Form von Energie, Stoffen und Information. Um den Durchfluß aufrecht zu erhalten, wird ein interner Gradient von Energie, Stoffen und Informationen aufgebaut. Das offene System ist gekennzeichnet durch dissipative (d.h. energieverbrauchende) Strukturen, es existiert fernab vom thermodynamischen Gleichgewicht, und es bildet Strukturen durch Selbstorganisationsvorgänge.

Ein **Ökosystem** nun ist ein geographisch und biologisch abgrenzbarer Raumausschnitt, in dem ein Wirkungsgefüge zwischen (abiotischem) Lebensraum (Biotop) und den Lebewesen des

⁵⁰ Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung/BITÖK, Forschungszentrum Waldökosysteme (FZW) Göttingen, Projektzentrum Ökosystemforschung Kiel, Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) und Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle.

⁵¹ Für das weitergehende Verständnis der komplexen Wechselwirkungen von Prozessen in und zwischen Ökosystemen ist die Einbeziehung lateraler Prozesse und räumlicher Strukturen Voraussetzung, weshalb landschaftsbezogene, d.h. räumlich differenzierte und zugleich flächendeckende Untersuchungen zukünftig einen höheren Stellenwert haben sollen. Siehe auch WISSENSCHAFTSRAT (1994).

⁵² Jetzt: Ökologiezentrum der Universität Kiel

⁵³ Die Ausführungen in Abschnitt 3.2.2.1 orientieren sich zu großen Teilen an einem Vortrag von MÜLLER (1995). Von MÜLLER stammen auch alle beigefügten Abbildungen.

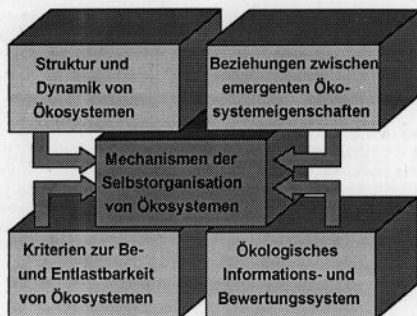
Biotops (Biozönose) besteht. Es ist durch vielseitige Wechselwirkungen (intern und extern) geprägt und innerhalb gewisser Grenzen zur Selbstregulation befähigt. Das Biotop des Ökosystems wird durch abiotische Komponenten wie Wasser, Nähr- und Schadstoffe, Strahlung (Wärme, Licht) und Raumstruktur gebildet. Es prägt die Biozönose des Ökosystems, die aus Produzenten (Pflanzen als Primär-Erzeuger), Konsumenten (Tiere) und Destruenten (Zersetzer) besteht. Zu unterscheiden ist zwischen dem real vorkommenden Wirkungsgeflecht eines Ökosystems⁵⁴ in der Natur und seinem abstrahierten Modell als Grundlage der Ökosystemtheorie.

Unter **Ökosystemforschung** versteht man die medienübergreifende und integrierende Analyse der Struktur und Dynamik von repräsentativen Ökosystemen. Eingeschlossen ist die Aufklärung kausaler Wirkungsketten am Beispiel konkreter umweltpolitischer Problemstellungen. Sie wird mit dem Ziel betrieben, die Mechanismen der Selbstorganisation von Ökosystemen zu verstehen. Dazu sind neben Struktur und Dynamik die Beziehungen zwischen emergenten Ökosystemeigenschaften⁵⁵ aufzuklären sowie Kriterien zur Be- und Entlastbarkeit von Ökosystemen und ein ökologisches Informations- und Bewertungssystem zu entwickeln (siehe Abbildung 3.2.2.1-1).

⁵⁴ Im Sinne von BRECKLING und MÜLLER (1996).

⁵⁵ "Emergente" Eigenschaften sind neu auftretende Eigenschaften in höheren hierarchischen Organisationsstufen. Sie sind in den Vorläufern der höheren Organisationsstufen nicht vorhanden und gehen aus der funktionellen Wechselwirkung der Bestandteile hervor. Durch das Studium der isolierten Komponenten des Systems sind sie nicht vorhersehbar. Beispiel: Sprachvermögen des Menschen.

Abbildung 3.2.2.1-1: Arbeitsfelder zur Erfassung der Mechanismen der Selbstorganisation von Ökosystemen



Quelle: Müller, F. (1995)

Der Modellbildung und Analyse ökologischer Systeme liegen im Kieler Ansatz vier Theoriebereiche zugrunde:

- Selbstorganisation
- Thermodynamisches Ungleichgewichtsprinzip
- Hierarchien von Prozessen und Strukturen sowie
- Dynamische Entwicklungszyklen.

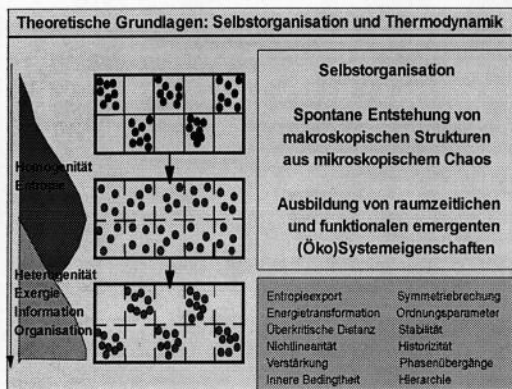
- Zur Selbstorganisation auf der Basis thermodynamischer Grundvorstellungen

Ökosysteme organisieren sich selbst und verbrauchen dafür Energie. Sie sind im Verlaufe der Evolution entstanden, indem aus mikroskopischem Chaos (d.h. einer homogenen Verteilung von Materie und einem damit verbundenen hohen Grad von Entropie) spontan und gegen das thermodynamische Gefälle makroskopische Strukturen gebildet wurden.⁵⁶ Die Entropie wird dabei im Ökosystem reduziert, und es entsteht ein thermodynamisches Ungleichgewicht. Dieser scheinbare Widerspruch zum zweiten Hauptsatz der Thermodynamik (Entwicklung hin zum thermodynamischen Gleichgewicht, Entropiezunahme) erklärt sich durch die Tatsache, daß Ökosysteme offene Systeme sind. Der Motor für die **Selbstorganisation** ist der Energiezufluß von außen, und im Gesamtsystem (Ökosystem und Umgebung) erhöht sich die Entropie, d.h. die Entropieabnahme im Ökosystem wird durch eine Entropiezunahme in der Umgebung mindestens ausgeglichen. Die hierbei entstehenden Systeme sind durch Heterogenität, einen hohen

⁵⁶ Nach KAY (1991) erfolgt diese Entwicklung entlang eines sog. „thermodynamischen Entwicklungspfad“ im Koordinatensystem der Zustandsvariablen. Der Gleichgewichtszustand zwischen externen und internen Kräften wird „Optimum Operating Point“ genannt; er markiert eine eher stabile Phase des Systems (z.B. Klimaxstadium), in der das System verbleibt, bis äußere Einflüsse gewisse kritische Schwellenwerte überschreiten. Dann erfolgt eine Weiterentwicklung in Richtung auf ein neues (temporäres) Optimum. Diese Entwicklung ist in der Regel nicht eindeutig und muß auch nicht stetig verlaufen, vielmehr wird häufig ein statistisches/chaotisches Verhalten des Systems beobachtet.

Gehalt an Exergie⁵⁷, Informationszunahme und einen hohen Organisationsgrad gekennzeichnet. Es werden raumzeitliche und funktionale emergente Ökosystemeigenschaften ausgebildet (siehe Abbildung 3.2.2.1-2; rechts unten sind die Kriterien selbstorganisierter Systeme genannt).

Abbildung 3.2.2.1-2: Theoretische Grundlagen der Ökosystemforschung: Selbstorganisation und Thermodynamik



Quelle: Müller, F. (1995)

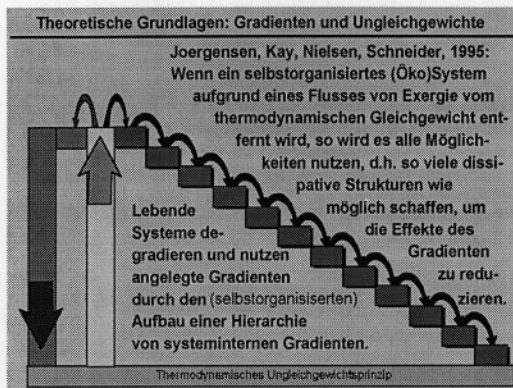
– Zum thermodynamischen Ungleichgewichtsprinzip

Das „thermodynamische Ungleichgewichtsprinzip“ gilt für alle lebenden Systeme und alle Stufen der Biosphäre⁵⁸. Danach wird der durch Energieinput aufgebaute energetische Gradient im Ökosystem nicht in einem großen Schritt genutzt. Vielmehr erfolgt eine **stufenweise Nutzung** in vielen kleineren Schritten. Lebende Systeme „degradieren“ und nutzen angelegte Gradienten durch den Aufbau einer Hierarchie von systeminternen Gradienten (siehe Abbildung 3.2.2.1-3). Dies ist verknüpft mit einer hohen Diversität an Elementen (d.h. Typen von biologischen Prozessen und Lebewesen) im System. Auf der Ökosystemebene ist der Kohlenstoffkreislauf in der Nahrungskette ein wichtiges Beispiel: Der über die Photosynthese in Pflanzen fixierte Kohlenstoff aus der Luft wird über verschiedene Konsumentenstufen (tierische Organismen, systeminterner Gradient) zu Detritus und organischer Bodensubstanz abgebaut. Je höher der Organisationsgrad eines Systems ist, desto kleiner und abgestimmter sind die Gradienten.

⁵⁷ Exergie ist die Energiedifferenz zwischen der tatsächlichen Energie eines Systems (bei gegebenen Zustandsvariablen) und der Energie, die es im thermodynamischen Gleichgewichtszustand hätte. Damit ist Exergie ein Maß für den Abstand vom thermodynamischen Gleichgewicht und interpretierbar als die frei nutzbare Energie des Systems.

⁵⁸ Vgl. KAPPEN/KUTSCH/ MÜLLER (im Druck).

Abbildung 3.2.2.1-3: Theoretische Grundlagen der Ökosystemtheorie:
Gradienten und Ungleichgewichte



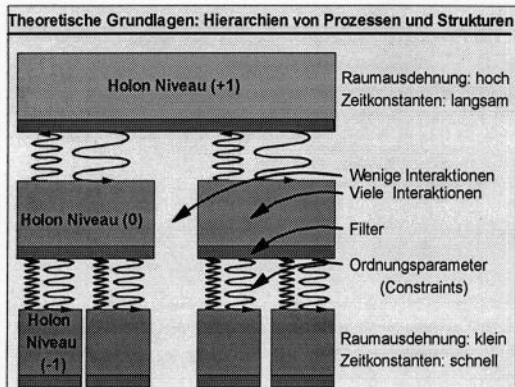
Quelle: Müller, F. (1995)

– Zu Hierarchien von Prozessen und Strukturen (Hierarchitätstheorie)

Ökosysteme werden im Rahmen der Hierarchitätstheorie modellhaft in Grundeinheiten („Holons“) gegliedert⁵⁹. Je nach ihrer Stellung in der Hierarchie unterscheidet man übergeordnete **Holons**, die durch eine hohe Raumausdehnung und langsame Zeitkonstanten für Veränderungen gekennzeichnet sind, und untergeordnete Holons mit zunehmend geringerer Raumausdehnung und schnellerer Zeitkonstante. Signale, die von den unteren zu den höheren Holons gegeben werden, können dort wegen der höheren Komplexität abgepuffert werden. In umgekehrter Richtung dagegen erfolgt keine Pufferung, Signale werden zu Ordnungsparametern bzw. „Constraints“ (siehe Abbildung 3.2.2.1-4).

⁵⁹ MÜLLER (1992).

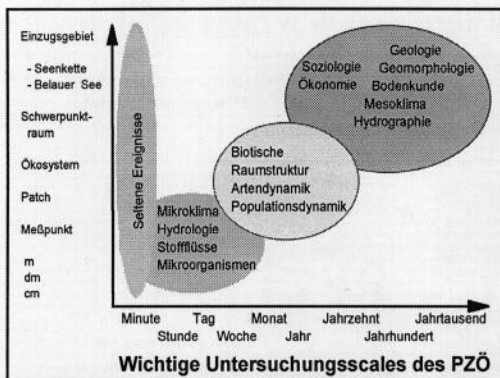
Abbildung 3.2.2.1-4: Theoretische Grundlagen der Ökosystemtheorie:
Hierarchien von Prozessen und Strukturen



Quelle: Müller, F. (1995)

Mit dieser Modellvorstellung läßt sich die Verschachtelung raumzeitlicher Prozesse in Ökosystemen erklären. Für die Untersuchung von Räumen, wie z.B. der Bornhöveder Seenkette des Projektzentrums Kiel, ergibt sich eine Differenzierung nach raumzeitlich verschiedenen Untersuchungsebenen bzw. Scales (siehe Abbildung 3.2.2.1-5). Prozesse im Mikroklima, der Hydrologie oder Stoffflüsse ändern sich in kleinsten Raumeinheiten und in sehr kurzer Zeit, während Gemeinschaften höherer Pflanzen in großen Raumeinheiten sich über Jahrzehnte und geologische oder mesoklimatische Prozesse sich nur über Jahrtausende hinweg ändern. Nur seltene Ereignisse (Katastrophen oder Strukturänderungen) brechen die bestehende raumzeitliche Hierarchie.

Abbildung 3.2.2.1-5: Raumzeitliche Untersuchungsebenen (Scales) der Ökosystemforschung



Quelle: Müller, F. (1995)

– Zu dynamischen Entwicklungszyklen

Nach dem Hollingschen 4-Box-Modell⁶⁰ durchlaufen alle Organismen und Systeme vier **Lebensphasen**:

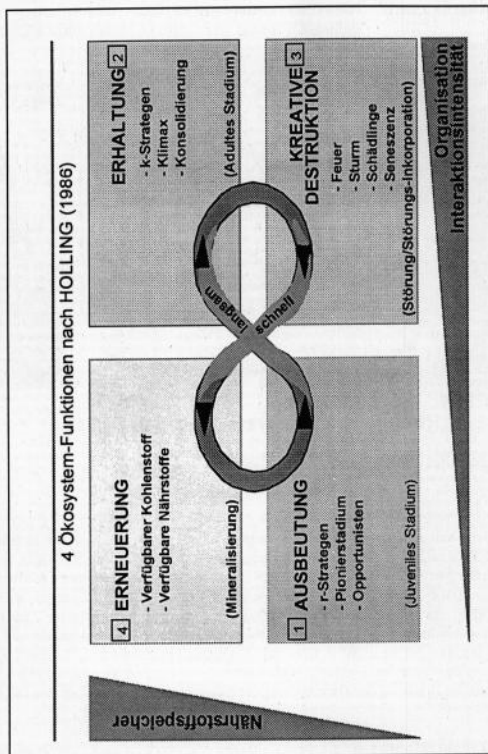
- ein langsames Pionierstadium, in dem sog. r-Strategen⁶¹ die im Übermaß zur Verfügung stehenden Ressourcen ausbeuten,
- eine langsame Erhaltungphase, in der sog. k-Strategen⁶² in Konkurrenz um die knapper gewordenen Ressourcen zur Konsolidierung der Systemkomponenten und zu einem Klimaxstadium des Ökosystems führen,
- eine schnelle Phase der „kreativen Destruktion“, in der durch Naturkatastrophen, Schädlingsbefall oder Alterung eine natürliche Regeneration stattfinden kann und
- eine schnelle Erneuerungsphase, in der durch Mineralisierung der organischen Substanz Ressourcen für neue Strukturen und Prozesse zur Verfügung gestellt werden (siehe Abbildung 3.2.2.1-6).

⁶⁰ HOLLING (1986).

⁶¹ R-Strategen sind Organismen, die den größten Anteil ihrer Energie für die Reproduktion verwenden, also eine hohe Zahl an Nachkommen erzeugen und kurzlebig sind.

⁶² K-Strategen sind Organismen, die den größten Teil ihrer Energie für die Erhaltung der Substanz verwenden, in Konkurrenz um Ressourcen fein strukturierte ökologische Nischen besetzen und älter werden.

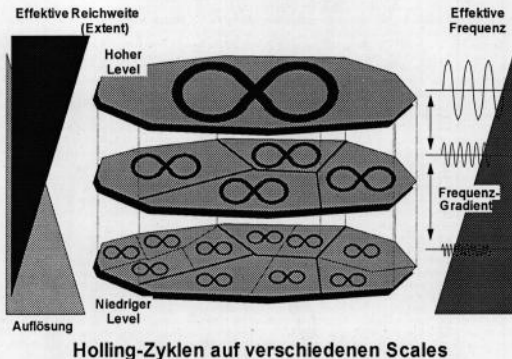
Abbildung 3.2.2.1-6: Theoretische Grundlagen der Ökosystemforschung - dynamische Entwicklungszyklen (HOLLING-Zyklus)



Quelle: Mälder, F. (1995)

Diese Holling-Zyklen werden sowohl auf hierarchisch niedrigen raumzeitlichen Skalenebenen (mit geringer Reichweite und großer Frequenz) als auch in den hohen Hierarchiestufen (mit großer Reichweite, aber geringer Frequenz) durchlaufen (siehe Abbildung 3.2.2.1-7).

Abbildung 3.2.2.1-7: Theoretische Grundlagen der Ökosystemforschung:
Holling-Zyklen auf verschiedenen raumzeitlichen Ebenen
(Scales)



Quelle: Müller, F. (1995)

Der von Holling beschriebene Zyklus widerlegt die noch bis vor kurzem gehegte Auffassung, in der Natur müßten vorrangig und langfristig Gleichgewicht und Stabilität erhalten werden und Systeme hätten ein Ziel für den Endzustand ihrer Entwicklung. Zwar gibt es Entwicklungen, die immer wieder gesetzmäßig ablaufen, wie z.B. die Seneszenz (Alterung) bei Organismen (ist für Systeme noch in der Diskussion). Tatsächlich gibt es aber nicht die dauerhafte Stabilität eines Endzustands als Entwicklungsziel. Vielmehr sind **kreative Zusammenbrüche** (z.B. durch natürliche Feuer, Sturm, Katastrophen) für die Natur notwendig, um neuen Raum für Anpassungen zu schaffen. Ohne das Aussterben einzelner Arten, die durch andere, besser angepasste ersetzt wurden, hätte keine Evolution bis hin zum Menschen stattgefunden. Damit ersetzt die Erhaltung der Dynamik und der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen das bisherige Gleichgewichtdenken.

In **Zusammenfassung** der genannten Theorien ergibt sich für natürliche Ökosysteme die Modellvorstellung von selbstorganisierten, dissipativen Strukturen, in denen verschiedene räumliche und zeitliche Hierarchieebenen (Scales) kontrolliert, dynamisch und zyklisch miteinander interagieren.

3.2.2.2 Aus der Ökosystemtheorie deduzierte Leitbilder

Im Rahmen der Ökosystemforschung in Kiel wurde das Leitbild der „**Ökosystem-integrität**“ entwickelt, das als umweltpolitische Handlungsmaxime und als Orientierung zur Ableitung von Umweltindikatoren dienen kann. Die Vorstellung von der Ökosystem-integrität entstand als Verdichtung mehrerer Konzepte, die in der Politik, aber v.a. in der Ökosystemforschung diskutiert werden, nämlich der Leitbilder:

- Nachhaltigkeit
- „Ecosystem Health“
- „Ecosystem Integrity“
- „Entwicklungsfähigkeit und Entlastbarkeit“ neben „Stabilität und Belastbarkeit“
- Entwicklungsbedingte ökologische Funktionen.

Diese Konzepte werden im folgenden beschrieben. Die Darstellung stützt sich auf ein Gutachten von MÜLLER (1997), das zur Ableitung integrativer Indikatoren zur Bewertung von Ökosystemzuständen für die Umweltökonomische Gesamtrechnung erstellt wurde. Weitergehende Ausführungen sind dort nachzulesen.

- Nachhaltigkeit als Leitbild

Nachhaltigkeit oder Sustainable Development ist ein zentrales Leitbild der nationalen und internationalen Umweltpolitik. In Bezug auf die hier interessierende ökologische Fragestellung ist es vorrangig, daß durch nachhaltiges Wirtschaften Umweltfunktionen erhalten werden. Nach der Definition des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) ist „das Naturraumpotential so weit zu schonen, daß es für die dauerhafte **Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionen** die notwendigen Randbedingungen bereitstellt“ (SRU 1994). Um dies leisten zu können, müssen konkrete Kriterien gefunden werden, um Nachhaltigkeit unter ökologischem Gesichtspunkt zu bewerten und Kenngrößen abzuleiten, die als Maß für eine Realisierung des Leitbilds dienen können.

- „Ecosystem Health“ als Leitbild

Das „Ecosystem Health“-Konzept stammt aus den USA und entstand in Analogie zum Begriff der menschlichen Gesundheit⁶³. Es ist ein normatives Konzept, das „gesunde“ Systeme über „desired endpoints“⁶⁴ definieren und durch Diagnose erkennen will, um sie dann durch Managementmaßnahmen wiederherstellen oder erhalten zu können. NORTON (1993) lieferte fünf wichtige Grundlagen für das Konzept:

- Natur ist weniger als Arrangement von Objekten denn als Satz von Prozessen zu sehen. Die Dynamik von Ökosystemen muß entscheidend für ihre Zustandsbewertung sein.
- Alle Prozesse sind mit allen Prozessen verknüpft, Interaktionen in Ökosystemen sind von entscheidender Bedeutung.
- Ökosystemare Prozesse laufen auf verschiedenen Maßstabebenen (Scales) ab. Bei der Bewertung von Ökosystemzuständen muß von verschiedenen raum-zeitlich differenzierten hierarchischen Stufen ausgegangen werden, die kooperativ zusammenwirken.⁶⁵

⁶³ RAPPORT (1989).

⁶⁴ Bestimmte Bestandteile, Arten oder Ausschnitte von Systemen.

⁶⁵ MÜLLER (1992).

- Ökosystemare Prozesse sind kreativ. Eine wesentliche Charakteristik lebender Systeme ist ihre Fähigkeit zur selbstorganisierten Fortentwicklung. Für eine Zustands-indikation muß das Selbstorganisationspotential erfaßt werden.
- Ökosysteme sind unterschiedlich empfindlich und resilient.

KAY (1993) versteht vor diesem theoretischen Hintergrund „Ecosystem Health“ als die Fähigkeit von Ökosystemen, ihren Optimalzustand unter normalen Umweltbedingungen zu erhalten. COSTANZA (1992) schlägt einen „System Health Index“ vor und wählt dafür als wichtigste Kennzeichen Vitalität (vigor, z.B. gemessen an der Produktivität), den Organisationsgrad (inkl. Diversität und Komplexität) und Resilienz⁶⁶ aus. Insgesamt sind die **Gesundheitskriterien für Ökosysteme** allerdings mit vielen Unbestimmtheiten verbunden, und es existiert noch kein operationalisierbares und quantifizierbares Umsetzungskonzept für das Ecosystem Health-Programm.

- „Ecological Integrity“ als Leitbild

In Kanada werden Umweltbeobachtung, Umweltbewertung und Umweltmanagement auf der Grundlage des ebenfalls funktionsbezogenen Leitbilds der „Ecosystem Integrity“ (zu verstehen als „Fähigkeit zur Selbstorganisation“) konzipiert. Die Monitoring - Aktivitäten konzentrieren sich auf **Funktionen** (z.B. Produktions- und Nährstoffkreislauf, Dekompositionsraten oder Kennzeichnungen des Wasserkreislaufs). Es werden aber auch strukturelle Größen und kulturelle Eigenschaften erfaßt (KAY, 1990). Unter „Ecological Integrity“ versteht KAY (1993) die Fähigkeit eines Systems, seine Organisation zu erhalten und sich im Selbstorganisationsprozeß fortzuentwickeln. Hierbei treten die drei Zielbereiche Ecosystem Health, Pufferkapazität und Selbstorganisationsfähigkeit auf. Integrität geht damit über das Gesundheitskonzept hinaus.

Für das Leitbild der Ökosystemintegrität sind die im Zusammenhang mit dem Ecological Integrity-Konzept von STRASKRABA (1993) aufgestellten **ökologischen Prinzipien** wichtig, die zur Ableitung von Handlungsanweisungen genutzt werden können. Danach ist es z.B. wichtig, im Umweltmanagement

- Stoffkreisläufe zu schließen,
 - die genetische Vielfalt und damit Adaptionsfähigkeit zu erhöhen,
 - Ressourcen mehrfach zu nutzen und in kaskadenartig verknüpften Degradations-systemen miteinander in Beziehung zu setzen,
 - Belastbarkeits- und Pufferkapazitätsgrenzen nicht zu überschreiten ,
 - den Menschen als Teil von Ökosystemen einzubeziehen und seine Abhängigkeit von den ökosystemaren Gefügen zu realisieren.
- „Entwicklungsfähigkeit und Entlastbarkeit“ als Leitbild neben „Stabilität und Belastbarkeit“

Die **Umweltpolitik** ist bis heute von den Leitvorstellungen der Stabilität ökologischer, ökonomischer und soziologischer Systeme geprägt. Hiermit verbunden ist die Vorstellung von der zulässigen Belastbarkeit, derzufolge Umweltbelastungen nur in dem Maße erfolgen dürfen, in

⁶⁶ Resilienz als Fähigkeit eines Systems, Strukturen und Verhaltensmuster in Gegenwart von Störungen zu erhalten oder nach extern bedingten Auslenkungen zum Steady State zurückzukehren. Siehe HOLLING (1986).

dem ein System diese ausgleichen kann (siehe auch Abschnitt 3.1 zur nachhaltigen Entwicklung). Von daher sind Nachhaltigkeit und die damit verbundenen Begriffe von Stabilität und Belastbarkeit nicht von ökologischen Zusammenhängen abgeleitet, sondern primär anthropozentrische, gesellschaftlich normierte Begriffe, deren Umsetzung der Tendenz zur Weiterentwicklung von ökologischen Systemen zuwiderlaufen kann. Stabilität und Belastbarkeit bedeuten hier Konservierung und Schutz von Ökosystemen in einem festgeschriebenen, heute bekannten Entwicklungsstadium mit dem Ziel, der Gesundheit und der wirtschaftlichen Existenz des Menschen zu nützen.

Die moderne **ökologische Theorie** rückt jedoch immer weiter vom Stabilitätsbegriff ab, da er Weiterentwicklungen von Ökosystemen per se ausschließt (vgl. HOLLING-Box, Abschnitt 3.2.2.1). Ein ökologisches System ist für sich „nachhaltig“, solange es Strukturen und Funktionen unbegrenzt aufrecht erhält⁶⁷ (z.B. Klimaxstadien). Es kann sich aber dabei verändern und ist damit nicht stabil, vielmehr steht die Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit und Dynamik (auch um den Preis des Ersatzes eines Systems durch ein anderes) im Vordergrund. „Ökozentrisch“ gesehen gibt es das Ziel Stabilität in dem Sinne, daß eine bestimmte Erscheinungsform konstant gehalten wird, also langfristig nicht. „Wenn mit dem Nachhaltigkeitsprinzip Entwicklungsaspekte und Entwicklungsmöglichkeiten nachhaltig - also auch langfristig - offengehalten werden sollen, wenn die Anpassungsfähigkeit von Systemen optimiert werden soll, dann entsprechen diese Zielvorstellungen nicht mehr dem Stabilitätsparadigma. Im übrigen ist die mit dem Stabilitätsprinzip postulierte Rückkehr zu einem Ausgangszustand auch aus elementaren systemanalytischen Gründen nicht möglich ('Alles fließt: Man springt nie zweimal in den gleichen Fluß')“.⁶⁸

Stabilität und Belastbarkeit sind immer am Status Quo orientiert, ein nicht in jedem Fall erstrebenswerter Zustand. Sie sollten daher nur zur Definition von negativen Grenzfällen herangezogen werden, wenn also keine weitere Verschlechterung akzeptabel ist. Ein Leitbild für die Zukunft sollte aber eine verbesserte Situation in den Ökosystemen zulassen und somit die Begriffe Stabilität und Belastbarkeit durch die Begriffe **Entwicklungsfähigkeit und Entlastbarkeit** ergänzen.

– Entwicklungsbedingte Funktionen als Leitbilder

Bei der Selbstorganisation und Weiterentwicklung (Sukzession) von Ökosystemen werden bestimmte „emergente Eigenschaften“ regelmäßig optimiert; diese Eigenschaften werden als **Goal Functions** (oder Zielfunktionen, Orientoren) bezeichnet. Es handelt sich um **ökozentrische Entwicklungsziele** oder -tendenzen, wie sie ohne menschliches Zutun ablaufen würden.⁶⁹ In ihrer Gesamtheit bilden sie eine Indikationsmöglichkeit für die Integrität bzw. für die Funktionalität von Ökosystemen. In Zusammenfassung verschiedener Ansätze nennt MÜLLER (1996) folgende für den Verlauf der Ökosystem-entwicklung typische Orientoren:

- Zunehmende Nutzung der Strahlungsenergie (gesteigerte Energieassimilation aus dem Sonnenlicht und effektivere Ausnutzung der Energie),
- Zunahme der Stoff- und Energieflüsse,
- Zunahme der Kreislaufführung von Stoffen und Energie,

⁶⁷ Definition zitiert in Costanza (1992), S. 244.

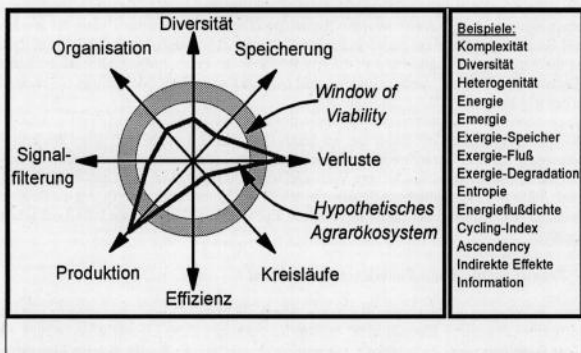
⁶⁸ MÜLLER (1996).

⁶⁹ Die Goal Functions bzw. Orientoren entstammen in vielen Fällen den typischen Entwicklungsgängen der HOLLINGschen Entwicklungsphasen, s.o. im Text.

- Abnahme von Stoff- und Energieverlusten,
- Zunahme der Speicherkapazitäten für Stoffe und Energie,
- Zunahme der Respirations- und Transpirationsverluste, da das System zur Erhaltung höhere Energiebeträge benötigt,
- Zunahme der Diversität und des Organisationsgrades des Systems (z.B. Artenzahlen, Heterogenität) und
- Zunahme der Hierarchisierung und Signalfilterung.

Diese Zielfunktionen sollten theoretisch für jeden Ökosystemtyp spezifisch darstellbar sein, und zwar hinsichtlich ihrer aktuell zu beobachtenden Ausprägung und hinsichtlich ihres Sollwertbereichs. Zur Erläuterung zeigt Abbildung 3.2.2.2-1 eine integrative Darstellung der genannten **Zielfunktionen** in Form eines sog. „Amöbendiagramms“ am Beispiel eines hypothetischen Agrarökosystems.

Abbildung 3.2.2.2-1: Bewertung von Ökosystemzuständen am Beispiel eines hypothetischen Agrarökosystems



Quelle: Müller, F. (1997)

Der Ring gibt den Zustandsbereich (Window of Viability) an, innerhalb dessen sich das System nachhaltig entwickeln kann. Bewußt wird hier wegen der Unvorhersagbarkeiten ökologischer Systeme auf die Festlegung eines „punktgenauen“ Zustands für Nachhaltigkeit verzichtet.

Die beispielhaft abgetragenen aktuellen Ausprägungen der Goal Functions der Abbildung 3.2.2.2-1 zeigen, daß im anthropogen überformten **Agrarökosystem** die Zielfunktionen „Produktion“ und „Verluste“ den Zustandsbereich für Nachhaltigkeit überschreiten, während die anderen Funktionen diesen Bereich entsprechend unterschreiten. Dieses System ist ohne ständige Manipulation nicht überlebensfähig.

Aus den Festlegungen von Goal Functions und dem dargestellten Beispiel ergibt sich, daß Ökosystemzustände und Landschaftszustände durch die **Messung von Ökosystemparametern** beschrieben, Zeitreihen für die aktuellen Entwicklungstendenzen aufgestellt und Entwicklungsszenarien durchgespielt werden können. Diese Zielfunktionen aus ökosystemarer Sicht gilt es auch bei anthropogener Nutzung der Natur zu erhalten oder nach Beeinträchtigungen wieder zu verbessern. Dazu muß die aktuelle Ausprägung der Goal Functions an ausgewählten Standorten regelmäßig überwacht werden.

Aus dem Vergleich zwischen Ökosystemzustand und „Window of Viability“ der Goal Functions sollte im optimalen Fall abzuleiten sein, welche ökologischen Restriktionen die Gesellschaft beachten muß, wenn sie sich nach dem Prinzip von ökozentrischer Nachhaltigkeit und Ökosystemintegrität verhalten soll. Über die naturwissenschaftliche Sicht hinaus ist dann ein gesellschaftlicher Abstimmungsprozeß nötig, um auf Basis der ökosystemar begründeten Entscheidungsspielräume Normen (gesellschaftliche Präferenzen) zu fixieren. Den Indikatoren müssen also die **gesellschaftlich abgestimmten Leitbilder** und deren Konkretisierung zugeordnet werden.

– „Ökosystemintegrität“ als Leitlinie für Umweltpolitik und Umweltindikatoren- auswahl

Die „Ökologische Integrität“ oder „Ökosystemintegrität“ als Leitlinie für den Umweltzustand und als Orientierung für die Umweltbeobachtung verknüpft die in den vorstehenden Abschnitten angesprochenen Konzepte. Sie bildet das Pendant und die Ergänzung zum naturschutzpolitisch geforderten Prozessschutz bzw. „Ökosystemschutz“, indem sie am Funktionsbegriff ansetzt, d.h. die **Bedeutung von Prozessen und Funktionen** hervorhebt und dadurch auch den politisch herausgestellten Aspekt der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts berücksichtigt. Gleichzeitig werden strukturelle Größen integriert. Die Sichtweise ist ganzheitlich und medienübergreifend. Eine endgültige Definition der Integrität steht noch aus, sollte aber folgendes Begriffsfeld umfassen: „Ein Ökosystem ist integer und kann nachhaltig bestehen, wenn es in der Lage ist, seine Organisation und seinen Fließgleichgewichtszustand gegenüber kleinen Störungen zu erhalten, und wenn es über eine hohe Anpassungs- und Entwicklungskapazität verfügt, so daß es sich langfristig selbstorganisiert fortentwickeln kann.“ (MÜLLER 1997)

Das Ausmaß der Ökosystemintegrität wird unter Benutzung der angesprochenen Goal Functions ermittelt. Zur Indikation müssen auf der Basis von Modellen entsprechende „Funktionalitätsindikatoren“ gemessen bzw. gebildet werden. Als zu berücksichtigende **Beobachtungsbereiche**⁷⁰ in Landschaft und Ökosystemen werden genannt:

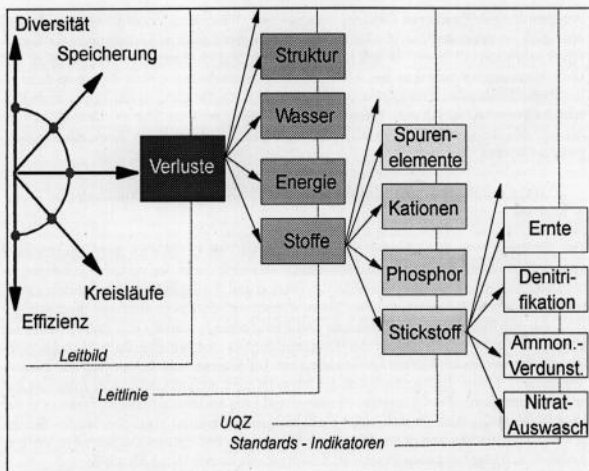
- die Raumstruktur zur Charakterisierung der ökologischen Grundeigenschaften,
- der Wasserhaushalt,
- der Energiehaushalt,
- der Stoffhaushalt und
- die biozönotische Struktur.

Wie aus den Goal Functions einzelne **Indikatoren** abgeleitet werden können, zeigt Abbildung 3.2.2.2-2 am Beispiel der Zielfunktion „Abnahme von Stoff- und Energieverlusten“. Über ver-

⁷⁰ Diese Bereiche werden als Teilmodelle für die Berechnung von Funktionalitätsindikatoren übernommen, vgl. Abschnitt 5.2.2.2.

schiedene Hierarchiestufen wird diese Zielfunktion in einzelnen Bereichen betrachtet (Energie; Phosphor, Stickstoff usw. bei Stoffen; z.B. Stickstoffverluste bei Ernte, Denitrifikation usw.). Eine Parallelisierung zwischen den Hierarchien von Funktionalitätsindikatoren und Umweltqualitätszielen wird aufgezeigt.

Abbildung 3.2.2.2-2: Indikations-Hierarchie am Beispiel der Zielfunktion „Abnahme von Stoff- und Energieverlusten“



Quelle: Müller, F. (1997)

Insbesondere müssen die **Goal Functions** durch weitere Arbeiten der Ökosystemforschung konkretisiert, sodann untergeordnete Indikatoren abgeleitet sowie Modelle zu ihrer Berechnung und Aggregation gebildet werden. Die theoretischen Grundlagen befinden sich derzeit noch im Stadium der Entwicklung und bedürfen der Quantifizierung und Operationalisierung.

3.2.3 Landschaftsökologischer Ansatz der TU München/Weihenstephan

3.2.3.1 Beschreibung ökologischer Systeme

In der Landschaftsökologie werden Ökosysteme nicht nur als Objekte naturwissenschaftlicher Forschung gesehen, sondern es werden Zusammenhänge zwischen naturbedingter Ökosyste-

mentwicklung und gesellschaftspolitischen und kulturellen Entwicklungen im Sinne eines „Mensch-Umwelt-Systems“ hergestellt. Die räumlichen (lokalen, regionalen und globalen) Bezüge zwischen Ökosystemen bzw. komplexeren Landschaftssystemen werden betont, und es wird der Anspruch auf steuernde Raumplanung erhoben. Im Hintergrund steht die Zielvorstellung, daß die Bedingungen für eine „nachhaltige Entwicklung“ innerhalb und zwischen Ökosystemen und Regionen bis hin auf die globale Ebene eingehalten bzw. durch Maßnahmen der Umweltbeobachtung oder Planung sichergestellt werden müssen. Als entscheidendes Merkmal zur Charakterisierung und Abgrenzung von Räumen wird - übereinstimmend mit dem Ansatz aus der aktuellen Ökosystemtheorie - ihre **Ausstattung mit stofflichen Ressourcen** angesehen. Die unterschiedlichen Stoffgehalte der Erdkruste sind die Ursache dafür, daß es naturgegeben „arme“ und „reiche“ Ökosysteme gibt, die sich selbst organisieren und dauerhaft, d.h. nachhaltig funktionieren. Die unterschiedliche Ausstattung hat die Vielfalt der lebenden Erscheinungen (Biodiversität) hervorgebracht. Natürliche Stoffflüsse zwischen den Ökosystemen unterschiedlicher Höhenlagen führen zu Verarmung bzw. Anreicherung. Diese natürlichen stofflichen Verflechtungen zwischen den Ökosystemen wurden durch den wirtschaftenden Menschen verstärkt. Die ursprünglich nur innerhalb einer begrenzten Region stofflich und energetisch direkt verknüpften Systeme werden heute durch globale Ressourcenverlagerungen verändert; Ressourcenverlagerungen führen zur Stoffverarmung in den Herkunftsländern, zur Stoffanreicherung in den Bestimmungsländern und zum Verlust der Selbstorganisationsfähigkeit und Nachhaltigkeit in den stark genutzten Systemen⁷¹. HABER unterscheidet fünf Grundmuster in der heutigen Kulturlandschaft, die vom Pol der natürlich bestimmten Ökosysteme mit hohem Grad von Selbstregulationsfähigkeit und Nachhaltigkeit zum Pol der technisch bestimmten Ökosysteme mit starker anthropogener Außensteuerung (Stoff- und Energiezufuhr) ohne systemeigene Nachhaltigkeit reichen: Natürliche Ökosysteme (heute in Europa sehr selten, z.B. in den Alpen), naturnahe Ökosysteme (z.B. Moore), extensiv genutzte halbnatürliche Systeme (z.B. Heiden), Agrar- und Forstökosysteme sowie urbane Ökosysteme mit der stärksten technischen Überprägung und Fremdsteuerung⁷².

Vor seinem Anspruch auf Nachhaltigkeit muß „der Ökologe nüchtern feststellen, daß die maßgebenden anthropogenen Ökosysteme - im regionalen Maßstab die Großstadt, im globalen Maßstab der Industriestaat - keine nachhaltigen Systeme sind noch sein können, obwohl in ihnen die Basis aller wesentlichen politischen, wirtschaftlichen und sozialen Entscheidungen liegt.“⁷³ Deshalb wird von der Landschaftsökologie eine sorgfältige **Untersuchung der Zu- und Abfuhr von Energie und Stoffen** bzw. der Ein- und Austräge für notwendig erachtet, um eine verbesserte Organisation von Stoffflüssen und die Verminderung von Umweltbelastungen zu ermöglichen. Vor diesem Hintergrund, insbesondere der Hervorhebung der stofflichen und energetischen vor den etwaigen strukturellen Parametern von Ökosystemen (Ausstattung mit Arten/Biodiversität), und unter Berücksichtigung des Ziels auf eingreifende Planung sind die im folgenden vorgestellten Umweltbeobachtungskonzepte zu sehen, die aus dem Kreis der Landschaftsökologie erarbeitet wurden.

⁷¹ HABER (1992a).

⁷² HABER (1992b).

⁷³ HABER (1992a), S. 20.

3.2.3.2 Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung - Pilotprojekt für Biosphärenreservate

- Aufgabe

In seinem Sondergutachten von 1990 stellte der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen⁷⁴ die Forderung nach einer sektorübergreifenden „Allgemeinen ökologischen Umweltbeobachtung“ in Deutschland auf.⁷⁵ Als Konsequenz dieser Forderung vergab das Umweltbundesamt 1991 ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben an eine Arbeitsgruppe am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, eine dementsprechende **Modellkonzeption für die Umweltbeobachtung** zu entwickeln. Das Ergebnis wurde 1994 vorgelegt⁷⁶

- Ergebnisse

Das erarbeitete Konzept macht sich zum Ziel, mit Hilfe eines geeigneten Programms für integrierte Umweltbeobachtung die „**Früherkennung**“ schleichender Umweltveränderungen zu ermöglichen. Um dies leisten zu können, soll sich das Programm nicht allein an den aktuellen Umweltproblemen ausrichten. „Es kann nicht länger angehen, daß jeweils neu in den Blickpunkt der Öffentlichkeit getretene Umweltprobleme in das Zentrum der Umweltbeobachtung gestellt werden und hektische, oftmals kurzatmige umweltpolitische Aktivitäten nach sich ziehen“.⁷⁷

Die erarbeitete Konzeption stützt sich auf die Ergebnisse des sog. MAB-6-Projektes „Angewandte Ökosystemforschung“ Berchtesgaden. Dort wurde das „**Ökologische Bilanzmodell**“ erarbeitet, eine generalisierte Konzeption eines Ökosystem-Modells, das auch die Nachbarschaftsbeziehungen der Einzelsysteme berücksichtigt, um das Landschaftssystem abzubilden. Im Vordergrund der Betrachtung steht die integrierte Bilanzierung von Stoff-, Energie- und Wasserbewegungen durch die Ökosysteme. Flora und Fauna werden dabei nur in Form der einzelnen trophischen Ebenen berücksichtigt (im Sinne des Kohlenstoffkreislaufs) und kartiert. Stoffliche und strukturelle Daten können also noch nicht integriert werden, sondern werden nebeneinander gestellt.

Das Bilanzmodell diente zur „modellgeleiteten“ **Auswahl eines Katalogs ökosystemarer Beobachtungsgrößen**, die im Hinblick auf eine Interpretation von Ursache-Wirkungsbeziehungen für wichtig erachtet werden. Eine darauf folgende Überprüfung, inwieweit die ausgewählten Beobachtungsgrößen auch praktisch erhebbar sind, d.h. inwieweit geeignete Meß- und Erhebungsmethoden vorliegen, führte über den „datengeleiteten Ansatz“ zur Selektion eines „Kerndatensatzes“ von 57 Variablen. Dieser Datensatz soll das bundesweit harmonisierte Pflichtprogramm einer ökosystemaren Umweltbeobachtung bilden.

⁷⁴ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1990).

⁷⁵ Diese Umweltbeobachtung sollte umfassen:

- einen ökosystemar ausgerichteten, medienübergreifenden Beobachtungsansatz,
- die repräsentative Auswahl von Beobachtungsräumen, Ökosystemen und Dauerbeobachtungsflächen,
- das systematische Vorgehen bei der Datenerhebung und -dokumentation sowie aufeinander abgestimmte Datenbasen,
- die Anwendung geografischer Informationssysteme für Dokumentation und Fortschreibung.

⁷⁶ SCHÖNTHALER et al. (1994).

⁷⁷ SCHÖNTHALER et al. (1994), S. 5.

Als räumliche Bezugseinheiten dienen Ökosystemtypen nach der Definition der CIR-Luftbildgestützten Biotoypen- und Nutzungskartierung für die Bundesrepublik Deutschland.⁷⁸ Als repräsentative Beobachtungsräume für das Programm werden die **Biosphärenreservate** Deutschlands mit den dort vorkommenden Ökosystemtypen festgelegt. Abhängig von regionalen Besonderheiten können in den einzelnen Reservaten zusätzliche „regionalisierte Beobachtungsprogramme“ mit entsprechenden individuelleren Datensätzen zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen eingerichtet werden (siehe Abbildung 3.2.3.2-1).

Es ist deutlich, daß durch die Beschränkung auf Biosphärenreservate eine Reihe von Ökosystemen, die ebenfalls typisch für Deutschland sind (v.a. der technisch/urbane Pol des Nutzungsgradienten der Landschaft) unberücksichtigt bleiben. Darüber hinaus kann der Begriff „Repräsentativität“ nur typmäßig, aber nicht flächenmäßig gelten, da die Gesamtfläche der jeweils zur Untersuchung vorgeschlagenen Ökosystemtypen für ganz Deutschland nicht bekannt ist. Es wird somit nicht auf eine Repräsentativität im statistischen Sinne abgezielt.

– Umsetzung

Ziel des Projektes war „nicht die Entwicklung unmittelbar umsetzungsfähiger, regional spezifizierter Meß- und Erhebungsprogramme für die einzelnen Biosphärenreservate, auch keine datenverarbeitungstechnische Ausgestaltung der Konzeption. Vielmehr ging es um die Ausarbeitung eines wissenschaftlich fundierten, methodisch abgesicherten Konzepts, das in **Programmvorschlage mittleren Detaillierungsgrades** mündet und das in weiteren Arbeitsschritten auf seine Umsetzbarkeit zu prüfen ist.“⁷⁹

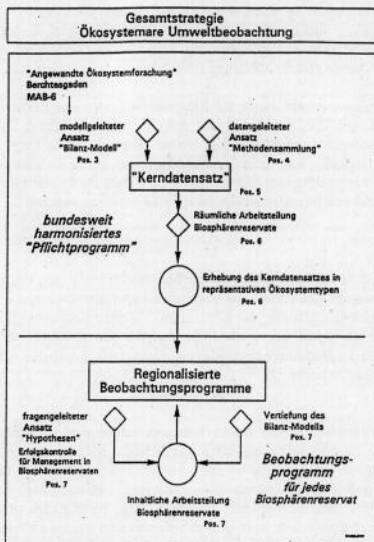
Zur Einschätzung der **Erhebbarkeit der Beobachtungsvariablen** wird im Konzept festgestellt, daß ca. 40 % der als „erhebbar“ eingestuften Variablen des Kerndatensatzes heute über routinemäßige Messungen und Erhebungen im Prinzip beobachtet werden. Erste Erfahrungen zur Umsetzbarkeit sollen in einem im Frühjahr 1997 gestarteten 3-jährigem F+E-Vorhaben im Biosphärenreservat Rhön gesammelt werden.⁸⁰ Bis zur Vorlage eines praxiserprobten Konzepts der integrierten Umweltbeobachtung in Biosphärenreservaten werden also noch weitere Arbeiten insbesondere zu Erhebungsmethoden, Untersuchungsintervallen u.a. zu leisten sein. Um dem Anspruch der **Früherkennung** gerecht zu werden, sind im theoretischen Prozeß auch wissenschaftlich/politische Bewertungsmaßstäbe festzulegen: An welche Variablen und ab welchem Niveau dieser Variablen ist das Risiko unerwünschter Umweltveränderungen abzulesen und welche aktuellen Ökosystem- und Landschaftssystemzustande sind dann bedroht und sollen durch Gegenmaßnahmen konserviert werden?

⁷⁸ BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1995).

⁷⁹ SCHÖNTHALER et al. (1994), S. 4.

⁸⁰ UBA: F+E-Vorhaben 109 02 076/01 „Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservats Rhön“. Beginn 1997.

Abbildung 3.2.3.2-1: Beobachtungsprogramm der „Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung“ - Pilotprojekt für Biosphärenreservate



Quelle: Schönthaler K., Kerner H.-F., Köppel J., Spandau L. (1994)

Kritiker des entwickelten Konzepts wenden ein, daß es bislang noch keine komplexeren Modelle gibt, die die Realität zuverlässig abbilden können und Prognosen erlauben. Die Vorhersagekompetenz von Modellen sei derzeit noch nicht gewährleistet, und man müsse sich bis zu einer entsprechenden Weiterentwicklung auf dem Gebiet der Modellbildung damit begnügen, überschaubare einzelne Teilmodelle zu verwenden und diese zu kalibrieren und zu validieren.

3.2.3.3 Konzeption für eine modellgeleitete integrierte Umweltbeobachtung

- Aufgabe

Im Rahmen des Indikatorenprojektes erarbeitete KERNER (1997) einen Beitrag zum modellgeleiteten Vorgehen zur Integration, Standardisierung und Harmonisierung der Umweltbeobachtung, angepaßt an die Ansprüche der UGR. Anlaß des Auftrages war, Indikatoren der Funktionalität von Ökosystemen (siehe u.a. Abschnitt 4.3) abklären zu lassen. Das hierzu vorgestellte Modell stützt sich auf die im vorhergehenden Abschnitt (3.3.3.2) dargestellte „Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung“⁸¹ und erweitert das Konzept, um dem **Anspruch der UGR** auf eine nationale statistische Berichterstattung gerecht zu werden. Insbesondere war es nötig, ein solches Konzept auf die Gesamtfläche Deutschlands, also auch auf alle außerhalb von Biosphärenreservaten liegenden Räume auszudehnen, für die grundsätzlich weniger wissenschaftliche Daten zur Verfügung stehen. Von daher sind „robustere, umsetzungsorientierte Daten und Meßverfahren notwendig, um den Aufgaben einer flächendeckenden nationalen Umweltbeobachtung gerecht werden zu können“.⁸² Der Anspruch der Früherkennung stand nicht explizit im Vordergrund, es sollten jedoch „Indikatoren der Funktionalität“ von Ökosystemen benannt werden, die letztlich dem gleichen Zweck dienen.

- Ergebnisse: Bilanz-Modell und wertneutrale Basisdaten

Die kleinsten räumlichen **Beobachtungseinheiten** des vorgeschlagenen Beobachtungsmodells bilden wie schon im vorgenannten Konzept „Ökotoptypen“ als Einzelbausteine der gesamten Landschaft (im Indikatorenprojekt wird alternativ der Begriff „Biotop-typen“ verwendet), die zu Landschaftssystemen als funktionale Raumeinheiten und nächsthöherer räumlicher Ebene aggregierbar sein sollen. Deren Zustand wird integrativ erfaßt. Unter einer integrierten Beschreibung wird verstanden, daß sich alle abiotischen und biotischen Strukturen und Funktionen, anthropogene Einflüsse eingeschlossen, durch einen für alle Ökosysteme einheitlichen Satz von grundlegenden Meßvariablen erfassen lassen. Als abzubildende **Beobachtungsgrößen** für die Einheiten gelten Meßvariablen über Pflanzennährstoffe, toxische Stoffe, Energie und Wasser. Diese Größen werden bewußt als **unbewertete, nicht aggregierte Basisdaten** eingegeben, um ein langfristig fortschreibbares, „fragenneutrales“ Umweltinformationssystem zu liefern. „Ein Umwelt-Informationssystem muß die Flexibilität besitzen, für möglichst viele Arten der Datenverwendung, der Selektion, Aufbereitung und Darstellung offen zu sein“, „unabhängig von gesellschaftlichen Bewertungen, tagespolitischen Fragen und Nutzergruppen“.⁸³ Dies bedeutet, daß hier vorab keine Indikatoren gebildet werden, sondern ein breit angelegter und für möglichst viele Zwecke verrechenbarer Satz von grundlegenden quantitativen, deskriptiven Basisdaten in einem Informationssystem aufgenommen wird.

Das Konzept arbeitet wie das MAB-6-Projekt und die UBA-Konzeption zur ökosystemaren Umweltbeobachtung mit einer generalisierten Ökosystemvorstellung in Form eines **Bilanz-Modells**. Der methodische Grundansatz kommt dem Bilanzansatz der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung nahe und wäre damit auch der Umweltökonomischen Gesamtrechnung in ihrer optimalen Ausprägung adäquat. In einem Rechenmodell sollen mehrere Kategorien von Eingabedaten mit Hilfe geeigneter Algorithmen verrechnet werden. Eingabedaten für die Bilanzierung sind

⁸¹ SCHÖNTHALER/KERNER/KÖPPEL/SPANDAU (1994).

⁸² KERNER (1996), S. 12.

⁸³ KERNER (1996), S. 9.

- Modell-Steuerungsdaten (z.B.: Nutzerorientierte Fragestellungen/Szenarien; alle wichtigen ökologischen und sozio-ökonomischen Ökotoptypenmerkmale; technische Prozesse inkl. Emissionen; Variablen für Stoffe, Energie, Wasser, Klimadaten; phänologische Daten; Luftqualitätsdaten; Bodendaten hinsichtlich Wasser und Stoffen nach Bodenhorizonten) und
- Räumliche Daten aus einem angegliederten Geo-Informationssystem (digitales Raumnutzungsmuster; Merkmalsdateien zu Ökotoptypen und deren abiotischer und biotischer Ausstattung).

Als Ausgabedaten erhält man sog. **Funktionsdaten**, die im Rahmen der verwendeten Raumeinheiten beliebig räumlich und zeitlich eingrenzbar sind. Es handelt sich um **Stoff- und Energie-Bilanzen** (Zufuhren/Einträge; Bestände und Bestandsveränderungen; Stoffentnahmen bzw. -verluste), die sich aus integrierter Beobachtung und dem damit verbundenen breiten Datennippot ergeben haben. Um die Bilanzen zwischen Start- und Endpunkt durchschaubarer zu machen, werden die Bilanzen entkoppelt und eine Zergliederung in 9 Modellbereiche vorgenommen.

Aus der Tatsache, daß als Output der Bilanz einzig stoffliche Größen errechnet werden, läßt sich das dem Ansatz zugrunde liegende Verständnis von **Funktionalität** ableiten. Die Funktionalität läßt sich also ablesen aus Bestand und Strömen bestimmter Stoffe und Energie.

Die Analyse stützt sich auf ein **Geo-Informationssystem**, das die Lage der Beobachtungseinheiten und deren Basisdaten enthält. Damit wird theoretisch jede kartierte Einheit berechenbar. Als Analyse- und Darstellungsmaßstab werden drei aggregierbare Stufen von 1:10 000 (zentraler Maßstab) über 1: 25 000 bis zu 1: 100 000 vorgeschlagen. Daraus leitet sich auch die Möglichkeit der kartographischen Darstellung struktureller Daten ab. Strukturelle Daten zur Ökosystemausstattung gehen nur hier als Attribute bzw. kartierte Daten über das verwendete Geo-Informationssystem ein und werden tabellarisch ausgewertet.

Die vom Modell angestrebte umfassende und flächendeckende Darstellung ist nur unter bestimmten Vorbedingungen und „um den Preis ‘generalisierter’ Methoden und Daten zu leisten. Sowohl die Algorithmen des Bilanz-Modells als auch seine Eingabedaten haben statischen Charakter. Es sind Verallgemeinerungen wissenschaftlich-experimentell abgesicherter Grundlagen“⁸⁴. Das vorgeschlagene Konzept wird als **modellgeleiteter „Top - Down-Ansatz“** bezeichnet. Dies gilt selbverständlich auch für die Ökosystemforschung. Doch während dort die modellmäßig abgeleiteten Datensätze in individuellen Ökosystemen und Ökosystemkomplexen gemessen werden, um sie später generalisieren und aggregieren zu können, soll im Bilanzansatz bereits mit den bis jetzt bestehenden Daten gerechnet werden. Beide Vorgehensweisen versuchen also, das gleiche Ziel auf verschiedenen Wegen zu erreichen. Der Ansatz der Landschaftsökologie betont, den modellgeleiteten Weg trotz der bestehenden Lücken bewußt einschlagen zu wollen, um bei bundesweit begrenzt vorliegenden Daten dennoch den Versuch generalisierter und nationaler Aussagen zu wagen. Dabei spielt die Überlegung, durch korrigierende Eingriffe rechtzeitig planend und steuernd in Landschaftsentwicklungen eingreifen zu können und zu diesem Zwecke unterschiedliche Szenarien durchrechnen zu können, eine wichtige Rolle. Beispielsweise soll das Modell genutzt werden können, um für beliebige Raumschnitte durch Veränderung der Eingabedaten (z.B. hinsichtlich der Bewirtschaftungsverfahren oder Belastung) die Auswirkung von Beeinflussungsfaktoren oder alternative Entwicklungen im System abzuschätzen.

⁸⁴ Siehe KERNER (1996), Kurzfassung.

- (Funktionalitäts-) Indikatoren als Problem der Tagespolitik

Die Ergebnisse des Bilanz-Modells, d.h. die deskriptiv in Form unbewerteter Mengenangaben vorliegenden Basisdaten, sind offen für eine sich daran anschließende Bildung von **Indikatoren**. Das Modell selbst sperrt sich aus den erwähnten Prinzipien der „Fragen-neutralität“ gegen eine interne Indikatorenbildung. Nach der Definition des Ansatzes haben Indikatoren einen Wertebezug und werden gebildet, indem die Daten durch bestimmte Schritte der Datenaufbereitung, Kombination, Verrechnung und Bewertung weiterverarbeitet werden. Indikatoren der Funktionalität, wie sie vom UGR-Indikatorensystem angestrebt werden, werden also hier bewußt nicht vorab formuliert. Vielmehr soll sich die Indikatorenbildung aus den aktuellen Fragen der Nutzer, bezogen auf deren konkrete Fragestellungen, ergeben. KERNER vertritt die Auffassung, daß es einen „kleinsten gemeinsamen Nenner“ für ein Indikatorenset, an dessen Direktiven sich die Auswahl der Daten, die Fassung und Bewertung von Indikatoren jetzt und für eine lange Zukunft orientieren könnten, nicht gibt und „daß es folglich eine ernsthafte Beschränkung der Leistungsfähigkeit eines allgemeinen Informationssystems für die UGR bedeuten würde, eine so bedeutungsvolle Festlegung jetzt zu treffen.“⁸⁵ Vorschläge, wie derartige Indikatoren aber ganz allgemein aussehen könnten, werden in Abschnitt 5.2.3 genannt. Es handelt sich z.B. um „Indikatoren des Öffnungsgrades“ oder „Indikatoren der Nachhaltigkeit“, womit an die unter 3.2.3.1 erwähnte Zielvorstellung der Nachhaltigkeit angeknüpft wird.

Zur praktischen Umsetzung des Ansatzes siehe Abschnitt 7.

3.2.4 Vergleich der Beobachtungsansätze der Ökosystemforschung und der Landschaftsökologie

Ziele und Modelle der beiden vorgestellten Ansätze aus Kiel bzw. München/ Weihenstephan sind sich sehr ähnlich. Unterschiedlich sind die Modellumsetzungen und die Skalenebenen, der Leitbildbezug und der Interpretationsrahmen.

Ökosysteme als zentrale Organisationseinheiten der Natur werden in beiden Fällen hinsichtlich ihrer Funktionalität, d.h. der in ihnen ablaufenden Prozesse, vorrangig über Stoff- und Energiebilanzen beschrieben. Die integrative Bilanzierung läuft über eine **vergleichbare Modellbildung** ab, die zu beobachtenden Meßgrößen sind von den Modellen abgeleitet und es ist denkbar, daß mit den gleichen Größen gearbeitet werden kann. In beiden Fällen sind die Modellbildungen nicht abgeschlossen, also noch nicht für die integrierte Umweltbeobachtung anwendbar.

Während der **Kieler Ansatz** in Zukunft erst nach umfangreichen Messungen in ausgewählten Bezugsräumen Ergebnisse liefern kann und will, erhebt der **landschaftsökologische Ansatz** den Anspruch, die bis heute existierenden Daten bereits für die gewünschten Bilanzen benutzen zu können. Für den ersten Weg sind erhebliche Aufwendungen nötig, dann aber kann mit gesicherten Ergebnissen gerechnet werden. Inwieweit der zweite Weg gangbar ist, sowohl hinsichtlich der Datenverfügbarkeit als auch hinsichtlich der Lauffähigkeit der Modelle, kann nur ein direkter Versuch der Umsetzung in einem beliebigen Testgebiet aufzeigen (siehe auch Abschnitt 11).

⁸⁵ KERNER (1996).

Der Kieler Ansatz beschränkt sich nicht auf die naturwissenschaftlich begründete neutrale Beschreibung von ökosystemaren Prozessen und Entwicklungsvarianten, sondern greift dem gesellschaftlichen Entscheidungsprozeß in gewisser Weise vor, indem ein am sog. Leitbild der Ökosystemintegrität orientierter Spielraum für Normen angeboten wird (Goal functions, window of viability). Dahinter verbirgt sich letztlich die Vorstellung, daß naturnahe, hochentwickelte Systeme als am wertvollsten einzuschätzen sind und dem Anspruch auf Nachhaltigkeit am nächsten kommen. Es werden Zielfunktionen oder Orientoren definiert, die zur **Bewertung** des Umweltzustands herangezogen werden können und den Interpretationsrahmen für den aktuellen Umweltzustand liefern. Dadurch ist der Politik die Möglichkeit gegeben, sich an den Ergebnissen zu orientieren. Demgegenüber ist der landschaftsökologische Ansatz wertfrei, liefert also unbewertete Basisdaten für veränderliche Wertvorstellungen, die vom Nutzer (der Politik) zu entwickeln sind. Auf den Über- bzw. Unterbau eines dezidierten Leitbildes wird bewußt verzichtet, somit logischerweise auch auf Indikatoren. Übersicht 3.2.4.1 gibt einen groben Überblick zum Vergleich der Ansätze, auch hinsichtlich weiterer Unterschiede.

Übersicht 3.2.4-1: Vergleich des ökosystemaren und des landschaftsökologischen Ansatzes der Umweltbeobachtung

Thema	Ökosystemarer Ansatz	Landschaftsökologischer Ansatz
Ziel	Beschreibung des Ökosystemzustandes (als Ökosystemintegrität) mittels gemessener oder errechneter Funktionalitätsindikatoren.	Beschreibung des Ökosystemzustandes durch Berechnung von Stoff- und Energiebilanzen; Verwendbarkeit je nach aktuellem Bedarf.
Indikandum	Auf dem höchsten Komplexitätsgrad 8 ökosystemimmanente „Goal Functions/ Orientoren“ der Ökosystementwicklung	Nicht festgelegt
Ergebnis	Noch festzulegende Indikatoren, die je nach Aussageziel einfache Kennwerte oder Ergebnis komplexer Algorithmen sein können	Berechnung unbewerteter Basisdaten und Bilanzen aus Kerndatensatz; Keine Indikatoren beabsichtigt, sondern „fragenneutraler Basisdatensatz“, der je nach Bedarf benutzt werden kann
Leitbild	Ökosystemintegrität, abgeleitet aus ökosystemaren Vorstellungen; normativ	Nicht explizit vorhanden
Bewertung	Zeitlicher Vergleich der Ausprägung von Indikatoren eines Ökosystemtyps oder Vergleich der Indikatoren mit noch festzulegenden ökosystemspezifischen Sollwerten	Vorab keine
Modellbildung	5 Teilmodelle definiert; Gesamtmodell noch nicht vorhanden	9 Teilmodelle (Modellbereiche) definiert; Gesamtmodell noch nicht vorhanden
Berechnung von Indikatoren	Über Teilmodelle (Ergebnis: Modellvariable) und ein Gesamtmodell zur Integration von Teilmodellen	Keine Berechnung von Indikatoren
Datenquellen	In Zukunft durchzuführende Messungen, jeweils im gleichen Beobachtungsraum	Bereits vorliegende Daten aus Bestand des Kerndatensatzes, aus verschiedenen Beobachtungsräumen; neue Daten (z.B. aus Ökosystemforschung) werden laufend integriert
Basisdaten	Kerndatensatz von 57 Größen, für die Meßmethoden vorliegen Strukturelle Daten gehen in Funktionalitätsindikation ein	Satz von rund 40 „Dynamischen Meßgrößen“, für die Meßmethoden vorliegen; Strukturelle Daten als Attribute, nicht für Bilanz

Thema	Ökosystemarer Ansatz	Landschaftsökologischer Ansatz
Beobachtungsräume und Repräsentativität	Netz schrittweise aufzubauen: 1. Beobachtungsgebiete der Ökosystemforschung 2. Neue Gebiete in den Biosphärenreservaten 3. Neue Gebiete auf der Gesamtfläche in Standorttypen, die dann noch nicht ausreichend vertreten sind	Alle Flächen der ÖFS
Beobachtungsebene	Ökosysteme; Landschaften nach Veränderung der Modelle für Ökosysteme (als Vergrößerung vom Ökosystemmodell)	Ökotope; Landschaftssysteme; 3 Abbildungsmaßstäbe, aggregierbar: 1: 10 000 1: 25 000 1: 100 000
Flächenklassifikationen	Noch zu wählen	CIR-Biototypenschlüssel ÖFS-Schlüssel; CORINE-Klassifikation

Abschnitt 7 faßt aus der Sicht des Umweltindikatorenprojektes zusammen, inwieweit beide Ansätze für den Aufbau einer Integrierten Umweltbeobachtung weiter genutzt und ausgebaut werden sollten.

3.2.5 Schlußfolgerungen für die Umweltbeobachtung und das Indikatorenprojekt

Als Konsequenz aus den vorgestellten Ansätzen der Ökosystemforschung bzw. der Landschaftsökologie ergibt sich für das Indikatorensystem, daß die Indikation des Umweltzustandes mittels selektiv sektoraler, d.h. struktureller und stofflicher Indikatoren um integrative Indikatoren der Funktionalität nach dem Konzept der Ökosystemintegrität erweitert bzw. ergänzt werden muß. Eine rein reduktionistische Betrachtung sowie eine Beschränkung auf Schadstoffaspekte oder strukturelle Größen der Umwelt greift für die Zustandsbeschreibung zu kurz. In das Konzept für ein Indikatorensystem werden daher ökosystemare Goal Functions bzw. daraus abzuleitende Indikatoren als sogenannte „**Indikatoren der Funktionalität**“ von Ökosystemen aufgenommen. Damit sollen „ganzheitliche“ Aussagen darüber möglich sein, in welchem Zustand sich ausgewählte Ökosystemtypen oder Wassereinzugsgebiete befinden oder inwieweit sie, gemessen an zu definierenden Sollbereichen, „funktionieren“. Diese Indikatorengruppe bildet einen von drei Blickwinkeln des Indikatorensystems (siehe Abschnitt. 4.3). Für die Beschreibung des Umweltzustandes haben sie unter dem systemaren Gesichtspunkt betrachtet eine übergeordnete Bedeutung, da sie im Gegensatz zur sektoralen Umweltbeobachtung die wichtigsten Umweltzustandsaspekte gleichzeitig in einem bestimmten Beobachtungsraum erfassen und integrieren.

Der **Bilanzansatz** der Landschaftsökologie fußt auf sehr ähnlichen Modellvorstellungen und bestätigt die Notwendigkeit, die Funktionalität in Ökosystemen zu erfassen. Da aber die Selektion oder Konstruktion von Indikatoren dort nicht im Vordergrund steht, ist der Ansatz im Rahmen eines Indikatorensystems schwieriger nutzbar.

Den aktuellen Stand zur Bildung von Funktionalitätsindikatoren zeigt Abschnitt 5.2 (Vorläufiges Indikatorensystem / Indikatoren der Funktionalität). Welche Bedingungen für eine **bundesweite Erfassung** von Funktionalitätsindikatoren zu erfüllen sind und welche vorbereitenden Arbeiten hier noch geleistet werden müssen, wird in den Abschnitten 7 und 11 erläutert.

3.3 Umsetzung der Leitbilder in den UGR

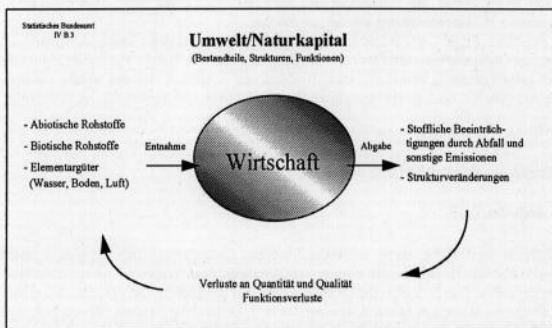
3.3.1 Ziele der UGR

Die UGR hat die Aufgabe, die ökonomische durch eine ökologische Buchhaltung zu ergänzen und die Wirtschaftsstatistik in den notwendigen größeren Zusammenhang mit der Umweltsituation zu stellen. Dies bedeutet, die Ökonomie als einen der Umwelt untergeordneten, abhängigen Faktor zu betrachten (siehe Abbildung 3.3.1-1). Gleichzeitig ist aber offensichtlich, daß die UGR mit der Darstellung der **Wechselwirkung von Ökonomie und Umwelt** nur zwei Teilbereiche der „nachhaltigen Entwicklung“ einbezieht. Die soziale Dimension des Entwicklungsprozesses wird dabei nur in dem Umfang einbezogen, wie sie Teil der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen ist (z.B. Beschäftigung, Einkommen und Verbrauch nach Haushaltsgruppen), wobei diese wiederum den wirtschaftlichen Eckpunkt der UGR darstellen.⁸⁶

Im Wirtschaftsprozess werden Rohstoffe und Energie aus der Umwelt entnommen und Elementargüter wie Wasser, Luft oder Boden als Produktionsfaktor bzw. Wirtschaftsstandort genutzt. Durch die Produktion werden diese natürlichen Ressourcen verändert, belastet und verbraucht. Abfälle und Emissionen werden in die Umwelt abgegeben und führen zu stofflichen Beeinträchtigungen. Zudem wird durch strukturelle Eingriffe nichtstofflicher Art die Umwelt verändert. Emissionen und strukturelle Eingriffe haben zur Folge, daß die Funktionsfähigkeit der Natur beeinträchtigt wird. In ökonomischer Betrachtung heißt dies, daß das Naturkapital sowohl quantitativ als auch qualitativ vermindert bzw. verschlechtert wird. Der Mensch ist bei seinem wirtschaftlichen Handeln aber notwendigerweise auf die Erhaltung der Natur angewiesen, will er sich nicht der eigenen Produktionsgrundlagen berauben. Dabei sollten essentielle Ressourcen, d.h. Ressourcen, die für die menschliche Existenz unverzichtbar und nicht substituierbar sind, in jedem Fall erhalten werden.

⁸⁶ Zu einer weitergehenden Einbeziehung der sozialen Dimension liegen bisher nur wenige Ansätze vor. Denkbar wäre es, an die Entwicklung von Systemen sozialer Indikatoren bzw. an monetäre Formen der Wohlfahrtsrechnung anzuknüpfen. Allerdings sind diese Ansätze bisher stark auf die Wohlfahrt der Bevölkerung in einem Land konzentriert. Die internationale Dimension des Nachhaltigkeitsproblems in Form der Nord-Südproblematik und der Entwicklungsanspruch zukünftiger Generationen werden dabei in der Regel nicht thematisiert.

Abbildung 3.3.1-1: Ökonomie als Teil der Umwelt



Bei nicht essentiellen Ressourcen wird im Hinblick auf Bedeutung und Art der Nutzungsentscheidungen weiter zwischen reversibel und irreversibel verzehrbaren Ressourcen unterschieden, da bei letzteren durch die Nichtrevidierbarkeit von Nutzungsentscheidungen langfristige Aspekte in stärkerem Ausmaß zu berücksichtigen sind.⁸⁷ Rückwirkungen von Änderungen der Natur auf die Wirtschaft ergeben sich ferner aus politischen oder privaten Reaktionen auf veränderte Umweltbedingungen. Diese Rückwirkungen über das gesellschaftliche System sind im Schaubild nicht berücksichtigt.

Eine korrekte Wirtschaftsbilanz enthält die Veränderungen aller Teile des Vermögens: Verminderungen und Abnutzungen werden als Minus, Anschaffungen und Reparaturen (Investitionen) als Plus verbucht. In den Wirtschaftsbilanzen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) wird derzeit lediglich das produzierte Sachvermögen nachgewiesen⁸⁸. Es fehlt jedoch die Berücksichtigung der Natur. Eine vollständige monetäre, ökonomische Bewertung des Naturvermögens in einer UGR ist allerdings aus methodischen und statistischen Gründen für ein Land wie Deutschland, bei dem die Nutzung der Natur als „Auffangbecken“ für Schadstoffe deutlich höhere Bedeutung hat als die mengenmäßige Nutzung nationaler Rohstoffe, kein realistisches Ziel.⁸⁹ Vielmehr sollen der Zustand und die Qualität des Naturvermögens in physischen Größen ermittelt werden.⁹⁰

⁸⁷ Dabei handelt es sich noch um eine theoretische Untergliederung, eine statistisch nutzbare Systematik der unterschiedlichen Ressourcenarten liegt bisher nicht vor. Siehe auch BEIRAT ZUR UMWELT-ÖKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995), S. 461 ff.

⁸⁸ Siehe z. B. STATISTISCHES BUNDESAMT (1994), S. 88 ff.

⁸⁹ Siehe BROUWER et al. (1996). Bei der Ressourcennutzung steht daher in den UGR die Stromrechnung unter Einbeziehung der Nutzung ausländischer Ressourcen (über Importe) im Vordergrund.

⁹⁰ BUNDESREGIERUNG (1996), S. 19 f.

3.3.2 Themenbereiche der UGR

Das Konzept der UGR setzt den aus dem **Leitbild der nachhaltigen Entwicklung** abgeleiteten Informationsbedarf um. Insofern kann das Konzept der nachhaltigen Entwicklung als generelles Leitmotiv der UGR betrachtet werden. Die UGR ist aufgrund der gezeigten Interpretationsunterschiede mit Blick auf dieses Leitbild so aufgebaut, daß die Zwischenschritte bereits Antworten auf wirtschafts- und umweltpolitische Fragen geben. Wie sich der Einsatz von Rohstoffen, Energie und Bodenflächen in unterschiedlichen Bereichen der Wirtschaft zeitlich verändert und welche stofflichen Abgaben an die Umwelt dem gegenüberstehen (Abbildung 3.3.2-1 Themenbereiche 1 und 2), ist für die Beurteilung der Effizienz im Umgang mit natürlichen Ressourcen im Rahmen von Struktur- und Umweltpolitik von grundlegender Bedeutung. Aus dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung abgeleitete umweltpolitische Zielvorstellungen zur Reduktion von Stoffströmen (sowohl mit Blick auf hohe Stoffmengen als auch auf toxische Stoffe), Energieverbrauch und der Flächeninanspruchnahme durch menschliche Aktivitäten finden in diesen Bereichen ihre Umsetzung. Indikatoren über den Umweltzustand (Themenbereich 3) zeigen die qualitativen Veränderungen in einer standardisierten Form an und spiegeln die Wirkungs- und Nutzenseite von Umweltschutzmaßnahmen wider. Die Kostenseite und die aktuelle Belastung der Wirtschaft wird für die tatsächlich durchgeführten Umweltschutzmaßnahmen (Themenbereich 4) festgehalten. Vermeidungskosten (Themenbereich 5) für zusätzliche präventive Maßnahmen runden das Bild ab und unterstützen die Abwägung und Entscheidung zwischen unterschiedlichen „Standards“ (Zielgrößen) für einzelne gravierende Belastungsfaktoren. Zu den Themenbereichen 1, 2 und 4 werden bereits regelmäßig Daten produziert und veröffentlicht.⁹¹ Die Themenbereiche 3 und 5 befinden sich noch in der Entwicklungsphase.

⁹¹ Siehe z. B. STATISTISCHES BUNDESAMT: Fachserie 19 „Umwelt“, Reihen 4, 5 und 6 zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen.

3.3.3 Abgeleitete Zielvorstellungen im Indikatorenprojekt

3.3.3.1 Nachhaltige Entwicklung und Ökosystemintegrität

Zielvorstellungen, die dem Themenbereich „Umweltzustand“ bei der Arbeit zugrundegelegt werden, müssen aus den beiden dargestellten Leitbildern abgeleitet werden. Auf die Unterschiede des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung und einer Nachhaltigkeitsbetrachtung im Rahmen der Ökosystemtheorie wurde bereits in Abschnitt 3.2.2 eingegangen. Ein Grund für die Spannungen zwischen beiden Konzepten liegt sicher in den unterschiedlichen zeitlichen Betrachtungshorizonten. Zwar weist nachhaltige Entwicklung als anthropozentrisches Konzept im Vergleich zur kurz- und mittelfristigen Wirtschaftsberichterstattung bereits eine deutlich längere Zeitperspektive auf, die Ökosystemintegrität als naturwissenschaftliches Konzept denkt jedoch in einer noch längerfristigen Perspektive.

Der **nachhaltigen Entwicklung** liegt oft das Bild von der Erhaltung eines bestimmten Umweltzustandes zugrunde, der - unabhängig davon, ob als Referenzzeitpunkt eine vergangene Periode, der heutige Zustand oder eine politisch gesetzte Norm gewählt wird - eher als stabile Gleichgewichtssituation gedacht ist. Diese politisch entscheidungsorientierte Betrachtungsweise ist allenfalls mit dem in der **Ökologie** für kurzfristigere Prozesse geltenden Prinzip der Resilienz, d.h. der Fähigkeit eines Systems, Strukturen und Verhaltensmuster in Gegenwart von Störungen (eines nicht zu großen Ausmaßes) zu erhalten, vereinbar. Für die erdgeschichtlich langfristige Perspektive gilt jedoch in der Ökologie - wie in Abschnitt 3.2.2.1 erläutert - die dynamische Betrachtung des Holling-Zyklus, die zeigt, daß es in der Natur keine unendliche Erhaltung bestimmter Systeme gibt und daß Endzustände nicht Ziel der natürlichen Entwicklung sind. Wenn kreative Zusammenbrüche natürlicher Systeme langfristig eine notwendige ökologische Entwicklungsphase darstellen, so kann der gewünschte Umweltzustand im Sinne der Nachhaltigkeit nicht mehr alleine durch Stabilität ausgedrückt werden. Er ist vielmehr langfristig variabel. Es fällt somit in dieser Perspektive in vielen Bereichen schwer, Schwellenwerte oder Sollzustände der Umwelt zu definieren, die den Erhalt ökologischer Funktionen gewährleisten und somit auch die Leistungen der Natur für den Menschen sichern.⁹³ In dieser Perspektive sind eher Kriterien ableitbar, die Folgen menschlichen Handelns für die Be- bzw. Entlastung von Ökosystemen einbeziehen. Nachhaltigkeit als Zustand, d.h. im Sinne von Stabilität, kann somit kaum auf der Ebene von Ökosystemen definiert werden. Dagegen muß aber im Sinne der Nachhaltigkeit angestrebt werden, die Entwicklungsfähigkeit von Systemen in Selbstorganisationsprozessen zu gewährleisten. Dies hat wiederum zur Folge, daß neben den Aspekten des kurzfristigen Gleichgewichts und der Funktionalität von Ökosystemen ergänzend auch der Biodiversität - in Form der Landschafts- und der Artendiversität, letztlich jedoch auch in Form der genetischen Diversität - eine hohe Bedeutung zukommen muß (siehe auch zum Konzept der Integrität Abschnitt 3.2.2.2). Nur eine große Vielfalt - auf globalem Niveau bzw. auf der Ebene einzelner Ökosysteme eine dem Ökosystemtyp angemessene Vielfalt - verhindert, daß Zusammenbrüche natürlicher Systeme sich destruktiv auswirken.

Nur ein sehr langfristig ausgerichtetes Leitbild der nachhaltigen Entwicklung, das diese ökosystemtheoretisch fundierten Dimensionen aufgreift, läßt sich daher mit dem Erhalt ökologischer Funktionen in Einklang bringen. Inwieweit allerdings **gesellschaftliche Entscheidungen**, die mit Abwägungen zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten verbunden

⁹³ Dies wäre in dieser Perspektive auch nicht einem noch unzureichenden Wissen in der Ökosystemtheorie anzulasten, sondern es handelt sich eher um eine grundsätzliche Grenze.

sind und immer ein Mindestmaß an anthropogenen Eingriffen voraussetzen, Nachhaltigkeit oder Integrität im ökologischen Sinn gewährleisten können, erscheint derzeit als offene Frage. Zwar läßt sich aus ökologischer Sicht relativ leicht die Forderung nach minimalen Eingriffen ableiten. Solange aber die ökonomischen und sozialen Nebenbedingungen der Minimierung nicht geklärt sind, dürften sich daraus nur schwer konkrete Handlungsanweisungen ableiten lassen.

Für das Indikatorenprojekt ergeben sich aus den Leitbildern im wesentlichen **drei Zielvorstellungen**, die für die Arbeiten von vorrangiger Bedeutung sind: Der Erhalt von Schutzgütern, die Biodiversität und im Bereich der strukturellen Eingriffe in die Natur die Reduzierung der anthropogen bedingten Flächeninanspruchnahme. Diese Zielvorstellungen sind nicht unabhängig voneinander: So tragen beispielsweise die Erhaltung von Schutzgütern und die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch menschliche Aktivitäten auch zur Erhaltung der Biodiversität bei. Alle drei Zielvorstellungen sollen in den folgenden Abschnitten kurz skizziert werden.

3.3.3.2 Erhaltung von Schutzgütern⁹⁴

Anthropogen bedingte Umweltveränderungen summieren sich vor allem in bestimmten Gebieten und Umweltbereichen. Dies gilt sowohl für stoffliche als auch für räumlich-strukturelle Beeinträchtigungen. Umweltveränderungen können außerdem auch nach Emissionssenkungen weitergehen, weil mengenmäßig geringe, aber hochwirksame Stoffe ihre Wirksamkeit akut oder chronisch entfalten oder sich Stoffe akkumulieren und dadurch die Empfindlichkeit von Schutzgütern erhöht wird. In der Folge können geringere Belastungen zu größeren Auswirkungen führen. Auch strukturelle Eingriffe können ähnliche Spätfolgen mit sich bringen.

Der **Schwerpunkt einer Umweltzustandsberichterstattung** liegt auf einer Erfassung von Auswirkungen am Ende der Ursache-Wirkungs-Ketten, d.h. bei relevanten und/oder empfindlichen Umweltbereichen. Als Beispiele für **Schutzgüter** können allgemein Lebewesen (Menschen, Tiere, Pflanzen, Pilze, Mikroorganismen, Lebensgemeinschaften), Medien (Boden, Wasser) sowie Kultur- und sonstige Sachgüter gelten.⁹⁵ Derartige Schutzgüter (bzw. Akzeptoren; zum Begriff des Akzeptors siehe Abschnitt 4.2) sind von unterschiedlichen stofflichen und strukturellen Belastungen und deren zeitlichen Einwirkungen besonders betroffen. Auch Ökosysteme als zentrale Schutzgüter sind hervorzuheben. Diese Betrachtungsweise entspricht der "Schutzgutperspektive", wie sie in umweltpolitischen Diskussionen um Instrumente (UVP, Bodenschutzstrategien, Wirkungskataster, ökologische Umweltbeobachtung, Arten- und Biotopschutz), Zielvorstellungen der Umweltpolitik (SRU-Gutachten) oder gesetzlichen Novellierungen (Bundes-Immissionsschutzgesetz, Naturschutzgesetz) inzwischen eine zentrale Rolle spielt. Zur Indikation von Zustandsveränderungen der Schutzgüter werden die besonders relevanten und empfindlichen Bereiche hervorgehoben.

⁹⁴ Dieser Abschnitt wird in späteren Abschnitten auch auf die Akzeptoren bzw. Akzeptorebenen bezogen. Siehe Abschnitt 4.2 und ZIESCHANK et al. (1993).

⁹⁵ Siehe DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), S. 105.

Generelles Ziel ist die Senkung der jährlichen (relativen) Neubelastung und, darüber hinausgehend, die Absenkung des vorhandenen (absoluten) Beeinträchtigungsniveaus. Dies betrifft ebenfalls Umweltveränderungen durch physische Eingriffe. Ein der stofflichen Absenkung von Immissionen vergleichbarer Ausdruck einer Entlastung wäre beispielsweise die Zunahme von Flächen mit höherem Natürlichkeitsgrad.

Auf der Ebene von Ökosystemen gelten auch deren **Funktionen und Prozesse** als Schutzgüter. Der SRU nennt Transformationsfunktion, Informationsfunktion, Pufferfunktion sowie Regelungsfunktion.⁹⁶ Ähnliche Überlegungen liegen Begriffen wie Erhaltung der natürlichen Tragkapazität ("carrying capacity") zugrunde, die durch Belastungsgrenzen in Form von kritischen Eintragsraten ("Critical Loads") oder kritischen strukturellen Belastungen ("Critical Structural Changes") von Ökosystemen weiter präzisiert werden. Auch beim Konzept der Ökosystemintegrität (siehe Abschnitt 3.2.2.2) steht der Erhalt von Funktionen im Vordergrund.

Auf der Ebene von Teilbereichen von Ökosystemen spielt als Zielvorstellung die **Erhaltung der Multifunktionalität** eine bedeutsame Rolle, insbesondere bei Böden und Gewässern. Hinter dem aus der niederländischen Umweltschutzpolitik stammenden Konzept⁹⁷ steht das Prinzip, daß zentrale Elemente des Naturhaushaltes nur soweit genutzt werden sollten, wie dadurch andere oder spätere ökologische Funktionen und soziale Nutzungsmöglichkeiten nicht ausgeschlossen werden.

3.3.3.3 Erhaltung der Biodiversität⁹⁸

Diversität, d.h. eine spezifische Verschiedenartigkeit, ist eine typische Eigenschaft lebender, sich selbst organisierender Systeme und ist als Goal Function im Konzept der Ökosystemintegrität enthalten (vgl. auch 3.2.2). Dies gilt für alle Hierarchiestufen des Lebens und bezieht sich sowohl auf die Lebensformen (also Strukturen) als auch auf Lebensprozesse (also Funktionen). Massive anthropogene Eingriffe haben zur Folge, daß die Vielfalt der biologischen Systeme und Arten insgesamt reduziert wird. Dies gefährdet oder zerstört nicht nur kurzfristig und direkt die betroffenen Organismen und deren Lebensräume, sondern schränkt möglicherweise langfristig die Lebensgrundlagen und Entwicklungsmöglichkeiten des Menschen selbst ein. Deshalb ist die Erhaltung der Bio-diversität - als eine unter vielen Eigenschaften der belebten Umwelt - eine wesentliche und leicht vermittelbare politische Zielvorstellung. Sie ist umso wichtiger, als Biodiversität nicht beliebig wiederherstellbar ist. Grundsätzlich ist dabei immer zu beachten, daß es sich nicht um einen statischen Wert handelt. "Vielmehr ist sie (die Biodiversität) in dynamischen Systemen realisiert und auch einem steten evolutiven Wandel unterworfen, d.h. der Schutz dieser Evolutionsfähigkeit muß eines der wesentlichen Schutzziele bei der Diskussion zur Biodiversität sein".⁹⁹ Das Bestreben nach Konservierung sollte immer vor diesem Hintergrund relativiert werden.

⁹⁶ Exemplarisch dazu: Der RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1987), S. 15.

⁹⁷ Vgl. z.B. MOEN/BRUGMAN (1987).

⁹⁸ Vgl. WILSON (1988).

⁹⁹ BLAB/KLEIN/SSYMAN (1995), S. 11.

Je nach Hierarchiestufe unterscheidet man **drei Formen der Biodiversität**: Genetische Diversität auf der molekularen Ebene, Artendiversität auf der Organismenebene und Lebensraumdiversität auf der Ebene von Ökosystemen und Landschaften (siehe Übersicht 3.3.3.3-1).

Übersicht 3.3.3.3-1: Betrachtungsebenen der biologischen Vielfalt¹⁾

Genetische Vielfalt	Erbliche Variation innerhalb und zwischen Populationen von Arten
Artenvielfalt	Anzahl verschiedener Arten in bestimmten Raumausschnitten
Lebensraumvielfalt	Vielfalt an Lebensräumen/Biotopen in Landschaften oder Landschaftsausschnitten

1) Nach BLAB, KLEIN, SSYMANK, 1995

- **Genetische Diversität** bezeichnet die erblichen Variationen innerhalb und zwischen Populationen von Arten. Sie ist Ergebnis langfristiger Entwicklungs- und Anpassungsprozesse und gleichzeitig Voraussetzung auch für den Erhalt der Anpassungsfähigkeit in der Zukunft und die evolutive Weiterentwicklung. Die natürlich entstandene genetische Vielfalt ist durch Verluste, Isolation und Fragmentierung von Lebensräumen bedroht, die kulturhistorisch entstandene genetische Vielfalt (gezüchtete Tier- und Pflanzenrassen) aufgrund der Verdrängung durch wenige Zuchtsorten. Die Erfassung der genetischen Diversität erfolgt durch biomolekulare Methoden.
- **Artendiversität** bezeichnet die Anzahl (und ggf. auch zusätzlich die relative Vorkommenshäufigkeit (Abundanz)) verschiedener Arten in bestimmten Raumausschnitten. Nach BLAB et al.¹⁰⁰ ist es ein Hauptziel des Naturschutzes, „den Gesamtbestand an Tier- und Pflanzenarten und ihre Lebensgemeinschaften in ihrer naturgegebenen bzw. kulturhistorisch gewachsenen räumlichen Vielfalt unter den Bedingungen der Auslese so zu sichern, daß die natürliche Entwicklung der Arten gewährleistet ist, d.h. die Evolution möglichst unbehindert weitergehen kann.“ Dabei geht es nicht um die Maximierung von Diversität um ihrer selbst willen, da die Erhöhung der Vielfalt beispielsweise in einer natürlicherweise nur aus wenigen Arten zusammengesetzten Biozönose nicht wünschenswert sein kann. Vielmehr liegt die Betonung auf dem Erhalt lebensraumtypischer Artengemeinschaften: Die für bestimmte Standortverhältnisse typische Diversität gilt als positives Merkmal. Um die Probleme abzumildern, die sich aus einer ausschließlichen Fokussierung auf die Artenvielfalt ergeben, werden der Gefährdungsgrad, die Repräsentanz naturraumtypischer Arten und das Indikationspotential bestimmter Arten (Zeigerarten) als ergänzende Beobachtungsgrößen verwendet. Artendiversität wird durch Beobachtungen/Zählungen im Gelände ermittelt.
- **Lebensraumdiversität** meint Vielfalt auf der Ebene von Lebensräumen und Biotopen, bezogen auf Landschaften oder Landschaftsausschnitte. Dies bedeutet insbesondere die Abwechslung von Strukturen und Mustern, Anzahl, Verbreitung und Größe von Biotoptypen u.ä.. Der Erhalt dieser Art der Diversität auf der höchsten Hierarchiestufe ist Voraussetzung für die vorgenannten Formen. Die Erfassung der Lebensraumdiversität erfolgt vorrangig durch Luftbilddauswertungen und Geländearbeit.

¹⁰⁰ Siehe BLAB/KLEIN/SSYMANK. (1995), S. 13.

Die Erfassung der Biodiversität muß über ein mehrschichtiges, repräsentatives Beobachtungsnetz erfolgen. Wichtig sind Kenntnisse über die für verschiedene Landschaften typischen Strukturen und die für Biotopetypischen Arten, also Referenzgrößen für raum- und typespezifische Arten- und Lebensraumvielfalt. Für die Umsetzung des politischen Leitbildes sind regionale Landschaftsleitbilder (einschließlich der Einrichtung von Vorrangflächen), einheitliche und praktikable Bewertungsmaßstäbe und Handlungsrichtlinien notwendig. Das **Indikatorenprojekt** wird sich im Bereich der Biodiversität auf die Arten- und Lebensraumdiversität beschränken.

3.3.3.4 Reduzierung der anthropogenen Flächeninanspruchnahme

Einen Schwerpunkt des Projekts wird der Versuch bilden, die bisherigen Lücken in Indikatorensystemen mit Blick auf **physisch-strukturelle Eingriffe** in Landschaften und Ökosysteme zu schließen. Vieles deutet darauf hin, daß die Bedeutung der Integration von Daten zu strukturellen Belastungen in eine UGR auf nationaler und internationaler Ebene bisher eher unterschätzt wird. Die bisherigen Arbeiten zeigen deutlich, daß dem Problem der Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Flächenverbrauch in den nächsten Jahren erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden muß.¹⁰¹ Daher kommt auch der Zielsetzung der Reduzierung der anthropogenen Flächeninanspruchnahme hohe Bedeutung zu. Auch dieses Ziel ist direkt mit dem Leitbild der Ökosystemintegrität und der damit verbundenen Vorstellung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen verknüpft. Die Zunahme anthropogener Flächeninanspruchnahme (Nutzungsintensität) korreliert mit erhöhter Außensteuerung, erhöhter Naturferne und verringerter Selbstorganisationsfähigkeit. Die Auswirkungen struktureller Eingriffe sind vor allem hinsichtlich des Umwelt- und Naturschutzes zu untersuchen. Zu ihnen zählen Aspekte wie „Inanspruchnahme von Vegetation und Pflanzenarten, Umwandlung und Störung von Habitaten durch Veränderungen der Standortstrukturen und -ausstattungen, Umwandlung durch Unterschreiten ökosystemar begründeter Mindestgrößen, z.B. von Biotopen und Populationen“.¹⁰²

Allgemeine Zielsetzungen zur Flächennutzung werden in letzter Zeit verstärkt auch im Rahmen der Diskussion über das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung diskutiert. Dabei kann neben den Arbeiten des SRU und den Vorhaben der Bundesregierung¹⁰³ beispielsweise auf die Aktivitäten der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestags „Schutz des Menschen und der Umwelt“, die das Thema Flächenverbrauch unter dem Themenbereich „Bauen und Wohnen“ aufgreift, oder die Arbeiten im Rahmen der Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“¹⁰⁴ verwiesen werden.

¹⁰¹ Siehe z.B. KUHN/RADERMACHER/STAHMER (1994); RADERMACHER (1996).

¹⁰² Siehe DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), S. 92. Der letztgenannte Aspekt wird in vorliegendem Projekt aber nicht durch Indikatoren abgedeckt.

¹⁰³ Siehe z. B. den Bericht der Bundesregierung anläßlich der VN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York „Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“, Bonn 1997, Abschnitt 6 „Bodenschutz und Altlastensanierung“.

¹⁰⁴ WUPPERTAL INSTITUT (1995).

3.3.4 Integration der Umweltzustandsbeschreibung in die UGR

Die unterschiedliche Interpretation des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung aus politischer bzw. der Integrität aus ökosystemtheoretischer Sicht sowie die aus den Leitbildern abgeleitete Struktur der UGR wurden bereits in Abschnitt 3 allgemein erläutert. Für die konkrete Umsetzung des Indikatorensystems zur Darstellung des Umweltzustandes in den UGR stellen sich **drei** weitergehende, miteinander zusammenhängende **Grundfragen**:

1. Wie wird der allgemeine Begriff Umweltzustand in einen statistisch operationalen Begriff umgesetzt? Wie wird dabei mit dem Problem umgegangen, daß eine vollständige Beschreibung des Umweltzustandes unmöglich erscheint bzw. welche Aspekte der Umwelt werden im Indikatorensystem dargestellt?
2. Wie wird der Themenbereich Umweltzustand von den anderen Themenbereichen der UGR abgegrenzt?
3. Welche Beziehung weist der Themenbereich Umweltzustand zu den anderen Themenbereichen der UGR auf? Gibt es Verknüpfungsmöglichkeiten bzw. den UGR immanente Zusammenhänge zwischen den Themenbereichen?

3.3.4.1 Umweltzustand und Naturvermögen

Betrachtet man die vorliegenden Umweltberichtssysteme im Hinblick auf die erste Frage der begrifflichen Abgrenzung, so umfaßt der Begriff „**Umweltzustand**“ meist implizit eine Aufzählung von Teilbereichen der Umwelt oder Umweltproblemen. Es herrscht eine sektorale bzw. mediale Betrachtungsweise vor. Etwas systematischer wird der verwandte Begriff des „**Naturvermögens**“ in umweltökonomischen Berichtssystemen wie der „Integrierten Volkswirtschaftlichen und Umweltgesamtrechnung“ (SEEA) der Vereinten Nationen oder den „Comptes de Patrimoine Naturel“ (CPS) in Frankreich abgegrenzt.¹⁰⁵ Diese bieten aufgrund ihrer mit den UGR identischen bzw. ähnlichen inhaltlichen Zielsetzungen (Verknüpfung des Naturvermögens mit der traditionellen wirtschaftlichen Betrachtungsweise in den VGR) auch Anhaltspunkte für eine sinnvolle Abgrenzung des Umweltzustandsbegriffs in den UGR bzw. im Indikatorenprojekt. In der Ökologie wird der Begriff des Naturvermögens zwar diskutiert, es ist aber bisher kein inhaltlicher Konsens vorhanden.

Im aus den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) abgeleiteten SEEA¹⁰⁶ umfaßt das Naturvermögen die Bestandteile der natürlichen Umwelt, die von Menschen tatsächlich oder potentiell genutzt werden und daher über einen ökonomischen Wert verfügen können. Als ökonomische Nutzung werden dabei wie in den UGR (siehe die voranstehenden Abschnitte in 3.3) die Entnahme von Rohstoffen aus der Natur, die räumliche Nutzung der Umwelt als Standort bzw. Lebensraum und die Verwendung als Auffangbecken für Schadstoffe unterschieden.

Zum **Naturvermögen** zählen danach sowohl das ökonomisch produzierte Naturvermögen (etwa Pflanzen und Tiere in Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei) wie auch das nicht-

¹⁰⁵ Auf die grundsätzliche Problematik der Behandlung des Naturvermögens in Analogie zum produzierten Vermögen soll an dieser Stelle nicht eingegangen werden.

¹⁰⁶ Siehe hierzu und zum folgenden STAHLER (1994).

produzierte Naturvermögen in Form von wildlebenden Pflanzen und Tieren, Bodenschätzen, Wasserbeständen, Landflächen (einschl. Ökosystemen) sowie der Lufthülle, soweit sie ökonomisch nutzbar sind bzw. durch menschliche Aktivitäten belastet werden.¹⁰⁷ Pflanzen und Tiere sind dabei in der Beschreibung in physischen Einheiten insofern doppelt enthalten, als sie sowohl als einzelne Elemente als auch als Teile von Ökosystemen einbezogen werden.

Bei der Abgrenzung des Naturvermögens im SEEA lassen sich des weiteren zwei verschiedene Formen der Nutzung dieses Vermögens ableiten: Zum einen werden Vermögensgüter **mengenmäßig verbraucht** (depletion). Dies gilt etwa für den Rohstoffabbau oder die mengenmäßige Nutzung von Wasser in Produktionsprozessen bzw. beim Konsum. Zum anderen kann das Naturvermögen in seinen Bestandteilen zwar mengenmäßig erhalten bleiben, es wird aber **qualitativ genutzt**, d.h. es wird eine Art Dienstleistung der Umwelt für das ökonomische System angenommen, die auf Funktionen bzw. Leistungen der Natur beruht. Die qualitative Nutzung ist mit einer Verschlechterung des Umweltzustandes verbunden (degradation), die teilweise durch natürliche Prozesse (Reinigungsleistungen der Natur) kompensiert wird. Beispiele für die qualitative Nutzung der Umwelt als Auffangbecken von Schadstoffen wären die Verschlechterung der Luft- oder Wasserqualität durch die Schadstoffabgabe. Davon werden andere qualitative Nutzungen unterschieden, die keinen direkten Bezug zur Funktion der Umwelt als Senke von Schadstoffen haben und mit der räumlichen Nutzung der Umwelt bzw. der Ökosysteme verbunden sind (z. B. Qualitätsverschlechterungen durch touristische Nutzung).

Diese international vorgeschlagenen Abgrenzungen müssen in den UGR für nationale Belange angepaßt werden. Bei der Beschreibung des Umweltzustands im Indikatorensystem steht wie im SEEA die „natürliche“ Umwelt im Mittelpunkt der Betrachtung. Der Mensch selbst als Betroffener von anthropogener Umweltbelastung (Gesundheit) und umweltbedingte Schäden an **Artefakten und Bauwerken** als Bestandteilen des kulturellen und produzierten Vermögens bleiben vorerst im Rahmen der Zustandsbeschreibung unberücksichtigt, was eine entsprechende Erweiterung zu einem späteren Zeitpunkt jedoch nicht unbedingt ausschließt.¹⁰⁸ Damit ist die Umweltzustandsbeschreibung derzeit stärker aus der Sicht der Natur konzipiert. Obwohl weite Teile der Umweltschutzpolitik derzeit auch am Schutz der menschlichen Gesundheit orientiert sind, erscheint diese Einengung in einer ersten Phase auch insofern gerechtfertigt, als die menschliche Gesundheit unter ökologischen Nachhaltigkeitsgesichtspunkten eher nach-rangig ist. Eine Einbeziehung des Menschen als „Akzeptor“ in das Umweltzustands-indikatorensystem würde weitere methodische Konsequenzen in den UGR (auch in den anderen Themenbereichen) nach sich ziehen: Die soziale Dimension von Nachhaltigkeit wäre weit über das derzeitige Ausmaß hinaus in die UGR einzubeziehen, urbane Ökosysteme müßten verstärkt Berücksichtigung finden, die Problematik zwischen objektiver Belastung und subjektiver Wahrnehmung müßte einbezogen werden. Zudem bleibt, um Doppelarbeit zu vermeiden, abzuwarten, inwieweit die sich derzeit im Aufbau befindliche Gesundheitsberichterstattung im Statistischen Bundesamt für diese Zwecke genutzt werden kann.

Ausgehend vom Begriff des Naturvermögens im SEEA steht im Indikatorensystem der **Bestand an Ökosystemen** (bzw. komplexerer Landschaftseinheiten wie Naturräume) unter-

¹⁰⁷ Diese weite Abgrenzung des Naturvermögens wird im SEEA der Beschreibung in physischen Einheiten zugrundegelegt. Bei monetären Bewertungen im SEEA wird der Begriff - wie im Kernsystem der VGR auch - **eniger** gefaßt.

¹⁰⁸ Während das „Humankapital“ bisher in der Vermögensabgrenzung der VGR und des SEEA nicht enthalten ist, zählen Artefakte und Bauwerke zum produzierten Vermögen. Das produzierte Vermögen wird in den VGR erfaßt. Die Einbeziehung des Humankapitals wäre zwar durchaus vorstellbar, wirft aber große methodische Probleme auf.

schiedlicher Ausprägung und **ihr Zustand** im Zentrum.¹⁰⁹ Ökosysteme lassen sich jedoch - obwohl sie auch quantitativ in Form von Mengen oder Flächen erfaßt werden - nicht eindimensional als eine mengenmäßig verbrauchbare „Güterart“ erfassen, sondern müssen mit Blick auf ihre Funktionen und Qualität als multifunktional betrachtet werden. Das mengenmäßige Vorhandensein unterschiedlicher Arten von Ökosystemen (z. B. auf der einfachsten Ebene von Stadt- und Waldökosystemen) stellt bereits ein Qualitätsmerkmal der Umwelt insgesamt dar. Die Einbeziehung des qualitativen Zustandes der Ökosysteme, ihrer Struktur, ihrer stofflichen Belastung bzw. ihrer Funktionsverluste in die UGR ist für ein rohstoffarmes Industrieland wie Deutschland bedeutsamer als die mengenmäßige Erfassung (der Verknappung) einzelner Güter des Naturvermögens. Sie ist aber auch ungleich schwieriger.

Vom Naturvermögen werden dagegen die Teile, die **als Güter mengenmäßig verbraucht** werden, nicht als eigenständiger Teil in die Betrachtung des Umweltzustandes einbezogen. Mengenmäßige Bestände von wildlebenden Pflanzen und Tieren werden - wie bereits erwähnt - bei der Darstellung des Naturvermögens in physischen Einheiten doppelt erfaßt. Sie sind Bestandteile der Ökosysteme, und ihre Erfassung als Elemente der Ökosysteme ermöglicht u. U. ihre Darstellung bzw. Quantifizierung als Einzelgüter. So sind beispielsweise zur Quantifizierung des Merkmals „Diversität“ von Landschaften (Ökosystemen) oder Arten auch mengenmäßige Bestandsangaben erforderlich. Insofern werden sie bei der Darstellung des Umweltzustandes als Einzelgüter einbezogen.¹¹⁰ Dagegen wird es nicht als Aufgabe der Zustandsbeschreibung in den UGR gesehen, andere Güter als Bestandteile des Naturvermögens, wie Rohstoffbestände oder ökonomisch nutzbare Wasserbestände, zu quantifizieren (siehe auch Abschnitt 5.1).

Der Begriff des **Umweltzustandes** ist insofern in den UGR enger gefaßt als der Begriff des **Naturvermögens**. Da es in Deutschland keine unberührten Naturgebiete mehr gibt, erscheint es auch sinnvoll, das gesamte Gebiet als ökonomisch tatsächlich genutzt bzw. potentiell nutzbar zu betrachten. Zumindest mit dem Blick auf die Funktion der Umwelt als Auffangbecken von Rest- und Schadstoffen und die touristische Nutzung der Umwelt (z.B. im Hochgebirge) dürfte es selbst aus umweltökonomischer Perspektive nicht sinnvoll sein, durch das Kriterium der tatsächlichen oder potentiellen Nutzung Gebiete aus dem Naturvermögen auszuschließen. Dies deckt sich auch mit der Erfassung der Natur aus ökologischer Perspektive.

Zur Beschreibung des Umweltzustandes kann zwischen zwei Aspekten unterschieden werden: dem **räumlich-strukturellen** und dem **funktionellen Aspekt**. Unter räumlich-strukturellen Gesichtspunkten lassen sich bei Ökosystemen „einerseits nichtlebende und lebende Umweltbestandteile, andererseits natürliche und vom Menschen geschaffene oder veränderte Strukturen, ferner auch stoffliche und nichtstoffliche (materielle und immaterielle) Komponenten“¹¹¹ unterscheiden. Bei der funktionellen Betrachtung steht dagegen das Beziehungsgeflecht, das Wirkungsgefüge von Ökosystemen im Vordergrund. Beide Aspekte ergänzen sich gegenseitig und werden bei der Beschreibung des Umweltzustandes berücksichtigt. Diese beiden Aspekte werden in Abschnitt 4 für das Indikatorensystem differenziert und weiterentwickelt.

¹⁰⁹ Der Begriff des Ökosystems wird hier auf einer mittleren Komplexitätsebene gebraucht. Siehe hierzu auch Abschnitt 5.2.

¹¹⁰ Inwieweit ausgehend von einer Umweltzustandsbeschreibung eine Trennung von wildlebenden und produzierten Pflanzen und Tieren möglich ist, soll an dieser Stelle offen bleiben. Zudem erscheint es im Rahmen der Zustandsbeschreibung nur sinnvoll, entsprechende Bestände zu erfassen. Angaben zu Stromgrößen, d.h. die Quantifizierung unterschiedlicher Arten von Bestandsveränderungen, sind dagegen zunächst nicht beabsichtigt.

¹¹¹ Zu näheren Ausführungen siehe DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1987), Kapitel 1.1.1.

3.3.4.2 Abgrenzung von anderen Themenbereichen

In der Abgrenzung der Umweltzustandsdarstellung zum Themenbereich 1 „**Material- und Energieflurechnungen**“ ist insbesondere die Frage der Darstellung von Rohstoff- und Wasserbeständen zu erwähnen. Entsprechende mengenmäßige Bestandsgrößen könnten in den UGR auch in diesem Themenbereich (siehe Abbildung 3.3.2-1) als Ergänzung der Stromgrößen einbezogen werden. Sie werden allerdings für Deutschland - wie bereits erwähnt - nicht als prioritäres Arbeitsfeld betrachtet. Die mit dem Abbau von Rohstoffen verbundenen Umweltbeeinträchtigungen werden als qualitative Nutzung der Umwelt bei der Darstellung des Umweltzustandes (der Ökosysteme) berücksichtigt.

Schwieriger erscheint die Abgrenzung vom Themenbereich 2 der UGR „**Nutzung von Fläche und Raum**“. Zum einen ist das dem Themenbereich 2 zugeordnete geographische Informationssystem mit Informationen zur Bodennutzung und -bedeckung eine wichtige Grundlage für den Aufbau eines räumlich differenzierten Zustands-Indikatorensystems. Das Geoinformationssystem kann zum Beispiel dazu benutzt werden, durch die räumliche Überlagerung von Informationen neue Indikatoren zu entwickeln. Zum anderen kann eine Differenzierung der Bodennutzung nach verschiedenen Nutzungsarten immer zugleich auch qualitativ interpretiert werden. Eine Einteilung des Bodens nach der Bedeckung spiegelt zudem auf einer hochaggregierten Ebene weitgehend eine Klassifizierung nach Ökosystemen wider. Insofern bestehen zwischen beiden Themenbereichen gemeinsame Schnittflächen (siehe Abbildung 3.3.2-1). Während jedoch im Themenbereich 2 die quantitative, flächendeckende Darstellung der Bodennutzung bzw. Bodenbedeckung für ganz Deutschland und ihrer Veränderung sowie der Zusammenhang zwischen Bodennutzung und wirtschaftlichen Aktivitäten im Vordergrund steht, dominiert bei der Darstellung des Umweltzustands die tiefer differenzierte qualitative Betrachtung von Ökosystemen und der Artenausstattung in Deutschland auf der Basis von Stichproben. Die Themenbereiche „Nutzung von Fläche und Raum“ und „Umweltzustand“ bilden somit einander gegenseitig ergänzende Teile eines umfassenderen Bodennutzungs- und Ökosystemberichtssystems.¹¹²

3.3.4.3 Integrative Elemente in den UGR

Neben einer Abgrenzung der einzelnen Themenbereiche sind - wie oben in der dritten Frage unterstellt - jedoch zugleich **integrative Elemente in den UGR** notwendig, die es erlauben, die einzelnen Themenbereiche zu einem Gesamtbild zu verdichten. Auf die hohe Bedeutung der Beschreibung der Entwicklung des Umweltzustandes für die Ableitung von Standards im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung bzw. für die Kontrolle der ökologischen Effizienz von Maßnahmen wurde in Abschnitt 3.3 bereits hingewiesen. Über die Verknüpfung der Themenbereiche im politischen Entscheidungsprozeß hinaus gibt es jedoch einige weitere, direkte Integrationsmöglichkeiten der Umweltzustandsbeschreibung mit den anderen Themenbereichen:

- Eine erste Verknüpfungsmöglichkeit ergibt sich durch den Versuch, im Rahmen der UGR soweit als möglich den Verursacherbezug von Änderungen der Umweltqualität darzustellen. Auf die damit zusammenhängenden Probleme wurde bereits näher eingegangen.

¹¹² Zu einer zusammenfassenden Darstellung siehe z. B. RADERMACHER/SCHÄFER/SEIBEL (1995).

- Das Ziel von Verknüpfungen zwischen Zustand und Belastungen erfordert, daß Untergliederungen in den betroffenen Themenbereichen möglichst kompatibel sind. Ein Aufbau der Umweltzustandsbeschreibung nach politikbezogenen Umweltthemen - wie dies im Pressure-State-Response- Ansatz der OECD erfolgt - bietet beispielsweise die Möglichkeit, Informationen zum Umweltzustand themenbezogen mit Informationen der anderen UGR-Bereiche zu integrieren. Die themenbezogene Umweltzustandsbeschreibung läßt sich zumindest für stoffliche Beeinträchtigungen leichter mit anderen Themenbereichen der UGR, wie Emissionen oder Umweltschutzmaßnahmen, verknüpfen als eine ökosystembezogene Darstellung. Letztere sind dagegen einfacher mit Belastungen durch strukturelle Eingriffe (Inanspruchnahme von Flächen) integrierbar.
- Bei stofflichen Belastungen kann eine zumindest teilweise Integration erreicht werden, wenn bei der Darstellung stofflicher Emissionen im Rahmen der Ermitttenstruktur der UGR und der Darstellung stofflicher Beeinträchtigungen auf der Umweltzustandsseite die Stoffe identisch untergliedert werden.
- Ein weiterer möglicher Anknüpfungspunkt könnte auf lange Sicht in der Möglichkeit der Einbeziehung regionalisierter Emissionsdaten (soweit diese vorliegen) in das geographische Informationssystem bestehen. Damit könnten auf regionaler Ebene Emissions- und Umweltzustandsdaten gegenübergestellt werden.
- Maßnahmen zur Sanierung der Umwelt (Themenbereich 4) schlagen sich direkt in Änderungen des Umweltzustandes nieder. Ihre Effizienz kann daher letztlich nur mit Zustandsdaten überprüft werden.

Trotz der integrativen Elemente wird die Verknüpfung der Umweltzustandsbeschreibung mit den anderen Themenbereichen - so notwendig sie auch im Sinne der nachhaltigen Entwicklung ist - auch zukünftig zumindest teilweise ein Gebiet für anwendungsbezogene Forschung bzw. die theoretische **Modellbildung** und ihre empirische Anwendung bleiben. Trotzdem muß die UGR auch aus statistischer Sicht versuchen, die unterschiedlichen Themenbereiche soweit als möglich zu integrieren.

TEIL II: KONZEPTE DES INDIKATORENSYSTEMS

4 Generelle Konzepte

4.1 Statistischer Grundansatz

Voraussetzung für einen Erkenntnisgewinn aus einer Beobachtung und Analyse eines komplexen Sachverhalts ist nach T. Allen, R. O'Neill und J. Kay eine Untergliederung in **Hierarchien, Typen und Teilkomplexe**. Diese Untergliederung hängt erstens vom Beobachtungsobjekt selbst und zweitens von den angestrebten Aussagen ab. Darstellung, Differenzierung und Regionalisierung des Naturhaushalts bzw. der Umwelt lassen sich daher nur mit Bezug zur angestrebten Untergliederung bzw. Genauigkeit der Aussagen thematisieren, die wiederum davon abhängt, ob der Beobachter seinen Standpunkt auf lokalem Niveau, in der nationalen oder sogar globalen Politik bezieht.

Eine vollständige Erfassung von Umweltqualitätsveränderungen in der gesamten Vielfalt, wie sie in einem Land wie Deutschland vorkommt, ist weder sinnvoll noch technisch bzw. kostenmäßig realisierbar. Die **Umweltbeobachtung** ist daher in vielen Bereichen auf besonders interessierende Räume (z. B. Schutzgebiete) bzw. vorrangig interessante Beobachtungsobjekte (z. B. Rote Liste-Arten) konzentriert. Dies erscheint für viele Analysen notwendig und sinnvoll, führt aber oft zu Problemen bei der Einschätzung der Generalisierungsreichweite, Repräsentativität und Aussagekraft der Ergebnisse, sofern man an allgemeinen Einschätzungen aus Bundessicht interessiert ist. Entsprechende Probleme treten auf, wenn man auf Basis der vorhandenen Daten eine Berichterstattung, die für Deutschland repräsentativ ist, aufbauen will. Im vorliegenden Projekt wird daher versucht, an der komplementären Perspektive zu arbeiten, bei der die Frage nach der Aussagekraft der Ergebnisse aus Bundessicht einen wichtigen, forschungsleitenden Ausgangspunkt bildet.

Dem Problem der Unmöglichkeit einer Totalerfassung wird im Projekt dabei ähnlich wie in vielen Bereichen der Wirtschafts- und Sozialstatistik idealtypisch durch einen **Stichprobenansatz** Rechnung getragen. Als statistische Einheiten im Sinne von Beobachtungseinheiten kommt dabei den Ökosystemen zentrale Bedeutung zu (siehe Abschnitt 4.2). Die Grundgesamtheit wird definiert über die Unterteilung der Gesamtfläche in Ökosysteme, wobei die einheitliche Klassifizierung in Ökosystemtypen - auf der Basis eines Biotoptypenschlüssels - eine wesentliche Funktion hat. Ökosysteme werden als Beobachtungseinheiten ausgewählt, weil für sie (und nur für sie) eine integrative Betrachtung verschiedener Einflüsse und Veränderungen möglich ist (siehe Abschnitt 4.3). Aus dieser Grundgesamtheit werden über eine Zufallsstichprobe Dauerbeobachtungsflächen von der Größe eines Quadratkilometers (Stichprobenflächen) ausgewählt, in denen alle vorkommenden Ökosysteme erfaßt werden (siehe auch Abschnitt 8). Sowohl Überlegungen zum Stichprobenfehler als auch fachliche Überlegungen im Hinblick auf die gewünschten Aussagen legen nahe, bei der Flächenstichprobe eine Schichtung durchzuführen. Bei der Schichtung spielt die unterschiedliche natürliche Ausstattung in verschiedenen Regionen Deutschlands eine entscheidende Rolle. Daher werden mit Hilfe einer Clusteranalyse in einem geographischen Informationssystem flächendeckend Standorttypen gebildet, die weitgehend homogen hinsichtlich ihres natürlichen Entwicklungspotentials und ihrer ökologischen Empfindlichkeit sind und nach denen die Flächenstichprobe geschichtet wird (siehe auch Abschnitt 6).

Bei den ausgewählten Beobachtungseinheiten (Repräsentanten) stehen unterschiedliche **Merkmale** im Vordergrund, die teilweise auch vom Ökosystemtyp abhängen. Ein Teil dieser Merkmale wird über Luftbildauswertungen bzw. durch Feldbegehungen erhoben. Bei anderen soll versucht werden, durch sekundärstatistische Auswertungen auf bereits vorliegende Daten im Bereich der Umweltbeobachtung zurückzugreifen, was natürlicherweise zu Kompromissen zwingt. Liegen dabei für ausgewählte Repräsentanten keine direkten Meßergebnisse vor, so muß untersucht werden, ob diese ersatzweise aus ähnlichen Einheiten übertragen bzw. abgeschätzt werden können. Grundsätzlich ist das auf der Ebene von einzelnen Ökosystemen oder auf einer aggregierten Ebene von Ökosystemtypen denkbar. Dieser statistische Grundansatz ermöglicht mit vertretbarem Aufwand, durch anschließende Hochrechnung und Aggregation der Ergebnisse Aussagen auf der Bundesebene über Bestand und Zustand von Ökosystemen abzuleiten. Dabei werden **Ökosystemtypen in Standorttypen** im Mittelpunkt der Darstellung stehen. Auch Ergebnisse für Einheiten oberhalb der Ökosystemebene sollen dargestellt werden. So ermöglicht beispielsweise die Erfassung aller Ökosysteme in den Stichprobenflächen Aussagen zur Landschaftsqualität.

4.2 Darstellungsgegenstand

4.2.1 Umweltzustand als Darstellungsgegenstand

Der Schwerpunkt des Projekts liegt im Bereich des **Zustands** der Umwelt (State of the Environment) im Sinne des „Pressure-State-Response“-Ansatzes. Es wird eine Bestandsaufnahme (Inventur) wichtiger Teile des inländischen Naturvermögens, nämlich der nationalen Umwelt in Form von Bestand und Qualität von Ökosystemen, angestrebt.¹¹³ Im Mittelpunkt der Betrachtung steht also der aktuelle Zustand der vom Menschen beeinflussten Natur und ihrer Bestandteile in Deutschland. Dabei werden Veränderungen globaler Phänomene (Klima u.ä.) im Projekt einbezogen, aber nicht prioritär behandelt. Der Mensch selbst als Betroffener von anthropogener Umweltbelastung (z.B. in seiner Gesundheit), umweltbedingte Schäden an Artefakten und Bauwerken als Bestandteilen des kulturellen und produzierten Vermögens oder auch umweltbedingte Beeinträchtigungen wirtschaftlicher Nutzungen bleiben vorerst unberücksichtigt (siehe hierzu auch Abschnitt 3.3.4.1). Indikatoren des Umweltzustands werden also nur für die „natürliche“ Umwelt bzw. das Naturvermögen gesucht.

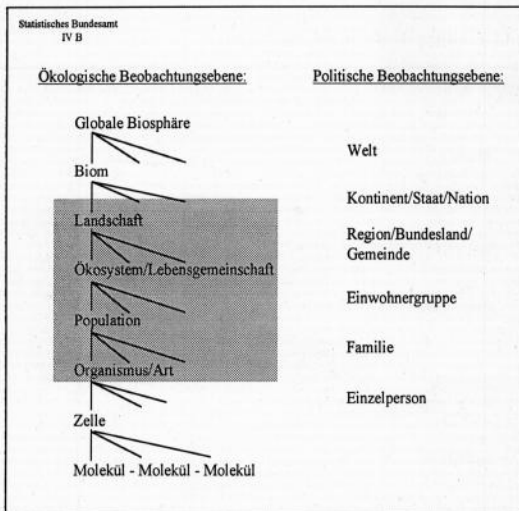
4.2.2 Mittlere Betrachtungsebenen

Vergleichbar den hierarchischen Gliederungen in gesellschaftlichen Systemen läßt sich auch die natürliche Umwelt mit ihren lebenden und unbelebten Elementen nach ökosystemtheoretischen Gesichtspunkten in verschiedene Hierarchieebenen gliedern. Bei zunehmendem Komplexitätsgrad reichen die Ebenen von chemischen Elementen oder Molekülen über Organismen und Ökosysteme bis hin zur Biosphäre (siehe unten Abbildung 4.2.2-1). Der Zustand der Umwelt in Deutschland soll mit den Indikatoren auf einer mittleren Hierarchieebene beschrieben werden,

¹¹³ Zum Begriff des Naturvermögens siehe STAHMER (1994), S. 577 ff. Die Begriffe Umweltzustand und Naturvermögen sind nicht völlig deckungsgleich. Die Teile des Naturvermögens, die wie Rohstoffe als Güter mengenmäßig verbraucht werden, sind beispielsweise als mengenmäßige Bestände nicht in die Darstellung des Umweltzustandes einbezogen.

d.h. bezogen auf **Ökosysteme** bzw. räumliche oder sachliche Zusammenfassungen von Ökosystemen wie **Landschaften** oder Ökosystemtypen. Das bedeutet, daß Beobachtungen in den hierarchisch unterhalb der Ökosysteme liegenden Ebenen (wie der Zustand einzelner Organismen oder abiotischer Bestandteile von Ökosystemen) dazu dienen sollen, Aussagen über die komplexeren Systeme zu machen.

Abbildung 4.2.2-1: Hierarchiestufen von Systemen und Beobachtungsebenen



4.2.3 Darstellungseinheiten

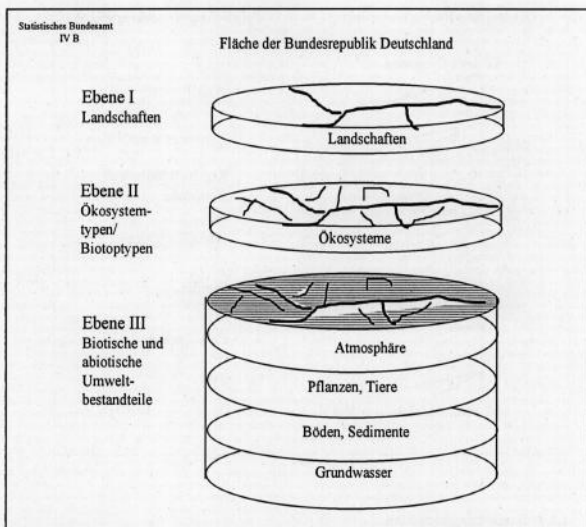
Ein systematisches, konsistentes Gesamtbild muß auf harmonisierten, räumlich und sachlich abgegrenzten Einheiten aufbauen. Als „**Akzeptoren**“ (Rezeptoren)¹¹⁴ werden räumliche, funktionelle bzw. sachliche Ausschnitte der Natur betrachtet, bei denen die Folgen der wirtschaftlichen Aktivitäten dauerhafte Veränderungen oder Schäden verursachen können. Sie nehmen die Belastungen durch den Wirtschaftsprozeß auf bzw. sind längerfristig davon betroffen. Ihnen kommt als Darstellungseinheiten für den Umweltzustand Bedeutung zu. Während noch in

¹¹⁴ Der Begriff wird hier ausgehend vom Akteur-Akzeptor-Modell gebraucht. Er sollte nicht im Sinne einer semantischen Verharmlosung interpretiert werden.

der Vorstudie zum Indikatorensystem unter Akzeptoren Umweltbestandteile wie Boden, Grundwasser oder auch Organismen verstanden wurden, in denen sich Stoffe (gedacht war dabei meistens an Akkumulationen) ansammeln¹¹⁵, wird im vorliegenden Projekt der Begriff deutlich weiter gefaßt, so daß er für alle drei Blickwinkel der Umweltzustandsbeschreibung brauchbar wird (siehe Abschnitt 4.3).

Aus Bundessicht sind sachlich Akzeptoren auf drei **Hierarchieebenen** angesiedelt (siehe Abbildung 4.2.3-1):

Abbildung 4.2.3-1: Hierarchieebenen von Akzeptoren



1. Oberste Hierarchiestufe (Ebene I) bildet die Ebene der **Landschaft**, verstanden als räumliche Zusammenfassung von Ökosystemen. Als zusammenhängende Untersuchungseinheiten auf der Landschaftsebene spielen im Rahmen des Indikatorensystems insbesondere die Naturräume, im Rahmen von Funktionalitätsuntersuchungen auch die Wassereinzugsgebiete eine Rolle. Bodenbedeckungseinheiten im Sinne von CORINE Land Cover (mit einer Mindestgröße von 25 ha, siehe Abschnitt 4.8.1.2) entsprechen zwar weniger dem gängigen

¹¹⁵ ZIESCHANK et al. (1993).

theoretischen Landschaftsbegriff, der besser durch komplexere, stärker individuierende (zusammenhängende) Räume wie individuelle Agrarlandschaften, Waldlandschaften oder Siedlungsgebiete abgebildet werden könnte. Allerdings liegt eine derartige Gliederung für Deutschland in digitaler Form nicht vor. Daher werden die flächendeckend zur Verfügung stehenden Bodenbedeckungstypen als Annäherung zur Darstellung von Landschaften herangezogen. Sie werden insbesondere bei der Darstellung von Strukturaspekten genutzt.

2. Ebene II ist die der **Ökosystemtypen** bzw. **Biototypen** als sachliche Zusammenfassung von gleichartigen Ökosystemen in verschiedener Gliederungstiefe. Auf Ebene II wird also eine Akzeptorengliederung nach Typen vorgenommen (typisierende Gliederung).

Da sich auch Landschaften aus Ökosystemen zusammensetzen, kommt letzteren als statistischen Einheiten (Beobachtungs- und Darstellungseinheiten) im Indikatorensystem zentrale Bedeutung zu. Dies bedeutet letztlich, daß eine umfassende sachliche Nomenklatur der in Deutschland vorkommenden ökologischen Einheiten einen systematischen, unverzichtbaren Rahmen für die Darstellung des Umweltzustands im Indikatorensystem bildet. Diese sachliche Gliederung wurde in Form eines hierarchischen Biototypenschlüssels mit über 500 Positionen, der für die speziellen Zwecke der Ökologischen Flächenstichprobe geeignet ist, aus anderen bestehenden Gliederungen entwickelt¹¹⁶ (siehe Abschnitt 5.1.2). Grundsätzlich interessieren in der Ökologischen Flächenstichprobe „**Ökosysteme**“ als Gliederungseinheiten der Landschaft, da sie sowohl den abiotischen Anteil als auch den biotischen Anteil (d.h. Biozönosen von Pflanzen und Tieren) umfassen. Da es aber schwerfällt, derartige Ökosysteme als funktionelle Einheiten in der Praxis trennscharf und flächendeckend abzugrenzen, und da insbesondere Tierarten unterschiedlich komplexe Raumeinheiten beanspruchen, wird aus pragmatischen Gründen die Gliederungseinheit des „**Biotops**“ stellvertretend für Ökosysteme benutzt. Unter Biotop versteht man theoretisch den abiotischen Lebensraum bzw. die Standortbedingungen eines Ortes für die Organismen. Biotope werden aber durch ihre Vegetation, die als Ergebnis der abiotischen Lebensbedingungen entsteht, charakterisiert. Daher erfolgt die Gliederung der Ökosysteme sinnvollerweise mit Hilfe eines auf der Vegetation beruhenden Biototypenschlüssels, wie er auch der Ökologischen Flächenstichprobe zugrunde liegt.¹¹⁷

3. In Ebene III finden sich dann die in der Umweltbeobachtung bisher sektoral betrachteten biotischen und abiotischen **Umweltbestandteile** (Ökosystemelemente wie Tiere, Pflanzen, Böden und Sedimente sowie nicht einzelnen Ökosystemen zuzuordnende Bestandteile wie Atmosphäre und Grundwasser), die - soweit sie regionalisierbar sind - als Bestandteile der komplexeren Ebenen betrachtet werden.

Das **Vorkommen der Darstellungseinheiten** auf den ersten beiden Akzeptorebenen in Deutschland wird in Form von Flächenbilanzen abgebildet. Hierfür wurden im Rahmen der Gesamtrechnungen an anderer Stelle Methoden entwickelt.¹¹⁸ Die quantitative Darstellung des Vorkommens der Darstellungseinheiten ist somit der Beschreibung der Umweltqualität vorgelegt. Flächenbilanzen und Qualitätsindikatoren stehen in einem engen interpretativen Zusammenhang. Werden beispielsweise stark geschädigte Waldflächen abgeholzt, so ist offensicht-

¹¹⁶ BACK/ROHNER et al. (1996).

¹¹⁷ Eine Alternative wären die in CORINE Land Cover beschriebenen Bodenbedeckungseinheiten, die aber für ökologische Aussagen zu grob sind.

¹¹⁸ Siehe KRACK-ROBERG/RIEGE-WCISLO/WIRTHMANN (1995) und CONFERENCE OF EUROPEAN STATISTICIANS (1995). In letzterem sind entsprechende Bilanzen in einem Beitrag Großbritanniens auf der Basis des Countryside Surveys auch für Biototypen ausgearbeitet.

lich, daß Qualitätsindikatoren alleine einen Trend zur Verbesserung der Qualität der verbleibenden Bestände anzeigen. Diese Information der Qualitätsindikatoren läßt sich nur dann sinnvoll interpretieren, wenn gleichzeitig Informationen zur Entwicklung der Waldfläche vorhanden sind.

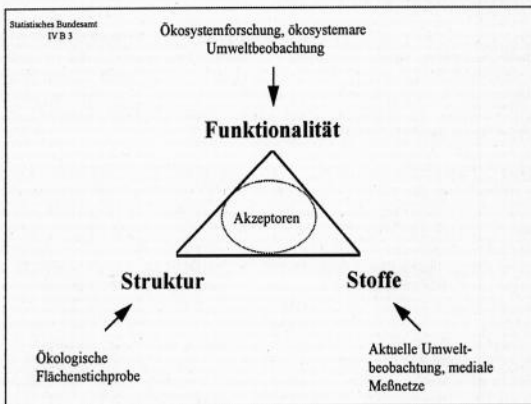
4.3 Drei Blickwinkel der Umweltbeobachtung

Die Qualität der zu einem Zeitpunkt vorhandenen Landschaften, Ökosystemtypen und Umweltbestandteile läßt sich aus unterschiedlichen **Perspektiven** beschreiben. Sie ergeben sich aus den bereits genannten Aspekten des Begriffs „Umweltzustand“ (siehe Abschnitt 3.3.4) einerseits und den abgeleiteten und kurz erläuterten Zielvorstellungen des Indikatorenprojekts andererseits (siehe Abschnitt 3.3.3). Dabei wurde der Umweltzustand durch eine räumlich-strukturelle und eine funktionelle Komponente charakterisiert, wobei innerhalb des räumlich-strukturellen Aspekts zwischen abiotischen und biotischen Bestandteilen, natürlichen und künstlichen oder veränderten Strukturen sowie stofflichen und nichtstofflichen Komponenten unterschieden wird. Der räumlich-strukturelle Aspekt wird also im Hinblick auf äußerlich erkennbare Struktur zum einen und stoffliche Zusammensetzung zum anderen differenziert.

Die drei Aspekte Funktionsbezug, Strukturbezug und Stoffbezug spiegeln sich auch in den **Zielvorstellungen** „Erhalt von Schutzgütern“, „Biodiversität“ und „Reduzierung der Flächeninanspruchnahme“ wider: Beim Erhalt von Schutzgütern wird Schutz im weitesten Sinne als Reduzierung von stofflichen und strukturellen Beeinträchtigungen interpretiert. Biodiversität wird als eine Systemeigenschaft verstanden, die sich sowohl auf Lebensformen (Strukturen) als auch Lebensprozesse (Funktionen) bezieht. Die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme schließlich wird in den inhaltlichen Kontext von Nutzungsmustern und Landschaftstrukturen gestellt.

Daraus läßt sich ableiten, daß im **Indikatorensystem** die Qualität der Umwelt unter drei Blickwinkeln betrachtet werden soll (siehe Abbildung 4.3-1):

Abbildung 4.3-1: Drei Blickwinkel der Beschreibung des Umweltzustands und ihre Verknüpfung mit verschiedenen Beobachtungsmethoden



- Unter dem Blickwinkel **Funktionalität** von Landschaften und Ökosystemen bzw. Ökosystemtypen werden integrative Aussagen über die Ökosysteme als Ganzes angestrebt, d.h. in welchem Zustand sie sich befinden und wie sie funktionieren. Entsprechende Indikatoren zu Produktion, Effizienz oder Stoffkreisläufen in Ökosystemen oder zu ihrer Organisation bzw. Diversität können zum Teil nur schwer direkt statistisch gemessen werden. Ziel ist hier zunächst, sich auf wichtige Steuerungsgrößen ökosystemarer Modelle zu konzentrieren, um damit modellgeleitet Aussagen bzw. aggregierte Indikatoren über die Funktionalität von Ökosystemen zu ermöglichen.
- Bei der physischen **Struktur** von Landschaften und Ökosystemtypen steht das äußere Erscheinungsbild im Vordergrund, in dem sich die Folgen struktureller Eingriffe des Menschen durch die ökonomische Nutzung bzw. Änderung von Flächen niederschlagen.
- Unter dem Blickwinkel der **Stoffe** wird der Umweltzustand im Hinblick auf stoffliche Belastungen der Akzeptoren dargestellt. Beispiele für Indikatoren zu Beeinträchtigungen sind Schwermetallgehalte der Böden in Wald- oder Agrarökosystemen oder der mittlere Gehalt an Treibhausgasen in der Atmosphäre.

Die drei Aspekte werden auf **unterschiedlichen Akzeptorebenen** beobachtet: die Funktionalität und die Struktur auf den ersten beiden Ebenen (Landschaft und Ökosystemtypen) und die Stoffe auf den Ebenen von Ökosystemtypen (Ebene II) und von Umweltbestandteilen (Ebene III). Ökosystemtypen bilden die gemeinsame Ebene für die Beobachtung des Umweltzustands aus den verschiedenen Blickwinkeln. Sie sind somit die zentralen sachlichen Einheiten im Indikatorensystem. Wie in Abschnitt 4.8.1.4 noch erläutert wird, wird durch ihren Bezug auf die

abiotischen Standortbedingungen (Standorttypen) die Aussagekraft deutlich erhöht. Die Verknüpfung von Ökosystemtypen und Standorttypen ergibt somit eine gemeinsame sachlich-räumliche Darstellungseinheit der drei Blickwinkel.

Aus pragmatischen Gründen werden diese verschiedenen Aspekte der Umweltbeobachtung mit ihren aktuell praktizierten Erfassungsmethoden zunächst gleichwertig und parallel verwendet. Beim Versuch, sie im Indikatorenprojekt zu integrieren, stößt man auf einige Schwierigkeiten. Wesentlich sind die unterschiedlichen Untersuchungsebenen (sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht) und die verschiedenen inhaltlichen Zielrichtungen. Hinzu kommen Unterschiede in der Datenverfügbarkeit und -erhebung.

Dabei ist das Problem der **unterschiedlichen Aussageebenen** ein grundsätzliches. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen: Gemäß dem ökosystemaren Ansatz der Goal-Functions (siehe Abschnitt 3.2) wäre der Umweltzustand als positiv zu bewerten, wenn alle Ökosysteme optimal „funktionieren“ („Window of viability“). Zieht man auf der Ebene der Stoffe beispielsweise den Ansatz der kritischen Konzentrationen (Critical Levels) heran, so wäre der Umweltzustand positiv, wenn alle stofflichen Belastungen unterhalb bestimmter Schwellenwerte liegen. Diese Beurteilungen sind nicht zwangsläufig konsistent. So garantiert eine Unterschreitung von Schwellenwerten keine optimale Ökosystemfunktionalität, sofern der Critical Level-Ansatz partialanalytisch ist und die Schwellenwerte für verschiedene, hinsichtlich der Ökosystemfunktionalität relevante Schadstoffe somit nicht unbedingt vollständig aufeinander abgestimmt sind. Inwieweit verschiedene stoffliche Indikatoren auch ökosystemare Aspekte widerspiegeln, erscheint derzeit offen bzw. von Fall zu Fall unterschiedlich. Umgekehrt können bei optimalem Funktionieren eines Ökosystems unter gesellschaftlich wünschenswerten Bedingungen durchaus für das Ökosystem kritische Bereiche überschritten sein, wenn die Bestimmung der kritischen Werte sich nicht ausschließlich aus Ökosystemanforderungen ableitet. Als zusätzliche Schwierigkeit kommt hinzu, daß zwar die Tatsache unumstritten ist, daß zwischen Stoffen, Funktionalität und Struktur inhaltliche Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge bestehen, deren Präzisierung und erst recht Quantifizierung jedoch zur Zeit noch mit großen Schwierigkeiten verbunden, wenn nicht gar unmöglich ist. Beim Critical Level (Loads)-Ansatz muß daher beispielsweise versucht werden, dieses Erkenntnisproblem in den Prozeß der Entscheidung bzw. der Bestimmung der Schwellenwerte zu integrieren.

Somit müssen die drei Blickwinkel der Umweltzustandsbeschreibung vorläufig noch als zwar zusammenhängende, jedoch methodisch verschiedene Ansätze verstanden werden, die den Umweltzustand aus unterschiedlicher Perspektive (integriert durch eine verknüpfende Betrachtung von Systemen, reduktionistisch durch sektorale Betrachtung von einzelnen Systembestandteilen oder kombiniert) mit **unterschiedlichem Aussagegehalt** beschreiben. Während die Funktionalitätsindikatoren theoretisch die beste Konsistenz aufweisen, aber kurzfristig nicht in repräsentativer Art zu nationalen Ergebnissen führen, geben die stofflichen und die Strukturindikatoren etwas von der theoretischen Konsistenz auf, sind dafür aber kurzfristig umsetzbar. Langfristig muß ein Ziel jedoch darin bestehen, die unterschiedlichen Blickwinkel auch inhaltlich soweit wie möglich einander anzunähern, da Funktionalitätsindikatoren auch stoffliche und strukturelle Aspekte abbilden. Kurzfristig erscheint jedoch eine Unterscheidung der drei Blickwinkel sinnvoll. Die inhaltlich konsistente Integration der drei verschiedenen Blickwinkel in ein Gesamtsystem erfordert zukünftig weitere Forschung auf dem Gebiet der Ökosystemtheorie und der Ökotoxikologie, um die bisher noch unbekanntes Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu quantifizieren.

Erste Ansätze zur Integration werden derzeit bereits bei der inhaltlichen Ausdifferenzierung der Aspekte **Struktur, Funktionalität**, und Stoffe offensichtlich, da schon bei der Zuordnung von Indikatoren zu den drei Blickwinkeln Schnittstellen deutlich werden. So liegt beispielsweise der Indikator „**Artendiversität**“ im inhaltlichen Überlappungsbereich von Struktur und Funktionalität und **stoffliche Mengenangaben** tauchen als Indikatoren sowohl bei den stofflichen Indikatoren als auch bei der **Funktionalität** auf. Ansonsten kann die Integration der drei unterschiedlichen Aspekte der Umweltzustandsbeschreibung derzeit nur auf einer formalen Ebene erfolgen, indem man eine Gegenüberstellung und vergleichende Interpretation aller erhobenen (und anschließend räumlich aggregierten) Indikatoren auf einer gemeinsamen sachlichen und räumlichen Ebene (Ökosystemtypen in Standorttypen) versucht. Auf weitere denkbare Schritte zu einer Integration in der Zukunft wird in Abschnitt 11 näher eingegangen.

4.4 Zum Verhältnis von Blickwinkeln und Erhebungsmethoden

Die drei Blickwinkel der Umweltzustandsbeschreibung werden nicht nur auf unterschiedlichen Akzeptorebenen beobachtet (siehe Abschnitt 4.2). Mit ihnen sind gleichzeitig **verschiedene Erhebungsmethoden** verknüpft:

- Die **Funktionalität** von Ökosystemen läßt sich nur im Rahmen einer systemaren Beobachtung von Ökosystemen bzw. Landschaftseinheiten erfassen. Es liegen allerdings bisher keine operationalisierten, empirisch erfaßten Indikatoren vor. Die Entwicklung von entsprechenden Makroindikatoren kann als Fernziel der Indikatorenentwicklung betrachtet werden. Da sie vordringlich erscheint, wird versucht, die diesbezüglichen Forschungsergebnisse der Zentren der Ökosystemforschung soweit wie möglich zu integrieren.
- Zur physischen **Struktur** von Landschaft und Ökosystemen werden im Rahmen einer in das Projekt eingegliederten „**Ökologischen Flächenstichprobe**“ (ÖFS) neue Indikatoren entwickelt, da bisher nur wenige, auf nationaler Ebene verwendbare Informationen zu diesem Bereich vorliegen. Soweit sekundärstatistische Auswertungen von in der ÖFS nicht abgebildeten Sachverhalten denkbar sind, werden sie ergänzend einbezogen.
- Mit Blick auf die **stofflichen Beeinträchtigungen** von Akzeptoren erfolgt ein Rückgriff auf vorhandene Daten in vorwiegend nationalen Meßnetzen.

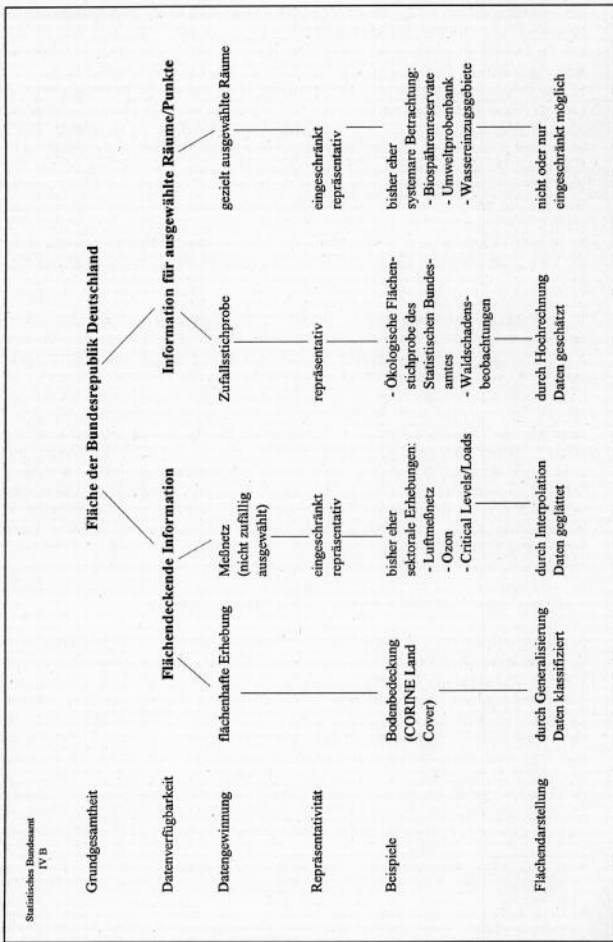
Aus pragmatischen Gründen werden diese verschiedenen Aspekte der Umweltbeobachtung mit ihren aktuell praktizierten Erfassungsmethoden zunächst parallel verwendet. Langfristig ist soweit wie möglich eine Integration anzustreben.

Die unterschiedlichen Erhebungsmethoden haben zur Folge, daß im Indikatorenprojekt mit Daten aus verschiedenen Quellen mit jeweils **unterschiedlicher Qualität und Reichweite** die Generalisierbarkeit der Ergebnisse beachtet werden muß. Allgemein lassen sich die Erhebungsmethoden mit Blick auf die Datenverfügbarkeit, die Datengewinnung, die Repräsentativität und die Flächendarstellung unterscheiden. Einen Überblick, der von verfügbaren Daten ausgeht und diese im Hinblick auf diese Punkte differenziert, gibt Abbildung 4.4-1, die im folgenden kurz erläutert wird.

Wenn man Aussagen zum Umweltzustand in Deutschland machen will (Aussageebene), so lassen sich zunächst Daten, die flächendeckend vorliegen, von solchen trennen, die nur für ausgewählte Räume bzw. Punkte verfügbar sind. Bei den **flächendeckenden Daten** können wiederum zwei Ansätze differenziert werden: die flächendeckende Erhebung und die Datengewinnung über (nicht zufällig ausgewählte) Meßnetze (Erhebungsebene). Beide unterscheiden sich insbesondere darin, wie die flächendeckende Information gewonnen wird. Bei einer Bodenbedeckungserhebung wie CORINE Land Cover wird die gesamte Fläche in der Bundesrepublik tatsächlich im Erhebungsverfahren berücksichtigt. Das Verfahren sieht eine Klassifizierung von räumlichen Einheiten vor, bei der visuell oder mit Hilfe eines Algorithmus' eine Zuordnung zu idealtypischen Klassen vorgenommen wird. Darin ist eine Generalisierung und ein Herausfiltern der dominanten Merkmale enthalten. Die Genauigkeit der Daten und der Darstellung hängt hier stark vom Erfassungsmaßstab und der zugrundeliegenden Klassifikation ab. Diese sind weder richtig noch falsch, sondern allenfalls für spezifische Verwendungszwecke mehr oder weniger geeignet. Der Merkmalsträger wird hierbei also merkmalsbezogen abgegrenzt. Bei flächendeckenden Darstellungen von Daten aus Meßnetzen erfolgt (ex post) eine Interpolation, durch die die Daten geglättet werden. Dabei ist sowohl eine mathematisch genaue Interpolation durch die Anwendung von Interpolationsverfahren in einem separaten Arbeitsgang als auch eine eher visuelle (holistische) Interpolation im Interpretationsprozeß denkbar. Die Qualität der Daten hängt somit zum einen von der Größe und der Verteilung des Meßnetzes und zum anderen vom Interpolationsverfahren ab (zur Repräsentativität s.u.).

Auch bei den **Informationen für ausgewählte Räume** können zwei Ansätze unterschieden werden: entsprechende Räume können zufällig oder gezielt ausgewählt werden. Ein Beispiel für eine zufällige Auswahl wäre die im Rahmen des Indikatorenprojektes entwickelte Ökologische Flächenstichprobe. Dagegen wurden die Biosphärenreservate zur systemaren Umweltbeobachtung in Deutschland gezielt für charakteristische Ökosystemtypen bzw. Landschaften oder Landschaftsausschnitte ausgewählt. Bei beiden Ansätzen ist eine Flächendarstellung für das gesamte Bundesgebiet nicht bzw. nur eingeschränkt möglich. Inwieweit von den ausgewählten Flächen auf die übrigen, nicht ausgewählten Flächen und damit auch auf die Gesamtheit geschlossen werden kann bzw. welche Informationen übertragbar erscheinen, hängt nicht zuletzt von der Art der Auswahl und ihrer Repräsentativität ab.

Abbildung 4.4-1: Vergleich unterschiedlicher Erhebungsmethoden



Eine mit Blick auf das Indikatorensystem wichtige Eigenschaft ist die **Repräsentativität** der Ergebnisse. Allein bei der flächenhaften Erhebung (Datenbestand zur Bodenbedeckung) stellt sich das Problem im eigentlichen Sinne nicht, da dort Merkmalsträger und Merkmal nicht unabhängig voneinander erfaßt werden (dafür taucht die Frage der Zweckmäßigkeit auf, s.o.). Für die übrigen drei Methoden der Datengewinnung spielt dagegen die Repräsentativität und damit die Generalisierbarkeit der Ergebnisse eine bedeutsame Rolle. Im Sinne der statistischen Methodenlehre spricht viel dafür, sich der **Zufallsauswahl** als Werkzeug zu bedienen: Bereits vorhandene Informationen über die Grundgesamtheit können dabei durch unterschiedliche Erhebungsdesigns zur Verbesserung der Stichprobenqualität genutzt werden (geschichtete Auswahl, mehrstufige Auswahl usw.), setzen aber das Prinzip des zufälligen Auswählens nicht außer Kraft. Bei zufälliger Auswahl können Ergebnisse der Stichprobeneinheiten auf die Grundgesamtheit hochgerechnet werden. Gleichzeitig kann der Zufallsfehler geschätzt werden. Man erhält damit in Abhängigkeit von der Anzahl der Stichprobeneinheiten, dem Auswahlatz und der Varianz der erhobenen Merkmale eine Angabe zur statistischen Genauigkeit der Ergebnisse.

In der **Umweltbeobachtung** wird der Begriff der **Repräsentativität** oft mit einer anderen semantischen Bedeutung verwendet. Hier werden im Hinblick auf die Zielsetzung und unter Nutzung vorhandenen Expertenwissens bestimmte Räume oder Punkte von Meßnetzen gezielt ausgewählt, von denen angenommen wird, daß sie die Grundgesamtheit möglichst gut „repräsentieren“ (Meßnetze) bzw. daß sie für unterschiedliche, in der Grundgesamtheit vorhandene Teile „repräsentativ“ sind. So wurde beispielsweise bei der Auswahl von Probenahmegebieten der Umweltprobenbank des Bundes darauf geachtet, daß diese Gebiete zugleich in unterschiedlichen Ökosystemtypen liegen. Diese Formen der Informationsgewinnung über nicht zufällig ausgewählte Meßnetze bzw. für gezielt ausgewählte Räume bilden im Sinne der Statistik „nicht-repräsentative Erhebungsmethoden“, oder genauer gesagt ist ihre Repräsentativität nicht bekannt. Da weder zufällig ausgewählt wurde noch ein Auswahlatz bekannt ist, können die Ergebnisse im eigentlichen Sinne nicht auf die Grundgesamtheit hochgerechnet werden, und Zufallsfehler sind nicht schätzbar. Allerdings kann das statistische Urteil „nicht repräsentativ“ nicht mit „nicht nutzbar“ gleichgesetzt werden. Vielmehr haben entsprechende nicht-repräsentative Verfahren als symptomatische Erhebungen bzw. Erhebungen typischer Einzelfälle¹¹⁹ unter Umständen einen relativ hohen Informationswert.

So zählen viele Meßnetze im Bereich der Umweltbeobachtung im statistischen Sinne eher zu den **symptomatischen Erhebungen** (bzw. die typische Auswahl), die „zwar nicht uneingeschränkt repräsentativ, doch symptomatisch für die jeweilige Massenerscheinung sind, und vorwiegend zeitlichen Vergleichen dienen.“¹²⁰ Ihre Problematik liegt aus statischer Sicht darin, daß keine Fehlerrechnung möglich ist und aus fachlich-materieller Sicht abgeschätzt werden muß, wie weit die Generalisierung mit Blick auf die Grundgesamtheit reicht.¹²¹ Symptomatische Ergebnisse haben einen Fehler, von dem oft angenommen wird, daß er im Zeitablauf gleich bleibt. In diesem Fall wird durch entsprechende Ergebnisse zwar nicht das Niveau, aber die Entwicklung richtig angezeigt. Auch im Bereich der amtlichen Statistik werden ähnliche Verfahren eingesetzt (z.B. Preisstatistik). Ein entscheidendes Merkmal für ihre Qualität dürfte auch die Zahl der erfaßten Einheiten (Meßstellen) sein. So kann in der Umweltbeobachtung

¹¹⁹ Zu unterschiedlichen Formen nicht-repräsentativer Erhebungen siehe z.B. MENGES (1973).

¹²⁰ Siehe MENGES (1973), S. 125. Zum ähnlichen Begriff der typischen Auswahl siehe KRUG/NOURNEY/SCHMIDT (1996).

¹²¹ Ist allerdings die Verteilung der Merkmalsträger (Einheiten) in der Grundgesamtheit bekannt und sind somit Auswahlätze bestimmbar, so kann unter Umständen auch eine Hochrechnung mit der Fiktion, daß die Auswahl zufällig erfolgt sei, vorgenommen werden, um grobe Anhaltspunkte über die Qualität der Daten zu bekommen.

theoretisch ein sehr engmaschiges, nicht zufällig ausgewähltes Meßnetz unter Umständen zu besseren Ergebnissen führen als eine Zufallsauswahl mit sehr kleinem Auswahlatz. Zudem hängt der Gesamtfehler nicht nur vom Zufallsfehler, sondern auch vom systematischen Fehler einer Erhebung ab. Bei dieser Erhebungsmethode ist daher eine hinreichend genaue Abschätzung der Generalisierungsreichweite und der Datenqualität sehr schwierig. Sie muß von Fall zu Fall erfolgen.

Bei der **Erhebung typischer Einzelfälle** werden wenige Fälle ausgewählt, die dann mit sehr großer Genauigkeit untersucht werden. Hierzu könnte man beispielsweise die Biosphärenreservate zählen. Eine Generalisierung der Ergebnisse dieser Einzelfälle für die Grundgesamtheit dürfte äußerst schwierig, wenn nicht gar unmöglich sein. Daher können entsprechende Daten im Indikatorensystem nicht bzw. nur mit äußerster Vorsicht genutzt werden. Eine entsprechende Kennzeichnung ist aus statistischer Sicht unbedingt erforderlich. Sofern es sich um wichtige Indikatoren handelt, sollte langfristig angestrebt werden, die Erkenntnisse aus der Erhebung typischer Einzelfälle dazu zu nutzen, um effizient zumindest symptomatische Erhebungen aufzubauen.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß weiterer Forschungs- und Diskussionsbedarf darüber besteht, wie sich die Daten mit unterschiedlicher Qualität in einem Indikatorensystem kombinieren lassen und in welcher Form dem Nutzer der Ergebnisse Hinweise über die Unterschiede vermittelt werden. Generell läßt sich sagen, daß für die Funktionalität die Konzentration auf die vorhandenen Forschungsräume (auch die Biosphärenreservate) auf absehbare Zeit keine im statistischen Sinne repräsentative Aussage über die Funktionalität von Ökosystemen in Deutschland erlaubt, aber dennoch die einzige realistische Möglichkeit zur Integration dieses Blickwinkels darstellen dürfte. Beim Blickwinkel der Struktur kann im Rahmen der Ökologischen Flächenstichprobe durch die Zufallsauswahl und Hochrechnung der Ergebnisse mit statistisch repräsentativen Ergebnissen für Deutschland gerechnet werden. Bei der Darstellung der Ebene der Stoffe wird je nach Ausgestaltung und Dichte der Meßnetze die Datenqualität sehr heterogen und zumeist im statistischen Sinne nur eingeschränkt repräsentativ sein, obwohl viele der entsprechenden Indikatoren flächendeckend für die gesamte Bundesrepublik dargestellt werden. Der Forschungsbedarf alleine trifft allerdings noch nicht die Problemvielfalt. Es muß davon ausgegangen werden, daß nicht unbedingt nur wissenschaftliche Hürden zu überwinden sind. Vielfach sind es auch die institutionell-organisatorischen Rahmenbedingungen, die einer raschen und erfolgreichen Indikatorenbildung entgegenstehen.

4.5 Bestands- und Stromgrößen

In Abschnitt 3.3.4 wurde bereits ausführlich auf die Rolle der Umweltzustandsbeschreibung in den UGR, das Verhältnis dieses Themenbereichs zu den übrigen Themenbereichen und den Zusammenhang der Umweltzustandsbeschreibung mit dem Konzept des Naturvermögens eingegangen. Dabei wurde deutlich, daß es bei der **Zustandsbeschreibung primär** um die Beschreibung von Beständen (Vermögen) geht. **Bestandsgrößen** zeigen Vorkommen und Qualität eines „Gegenstandes“ zu einem bestimmten, genau definierten Zeitpunkt. Dagegen beziehen sich die **Stromgrößen**, d.h. Veränderungen dieser Bestände zwischen zwei Zeitpunkten, konzeptionell immer auf einen Zeitraum. In einem Jahr erhöhen sich beispielsweise die Anfangsbestände mengenmäßig durch Zugänge oder vermindern sich durch Abgänge, oder es werden bestimmte Qualitäten verbessert oder verschlechtert. Ein Zustand läßt sich streng genommen

nur für einen Zeitpunkt beschreiben, für einen Zeitraum können nur Durchschnittszustände aus verschiedenen Zeitpunkten berechnet werden.

Die Notwendigkeit, den Bestandsgrößen bei der Umweltzustandsbeschreibung hohe Priorität einzuräumen, zeigt sich auch an einfachen **Beispielen**. So können zum Beispiel durch Flächenumwidmungen (Stromgröße) naturnahe Flächen im Laufe eines Jahres insgesamt zunehmen, ein entsprechender Indikator würde somit eine positive Tendenz anzeigen. Ist der Anfangsbestand an naturnahen Flächen zu Beginn des Jahres jedoch sehr gering, so würde der am Jahresende vorhandene Bestand möglicherweise immer noch als zu gering (negativ) bewertet werden. Der zeitliche Vergleich von Jahresanfangs- und Jahresendbestand (oder von Beständen zweier beliebiger Zeitpunkte) hat damit den eigentlich im Rahmen einer Beschreibung des Umweltzustandes gewünschten Informationswert: er zeigt die Veränderungen (per Saldo) zwischen zwei Zeitpunkten und gleichzeitig das Niveau.

Diese Philosophie der Verknüpfung von Umweltzustandsbeschreibung und Bestandsgrößen fügt sich auch trefflich in das **Gesamtbild der UGR** ein. Anthropogen bedingte Veränderungen der Umwelt in einem Zeitraum, d.h. die Stromgrößen, werden im Zusammenhang mit den menschlichen Aktivitäten in diesem Zeitraum in den Themenbereichen 1 und 2 beispielsweise als Emissionen, Energie- und Materialverbrauch oder Änderungen der Flächennutzung erfaßt. Entsprechende Informationen werden in diesen Themenbereichen dargestellt und zählen UGR-intern daher nicht zur Grundaufgabe der Umweltzustandsbeschreibung.

Trotz dieser grundsätzlichen Orientierung an Bestandsgrößen im Rahmen der Zustandsbeschreibung erscheint es jedoch sinnvoll, in ausgewählten, genau präzisierten und begründeten Bereichen auch die **Einbeziehung von Stromgrößen** zu erwägen. Folgende Bereiche sind dabei denkbar:

- Die Einbeziehung von Stromgrößen hilft dabei, **Schnittstellen** zwischen der Zustandsbeschreibung und den anderen Themenbereichen zu schaffen. So kann etwa die Einbeziehung regionalisierbarer Emissionen im Rahmen eines Geoinformationssystems durchaus sinnvoll sein, auch wenn entsprechende Ergebnisse im Themenbereich 1 der UGR dargestellt werden müßten.
- Sind keine Informationen zu Beständen vorhanden, ist in Einzelfällen zu diskutieren, ob Stromgrößen als **Näherungen** herangezogen werden können. Ein Beispiel wäre der Stickstoffüberschuß bei den Outputs eines Ökosystems gegenüber den Inputs als Indikator für die Pufferkapazität. Das Heranziehen von Stromgrößen als Näherungsgrößen ist aber in vielen Fällen nicht unproblematisch. Gerade bei sich langfristig akkumulierenden Stoffen müßte aus fachlichen Erwägungen heraus begründet werden, für welchen Zeitraum Stromgrößen vorliegen müssen (eventuell auch addiert werden müssen), um sinnvoll als Ersatz für Bestände interpretiert werden zu können (so lassen sich FCKW-Emissionen für ein Jahr nicht als Bestandsindikator für entsprechende Ozon-Konzentrationen in den höheren Luftschichten bzw. das Ozonloch heranziehen).
- Aus UGR-internen Gründen erscheint es auch erwägenswert, **Ströme zwischen Akzeptoren** - soweit sie als wichtig erachtet werden - einzubeziehen. Diese Ströme werden in den anderen Themenbereichen, bei denen die Ströme zwischen Wirtschaft und Umwelt abgebildet werden, nicht einbezogen. Während beispielsweise Luftemissionen im Themenbereich 1 einbezogen sind, tauchen entsprechende Depositionen - die als Stromgrößen den Übergang

zwischen dem Medium Luft und dem Boden abbilden - dort nicht auf. Allerdings sind entsprechende Stromgrößen klar zu kennzeichnen, da auch bei ihnen die bereits beschriebenen Probleme der Verwendung von Stromgrößen im Rahmen der Zustandsbeschreibung bestehen. (Was sagt die Deposition alleine über den Umweltzustand aus? Anders wird das, wenn die Empfindlichkeit des Bodens mit abgebildet wird wie beim Critical loads/level-Ansatz.)

- Es gibt im Umweltbereich Fragestellungen, für die die Unterscheidung von Bestands- und Stromgrößen Probleme aufwirft. Dies trifft für die Darstellung des Blickwinkels der **Funktionalität** zu. Die Darstellung der Funktionalität im ökosystemaren Sinn greift sowohl Bestands- (z.B. Diversität) als auch Stromgrößen (z.B. Input-Output-Verhältnis, siehe oben) auf. Dies erscheint auch unter dem Aspekt der Darstellung von Ökosystemqualität sinnvoll.

Als Konsequenz ergibt sich hieraus, daß Bestandsgrößen eindeutig im Zentrum der Umweltzustandsbeschreibung stehen. Dies gilt insbesondere für die Blickwinkel physische Struktur und Stoffe. Wo immer Stromgrößen herangezogen werden, muß dies aus fachlichen Erwägungen begründbar sein.

4.6 Primär- und Sekundärdaten

Realistischerweise konzentriert sich ein Umweltindikatorensystem im Rahmen der UGR auf die Gewinnung und Auswertung von **Sekundärdaten**. Zuständigkeitsgründe, Kosten- und Effizienzüberlegungen legen dies unmittelbar nahe. Auch sollen Umweltindikatoren zu einer Informationsverdichtung beitragen und nicht zu einer weiteren Ausdifferenzierung des Umweltinformationssektors.

Als **Primärdaten** werden im Rahmen des Projekts nur die bei der ökologischen Flächenstichprobe erhobenen Daten zum Blickwinkel „physische Struktur“ einbezogen. Sie sind in Abschnitt 8 näher erläutert.

4.7 Bezug zu Umweltproblemen

Bisher vorliegende Umweltindikatorensysteme sind überwiegend nach Umweltproblemen oder -themen gegliedert. Diese Strukturierung steht zwar im vorliegenden Konzept bewußt nicht im Vordergrund (siehe Abschnitt 1.2). Trotzdem wird angestrebt, für einzelne Indikatoren auch den Bezug zu Umweltproblemen zusätzlich aufzunehmen. So wird bei der Darstellung der stofflichen Indikatoren für einzelne Akzeptoren nach Umweltproblemen wie Treibhauseffekt, Ozonabbau, toxische Kontamination, Eutrophierung, Versauerung oder Biodiversität differenziert. Bei den Strukturindikatoren stehen entsprechend Themen wie Strukturvielfalt, Nutzungsintensität oder Gefährdung im Vordergrund. Dabei wird auch eine Abstimmung mit den der **OECD-Liste** zugrundeliegenden Themen vorgenommen, die einerseits ermöglicht, die ausgewählten Indikatoren den OECD-Themen zuzuordnen, andererseits aber auch über die OECD hinausgehende Themen bzw. weitere Differenzierungen verdeutlicht. Die themenbezogene Betrachtung bietet insbesondere durch die Parallelität zum OECD-Ansatz auf absehbare Zeit auch bessere internationale Vergleichsmöglichkeiten. Im Zuge des Aufbaus einer relationalen Daten-

bank zu den Indikatoren soll somit zukünftig die Liste der Umweltzustandsindikatoren auch nach Umweltthemen sortiert bzw. ausgegeben werden können.

Aber auch unter dem Aspekt des **UGR- und Umweltpolitikbezugs** erscheint eine ergänzende themenbezogene Betrachtung im Rahmen des vorliegenden Konzeptes sinnvoll und notwendig. Ergebnisse in anderen UGR-Themenbereichen (Emissionen, Ausgaben, Vermeidungskosten) lassen sich leichter nach Umweltthemen darstellen als nach Akzeptoren (siehe auch Abschnitte 3.3.2 und 3.3.4.3). Bei den Emissionen wird beispielsweise die Bildung themenbezogener, aggregierter Belastungsindikatoren durch die Addition verschiedener Emissionsarten mit Hilfe von Äquivalenten (Versauerungsäquivalente, Treibhausäquivalente usw.) angestrebt. Eine solche thematische Auffächerung der Umweltveränderungen erleichtert die Zuordnung von **Problemlagen** über jeweils charakteristische Schadstoffe zu den **verursachenden wirtschaftlichen Akteuren**¹²². Dabei steht jeder Indikator aus der Liste stofflicher Beeinträchtigungen in zumindest einem "Problem"-Kontext. Bei den **Ausgaben** für Umweltschutz liegt bereits eine Unterteilung nach Umweltbereichen (Luftreinhaltung, Gewässerschutz, Abfallbeseitigung, Lärmbekämpfung) vor, die zukünftig möglicherweise noch stärker disaggregiert wird. Zwischen verschiedenen UGR-Themenbereichen abgestimmte Umweltthemen bilden somit in dieser Perspektive ein wichtiges integratives Element zur zusammenfassenden Darstellung der Ergebnisse der UGR. Eine entsprechende Zusammenstellung ist auch für die Umweltpolitik - beispielsweise für die Bestimmung von Umweltzielen bzw. Standards - eine wichtige ergänzende Informationsgrundlage.

4.8 Räumliche Ebenen

4.8.1 Anforderungen an eine Raumgliederung in den UGR

In Abschnitt 4.2 wurden auf unterschiedlichen logischen Hierarchieebenen Akzeptoren definiert, an denen sich der Umweltzustand unter den drei Blickwinkeln Funktionalität, Struktur und Stoffe beschreiben läßt. Obwohl es sich bei allen Akzeptoren selbstverständlich nicht nur um sachliche Einheiten, sondern auch um räumliche Ausschnitte der Umwelt handelt, sind sie bisher jedoch nur theoretisch auf der Sachebene formuliert und noch nicht räumlich „verortet“. Ist der Umweltzustand einmal an den Akzeptoren erfaßt worden, müssen die entsprechenden Daten anschließend in geeigneter Weise **räumlich** zusammengefaßt und dargestellt werden. Dies ist bei der Darstellung des Umweltzustandes auch in einem nationalen Berichtssystem wie den UGR zur adäquaten Darstellung und Interpretation von Entwicklungen **unverzichtbar**. Beide Probleme der Zustandsbeschreibung - das der Erfassung (Erhebungs-ebene) und das der Darstellung (Aussageebene) - werfen somit die Frage nach dem Raum-bezug auf.

In diesem Abschnitt sollen **ausgewählte Raumgliederungen** vorgestellt und im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Umweltzustandsbeschreibung in den UGR untersucht werden. Dabei lassen sich grundsätzlich zwei Ansätze unterscheiden. Bei den individuierenden Raumgliederungen erfolgt eine Einteilung in räumlich zusammenhängende, individuelle Räume (z.B. Bundesländer). Bei den typisierenden Raumgliederungen werden dagegen unabhängig von ihrer Lage gleiche Raumtypen zusammengefaßt, die sich in der Regel aus mehreren Einzelräumen

¹²² Hinsichtlich der problembezogenen Flußrechnungen, der stofflichen Prioritätensetzung sowie der Verknüpfung einzel- und gesamtwirtschaftlicher Umwelt-Informationssysteme siehe weiterführend: BERAT ZUR UMWELTOKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995), S.467 ff.

zusammensetzen (z.B. Mittelgebirge). Beide Arten der Raumgliederung werden im folgenden einbezogen. Dabei wird die Aussageebene im Vordergrund stehen. Auf die Probleme der Erhebungsebene wird im Abschnitt zur praktischen Umsetzung (Abschnitt 8.3) noch näher eingegangen.

Die Wahl von Raumgliederungen zur Darstellung des Umweltzustands hängt - sieht man von Kriterien wie Nachvollziehbarkeit, Konsistenz und Datenverfügbarkeit ab - letztlich immer von den dargestellten Sachverhalten und den angestrebten Aussagezielen ab. Bei der Umweltzustandsdarstellung im Rahmen der UGR lassen sich folgende **Anforderungen** an Raumgliederungen formulieren:

- Standortbedingungen bzw. die naturräumlichen Voraussetzungen streuen über Deutschland beträchtlich. Die Wirkung anthropogener Einflüsse auf die Umwelt hängt zum Teil von diesen naturräumlichen Voraussetzungen ab. Eine adäquate Interpretation bzw. Darstellung der Ausprägungen von Umweltzustandsindikatoren setzt daher einen **Bezug zu den unterschiedlichen Standortbedingungen** voraus. Das gilt umso mehr, da Entscheidungsprozesse im Rahmen einer nachhaltigen Politik nicht nur Aussagen zur Entwicklungstendenz bei einzelnen Indikatoren erfordern, sondern auch das Niveau der Indikatorausprägung anhand entsprechender Umweltqualitätsziele bewertet werden muß.
- Raumgliederungen sollen dazu dienen, nationale Durchschnittswerte sinnvoll zu untergliedern. Damit wird darstellbar, ob **Umweltprobleme** oder positive bzw. negative Entwicklungen das gesamte Bundesgebiet betreffen bzw. ob sie in einzelnen Regionen **kumulieren**.
- Der **Differenzierungsgrad** einer ausgewählten Raumgliederung muß dem Charakter der UGR als nationalem Berichtssystem Rechnung tragen, d.h. Raumgliederungen bei der Umweltzustandsbeschreibung müssen im Hinblick auf bundespolitische Aussagen hinreichend differenziert sein. Sie sind daher nicht zwangsläufig am Informationsbedarf der Länder bzw. der länderbezogenen Fachplanungen orientiert. Der Differenzierungsgrad muß zudem der kapazitätsmäßigen und finanziellen Ausstattung des Arbeitsbereichs angepaßt sein. Beides impliziert auch, daß die Raumgliederungen die Möglichkeit einer Hierarchisierung mit Stufen unterschiedlichen Differenzierungsgrads beinhalten sollten, um flexibel auf politische Anforderungen und veränderte Kapazitäten reagieren zu können.
- Raumgliederungen müssen soweit wie möglich **einheitlich für alle Indikatoren** der Umweltzustandsbeschreibung sein. Nur dann werden sie dem systemischen, zusammenfassenden Charakter der UGR auf der Mesoebene gerecht. Dies bedeutet, daß die Raumgliederungen auf möglichst breiter wissenschaftlicher Basis in unterschiedlichen Fachdisziplinen akzeptiert sein sollten. Entsprechende Gliederungen werden im folgenden als Indikator-unabhängige Gliederungen bezeichnet. Indikator-spezifische Raumgliederungen, die nur für einen ausgewählten Indikator oder Akzeptor sinnvoll sind (z. B. hydrologische, Grundwasserbezogene Raumgliederungen) haben demgegenüber in den UGR deutlich geringere Priorität, auch wenn sie im Hinblick auf den einzelnen Indikator möglicherweise aussagefähiger sind.
- Für die UGR geeignete Raumgliederungen müssen **zeitlich stabil** sein, da einerseits langfristige Trends abgebildet werden sollen, andererseits die Raumgliederungen auf möglichst alle Indikatoren angewandt werden sollen. Die Forderung nach großer zeitlicher Stabilität wird noch verstärkt, wenn Raumgliederungen auch auf der Erhebungsebene für die Anlage von

Stichproben im Rahmen von Dauerbeobachtungsprogrammen herangezogen werden sollen, wie es bei der ÖFS der Fall ist (siehe Abschnitt 8.3).

- Raumgliederungen im Rahmen der UGR sollten die gesamte Bundesrepublik abdecken und mit den **anderen Themenbereichen** der UGR kompatibel sein. Zu nennen wäre hier insbesondere die Darstellung der Bodenbedeckung bzw. -nutzung im Themenbereich 2 „Nutzung von Fläche und Raum“.

Vor dem Hintergrund dieser Anforderungen werden im folgenden kurz einige Indikator-unabhängige (Abschnitt 4.8.2) und Indikator-spezifische Raumgliederungen (Abschnitt 4.8.3) diskutiert.

4.8.2 Indikatorübergreifende Raumgliederungen

4.8.2.1 Administrative Gliederung

Administrative Gebietseinheiten (Bundesländer, Kreise) haben in der Umweltstatistik auf der Belastungsseite (Emissionen, Flächeninanspruchnahme) eine lange Darstellungstradition. Sie sind jedoch für Indikatoren des Umweltzustands in den UGR **weniger geeignet**, weil die UGR ein Berichtssystem auf Bundesebene darstellen und nicht im Hinblick auf den Länderbedarf konzipiert sind. Bei einer nationalen Berichterstattung würde es im Hinblick auf die skizzierten Anforderungen wenig Sinn machen, daß die natürlichen Bedingungen, die notwendig zur Interpretation der Aspekte Stoffe, Struktur und Funktionalität von Akzeptoren auf verschiedenen Ebenen gehören, durch künstliche Grenzen zerschnitten werden. Dies schließt nicht aus, daß bei entsprechendem Bedarf die Konzepte des Indikatorensystems auch auf Bundesländer übertragbar sein sollten.

4.8.2.2 Gliederung nach der Bodenbedeckung

Innerhalb des Statistischen Informationssystems zur Bodennutzung (STABIS) liegt mit der im Rahmen des europaweiten Projektes CORINE Land Cover erstellten Bodenbedeckungskarte eine bundesweite Raumtypisierung in einem für nationale Aussagen geeigneten Maßstab digital vor. In einer dreistufigen Hierarchie werden 44 Raumtypen unterschieden, die sich vornehmlich an der Bodenbedeckung, im Siedlungsbereich auch an der Bodennutzung orientieren (vgl. die nachfolgende Übersicht 4.8.2.2-1). Diese Rauminformation kann im Rahmen des Indikatorenprojekts sinnvoll genutzt werden (z.B. zur Schichtung der ÖFS). Allerdings sind wesentliche Anforderungen an die gewünschte Raumgliederung bei der Umweltzustandsdarstellung nicht erfüllt, allen voran der Bezug zu den Standortbedingungen und die zeitliche Stabilität.

4.8.2.3 Geographisch-ökologische Gliederungen

In **internationalen Ansätzen** zu Indikatorensystemen (USA, Kanada, Niederlande) werden für Umweltindikatoren Raumgliederungen des Gesamtgebiets z.B. unter den Namen "Ökozonen"

und "Ökoregionen" vorgeschlagen, die Gebiete gleicher Ausstattung und/oder Empfindlichkeit abgrenzen und solchermaßen als räumliche Bezugseinheiten für Daten der Umweltbeobachtung bzw. Umweltindikatoren definiert sind. Die Niederlande verfolgen beispielsweise einen hierarchischen, typisierenden Ansatz in mehreren Stufen, wobei von größeren räumlichen Einheiten (Ökoregionen) ausgehend, die durch klimatische und geomorphologische Parameter bestimmt sind, in Stufen durch die Hinzunahme jeweils weiterer differenzierender Parameter bis zu kleinsten räumlichen Einheiten (Ökozonen) untergliedert wird.

Für das Gesamtgebiet der **Bundesrepublik** existiert eine diesem durchgängigen hierarchischen Ansatz entsprechende typologisierende Raumgliederung nicht. Hingegen sind für das Gebiet der Bundesrepublik verschiedene Ansätze zur Raumgliederung unter naturräumlich-geographischen oder ökologischen Gesichtspunkten unter Bezeichnungen wie beispielsweise "landschaftsökologische Einheiten", "Naturräume", "Standortkartierung", "Naturraum-Mosaik" bekannt. Die Terminologie ist vielfältig und Ausdruck der jeweils zur Abgrenzung herangezogenen Merkmale zur abiotischen und biotischen "Naturraumausstattung", die grundlegende Methodik jedoch ähnlich.

Übersicht 4.8.2.2-1: CORINE Land Cover Nomenklatur der Bodenbedeckungen		
Ebene 1 Bereiche	Ebene 2 Gruppen	Ebene 3 Arten
1. Bebaute Flächen	1.1 Städtisch geprägte Flächen 1.2 Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen 1.3 Abbauflächen, Deponien und Baustellen 1.4 Künstlich angelegte, nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	1.1.1 Durchgängig städtische Prägung 1.1.2 Nicht durchgängig städtische Prägung 1.2.1 Industrie- und Gewerbeflächen 1.2.2 Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen 1.2.3 Hafengebiete 1.2.4 Flughäfen 1.3.1 Abbauflächen 1.3.2 Deponien und Abraumbalden 1.3.3 Baustellen 1.4.1 Städtische Grünflächen 1.4.2 Sport- und Freizeitanlagen
2. Landwirtschaftliche Flächen	2.1 Ackerflächen 2.2 Dauerkulturen 2.3 Grünland 2.4 Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	2.1.1 Nicht bewässertes Ackerland 2.1.2 Regelmäßig bewässertes Ackerland 2.1.3 Reisfelder 2.2.1 Weinbauflächen 2.2.2 Obst- und Beerenobstbestände 2.2.3 Olivenhaine 2.3.1 Wiesen und Weiden 2.4.1 Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen 2.4.2 Komplexe Parzellenstrukturen 2.4.3 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürl. Bodenbedeckung von signifk. Größe 2.4.4 Land- und forstwirtschaftliche Flächen
3. Wälder und naturnahe Flächen	3.1 Wälder 3.2 Strauch- und Krautvegetation 3.3 Offene Flächen ohne / mit geringer Vegetation	3.1.1 Laubwälder 3.1.2 Nadelwälder 3.1.3 Mischwälder 3.2.1 Natürliches Grünland 3.2.2 Heiden und Moorheiden 3.2.3 Hartlaubbewuchs 3.2.4 Wald-Strauch-Übergangstadien 3.3.1 Strände, Dünen und Sandflächen 3.3.2 Felsflächen ohne Vegetation 3.3.3 Flächen mit spärlicher Vegetation 3.3.4 Brandflächen 3.3.5 Gletscher und Dauerschneegebiete
4. Feuchflächen	4.1 Feuchflächen im Landesinnern 4.2 Feuchflächen an der Küste	4.1.1 Sümpfe 4.1.2 Torfmoore 4.2.1 Salzwiesen 4.2.2 Salinen 4.2.3 In der Gezeitenzone liegende Flächen
5. Wasserflächen	5.1 Wasserflächen im Landesinnern 5.2 Meerestwasser	5.1.1 Gewässerläufe 5.1.2 Wasserflächen 5.2.1 Lagunen 5.2.2 Mündungsgebiete 5.2.3 Meere und Ozeane

Stellvertretend für die Vielzahl der unter unterschiedlichen fachlichen Fragestellungen und theoretischen Annahmen vorliegenden Raumgliederungen unter geographisch-naturräumlichen oder geographisch-ökologischen Gesichtspunkten seien **zwei Verfahren** der Raumgliederung in der Landschaftsökologie (naturräumliche Gliederung und naturräumliche Ordnung) und eine vegetationsgeographische Raumtypisierung (potentielle natürliche Vegetation) kurz vorgestellt.

Die **naturräumliche Gliederung (NG)** ist ein **individuierendes** Verfahren "zur Ausscheidung von Landschaftsräumen, die in Typen dargestellt und hierarchisch geordnet werden. Die NG geht von naturräumlichen Grundeinheiten aus, die überwiegend nach visuell wahrnehmbaren Geoökofaktoren (z.B. Georelief, Oberflächennaher Untergrund, Boden, Oberflächenwasser, Vegetation), manchmal auch unter Verwendung von Einzelmerkmalen dieser (z.B. Hangneigung, Bodenfeuchte, Natürlichkeitsgrad der Vegetation) ausgeschieden und begründet werden. Der Ansatz basiert auf dem physiognomischen Prinzip, wonach bestimmte Geoökofaktoren und -merkmale Ausdruck des landschaftshaushaltlichen Geschehens sind, ohne daß dies quantitativ ermittelt wird."¹²³ Die naturräumliche Gliederung arbeitet eher in relativ kleinen Maßstäben, also in Maßstäben, die für eine nationale, räumlich differenzierte Umweltzustandsbeschreibung von Relevanz sind.

Im Rahmen des Vorhabens "Rote Liste Biotop" schlägt beispielsweise das Bundesamt für Naturschutz eine grobe Regionalisierung des Bundesgebiets nach **Großlandschaften** vor. Diese Regionalisierung berücksichtigt geographische, geologische und klimatische Aspekte sowie die unterschiedliche kulturgeschichtliche Entwicklung der Bodennutzung. Sie beruht auf einer Zusammenfassung naturräumlicher (Ober-)einheiten. Die Einteilung unterscheidet acht Regionen:

- Meere und Küsten,
- Nordwestdeutsches Tiefland,
- Nordostdeutsches Tiefland,
- Westliches Mittelgebirge,
- Östliches Mittelgebirge,
- Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland,
- Alpenvorland und
- Alpen.

Diese Gliederung erscheint beispielsweise im Indikatorenprojekt auf der Akzeptorebene I für eine nationale Darstellung des Umweltzustandes geeignet. Tiefer differenzierte naturräumliche Gliederungen, wie sie sich beispielsweise auf Ebene der Bundesländer finden, weisen dagegen einen für eine UGR zu hohen Differenzierungsgrad auf.

Die **naturräumliche Ordnung (NO)** dagegen ist ein **typisierendes** "Verfahren zur Ausscheidung von Arealen, die auf den verschiedenen Stufen der geographisch-ökologischen Betrachtungsdimension über geographisch homogene ökologische Funktionseinheiten - d.h. über einen für sie spezifischen Stoff- und Energiehaushalt im Sinne der Landschaftsökosysteme - verfügen. Die NO geht von landschaftsökologischen Grundeinheiten aus, die man induktiv ermittelt, wobei die inhaltliche Charakterisierung durch die Bestimmung der landschaftsökologischen Hauptmerkmale Bodenwasserhaushalt, Boden und Vegetation (mit jeweils unterschiedlichen

¹²³ LESER (1991), S. 210.

ökologischen Reaktionsgeschwindigkeiten) und auf Grund von weiteren haushaltlichen Kennzeichnungen erfolgt¹²⁴. Die naturräumliche Ordnung arbeitet eher in großen Maßstäben, d.h. kleinräumig und ist damit für eine nationale Sicht weniger geeignet.

Die Gliederung nach der **potentiellen natürlichen Vegetation** (pnV) ist ein vegetationsgeographisches Verfahren zur **Raumtypisierung**. Unter dem auf Tüxen¹²⁵ zurückgehenden Begriff der potentiellen natürlichen Vegetation wird die gedachte höchstentwickelte Vegetation verstanden, wie sie sich unter Zugrundelegen der aktuellen (d.h. natürlichen sowie anthropogen irreversibel veränderten) Standortbedingungen sowie des biotischen Besiedlungspotentials einstellen würde. Ihre Abhängigkeit von den Standortbedingungen macht die Gliederung für das Indikatorenprojekt interessant. Allerdings liefert sie eine für die UGR ungünstige Anzahl von Raumtypen: Auf höchster Gliederungsebene gibt es neun Typen, von denen allein zwei (mesophytische sommergrüne Laubwälder und Nadel-Laubwälder sowie Vegetation der Auen, Flußniederungen, Ästuarien und eingedeichten Marschen) fast die gesamte Fläche der Bundesrepublik abdecken; auf der darunterliegenden Gliederungsebene werden über 50 Positionen unterschieden. Ferner zeigt das Beispiel der höchsten Ebene, daß die resultierende Gliederung für das Indikatorenprojekt zu ungleichgewichtig ist, d.h. bestimmte Standortunterschiede werden durch die pnV nivelliert, andere wiederum zu stark betont.

Insgesamt ist die **Brauchbarkeit** der vorgestellten Gliederungen für das Indikatorenprojekt stark eingeschränkt. Zwar ist - wie dargestellt - die naturräumliche Gliederung in 8 Räume für bestimmte Aussagen des Indikatorenprojekts sinnvoll. Ein Vorteil einer derartigen individuierenden Gliederung ist mit Sicherheit auch in der Tatsache zu sehen, daß sie eher als eine Raumtypisierung den Kategorien der Umweltbeobachtung und -politik entspricht. Allerdings haben die verfügbaren individuierenden Strategien den Nachteil, daß sie hinsichtlich ihres Bezugs zu den Standortbedingungen für UGR-Zwecke je nach Gliederungstiefe zu wenig oder zu stark differenzieren. In der Regel erfüllen somit typisierende Raumgliederungen die eingangs genannten Anforderungen besser. Die vorhandenen typisierenden Ansätze wurden jedoch alle mit anderen Zielsetzungen konzipiert. Selbst die vom Konzept her am ehesten verwendbaren Gliederungen nach der Bodenbedeckung (geeignet für nationale Darstellungen, UGR-kompatibel) und der potentiellen natürlichen Vegetation (abgeleitet u.a. aus Standortfaktoren) sind aufgrund der genannten Mängel für die Zielsetzungen des Indikatorenprojekts nur bedingt geeignet. Insofern erschien es sinnvoll, im Projekt den Weg einer neu zu erstellenden Raumtypisierung zu wählen. Dieser Einteilung in Standorttypen ist aufgrund seiner Bedeutung für das Projekt ein eigener Abschnitt (4.8.2.4.) gewidmet.

4.8.2.4 Standorttypen als räumliche Bezugseinheiten

Unter dem Begriff „**Standorttyp**“ wird im Rahmen des Umweltindikatoren-Projekts ein (in der Regel in nicht zusammenhängende Einzelflächen zerfallender) Raumausschnitt verstanden, der durch weitgehend homogene natürliche (d.h. vom Menschen möglichst unbeeinflusste und unbeeinflussbare) Ausstattung charakterisiert ist. Dies umfaßt die Bereiche Boden, Wasserhaushalt, Klima, Geologie und Morphologie. Der Aspekt der Bodenbedeckung bleibt wegen

¹²⁴ LESER (1991), S. 212.

¹²⁵ TÜXEN (1956).

seiner starken anthropogenen Überprägung bewußt ausgeklammert.¹²⁶ Es erscheint sinnvoller, diesen Gesichtspunkt durch Rückgriff auf CORINE Land Cover getrennt aufzugreifen und natürliche und anthropogene Ausstattungsparameter nicht zu vermischen. Es handelt sich bei der Standorttypengliederung somit um eine indikatorübergreifende, geographisch-ökologische typisierende Raumgliederung.

Innerhalb eines Standorttyps gibt die Natur **vergleichbare Entwicklungspotentiale** (auch für den Menschen), aber auch allgemeine Empfindlichkeiten vor. Diese Tatsache ist insofern von besonderer Bedeutung, als innerhalb eines Standorttyps festgestellte Unterschiede im Umweltzustand - bei vorliegendem Betrachtungsmaßstab - in der Regel nicht auf natürliche Gegebenheiten zurückgeführt werden können, sondern anthropogene Ursachen haben. Würde man innerhalb der Standorttypen vergleichende Untersuchungen des Umweltzustands durchführen, könnte man somit räumliche Schwerpunkte anthropogener Umweltbelastungen identifizieren. Eine derartige Untersuchung entspricht jedoch nicht dem nationalen Betrachtungsmaßstab eines in die UGR integrierten Indikatorensystems. Aber auch für die nationale Darstellung des Umweltzustands ist der genannte Umstand extrem wichtig: Die auf einen bestimmten Standorttyp räumlich aggregierten Indikatorwerte spiegeln somit den durchschnittlichen Umweltzustand unter quasi räumlich homogenen natürlichen Bedingungen wider. Die Kenntnis der Standortbedingungen gestattet damit erst die für die Umweltpolitik unerläßliche Interpretation der Indikatorwerte, gerade auch im Hinblick auf die zukünftige Formulierung von Umweltqualitätszielen. Die Gliederung nach unterschiedlichen Standorttypen erlaubt die Identifikation von durch ihre Standorteigenschaften charakterisierbaren Räumen, in denen sich Umweltprobleme kumulieren.

Standorttypen stellen somit sehr gute räumliche Bezugseinheiten darstellen, auf die man Ergebnisse der Umweltzustandsbeschreibung **räumlich aggregieren** und für die man sie anschließend **darstellen** kann. Ohne ein Element, das die natürlichen Bedingungen beschreibt, scheint eine ökologisch orientierte Beschreibung des Umweltzustands nicht sinnvoll. Dies gilt für alle drei im Indikatorenprojekt unterschiedenen Blickwinkel der Umweltzustandsbeschreibung (Stoffe, Struktur und Funktionalität):

- Stoffliche Konzentrationen werden in starkem Maße durch natürliche Parameter (wie z.B. Ausgangsgestein, Niederschlagsmenge, Auswaschungsraten o.ä.) beeinflusst.
- Auch die (historisch gewachsene) **physische Struktur** der Landschaft ist letztlich eine Funktion der natürlichen Gegebenheiten. Zwar hängt die Physiognomie der Landschaft außer von der naturräumlichen Ausstattung in sehr starkem Maße von der kulturhistorischen Entwicklung ab, doch ist diese vor allem im nicht-urbanen Raum wiederum stark von der Naturausstattung geprägt. Die abiotische Raumausstattung bildet die Grundlage für die Entwicklung aller Lebenssysteme, da sie die physischen Lebensgrundlagen zur Verfügung stellt. Unterschiedliche geologische Verhältnisse stellen unterschiedliche Ausgangssubstrate zur Verfügung, auf denen sich in Abhängigkeit von Relief und klimatischen Bedingungen Böden unterschiedlicher Qualität und Eignung für bestimmte Nutzungen entwickeln. Relief und Gewässernetz beeinflussen die Anordnung und Ausrichtung von Nutzungseinheiten. Durch das Zusammenspiel von Klima, Boden und Relief werden Gunst- oder Ungunsträume

¹²⁶ Bei der im Rahmen des britischen Countryside Survey durchgeführten Landklassifikation (vgl. dazu Abschnitt 6.1.) wurden dagegen Bodenbedeckungs- und nutzungsaspekte, aber auch topographische Informationen teilweise mit einbezogen.

definiert. Höhe, Temperatur und Steilheit stellen in vielen Fällen limitierende Faktoren für konkrete Nutzungen dar.

Auf diese Weise geben Geologie, Geomorphologie, Klima und Boden die Rahmenbedingungen für agrarische und forstliche Nutzung und damit für die **Entwicklung ländlicher Räume** vor. Ähnliche Bedingungen initiierten ähnliche Entwicklungen und resultierten in der Regel in ähnlichen Strukturen, während sehr unterschiedliche physisch-geographische Gegebenheiten sich in deutlich voneinander zu unterscheidenden Landschaftsbildern ausdrücken.

Aber auch in **besiedelten Bereichen** sind Strukturen - wenn auch in deutlich geringerem Ausmaß - auf natürliche Gegebenheiten zurückzuführen. So stellten in der Regel Morphologie, Relief, Bodenfruchtbarkeit oder Klimagunst ausschlaggebende Faktoren für die Gründung von Siedlungen dar, und die weitere bauliche Entwicklung hat sich in den meisten Fällen an den limitierenden oder auch begünstigenden Gegebenheiten des Reliefs (Wasserläufe, Täler, Verebnungen, steile Hänge, Terrassen usw.) orientiert.

- Die Gebundenheit von Ökosystemen an bestimmte Standortparameter und die Abhängigkeit der **Systemfunktionalität** von natürlichen Stoffen und Prozessen ist selbstverständlich.

Ein besonderer Vorteil ist es, daß die Standorttypen theoretisch den Raumbezug für alle drei Aspekte der Umweltzustandsbeschreibung liefern können, was die intendierte inhaltliche Integration der drei Blickwinkel möglicherweise erleichtert.

Durch die Tatsache, daß die Standorttypen ein möglicher sinnvoller Bezugsrahmen für die räumliche Aggregation und anschließende Darstellung von Ergebnissen sind, interessieren sie auch als potentielle Schichtungsmerkmale im Rahmen von Stichprobenkonzepten für die **Erhebung** von Primärdaten. Ihre zeitliche Stabilität, die auf der nur sehr langsamen Veränderung der zugrundeliegenden Ausstattungparameter beruht, macht sie dafür besonders geeignet. Dies gilt insbesondere, wenn man von einer Dauerbeobachtung ausgeht, um zeitliche Entwicklungen von Merkmalen zu bestimmen. Im Rahmen des Indikatorenprojekts kommen sie daher auch bei der Ziehung der „Ökologischen Flächenstichprobe“ für die Erfassung der physischen Struktur von Landschaft und Ökosystemen zur Anwendung (vgl. Abschnitt 8.3).

4.8.2.5 Biosphärenreservate und Ökosystemforschungsbereiche

Als räumliche Bezugssysteme für die Umweltzustandsbeschreibung könnten auch einzelne, ausgewählte Räume herangezogen werden wie die Hauptforschungsräume der Ökosystemforschung, die **Biosphärenreservate** oder besondere Beobachtungsgebiete, in denen konkrete Ökosysteme beobachtet werden. Diese unter ökologischen Kriterien abgegrenzten Einzelräume decken jedoch weder die ganze Bundesrepublik noch alle für die Bundesrepublik relevanten Formen der Raumnutzung ab. Gleichwohl sind sie im Hinblick auf die Datengrundlagen für das Indikatorenprojekt derzeit von Bedeutung bei der Bildung von Funktionalitätsindikatoren. Um ihren Aussagegehalt genauer abzuklären, wären allerdings die Standorttypen als Ergebnis der Clusteranalyse mit den Raumabgrenzungen dieser Gebiete zu überlagern, um zu entscheiden, inwieweit in ihnen insgesamt oder in Teilbereichen die Standorttypen abgebildet sind. Als repräsentativ im statistischen Sinn mit hinreichender Genauigkeit können diese ausgewählten Einheiten jedoch sicher nicht betrachtet werden.

4.8.3 Indikatorspezifische Raumgliederungen

Bei einer isolierten Betrachtung der einzelnen Indikatoren wäre es plausibel, die Indikatorsagen auf die jeweils dem **Indikator** angemessene Raumeinheit zu beziehen. Die Aussageintentionen von Indikatoren und die Intentionen von Beobachtungsprogrammen sind spezifisch und weisen unterschiedliche räumliche Bezüge auf, zum Beispiel Raumeinheiten nach naturräumlichen Gliederungen oder Belastungsgebiete. So bezieht sich beispielsweise der Indikator „Blei- und Cadmium-Gehalte in Regenwürmern“ zur Anzeige von Beeinträchtigungen des Bodens in Baden-Württemberg auf naturräumliche Einheiten, der Indikator „Schwermetallgehalte im Boden“ fokussiert auf konkrete Standorte, Belastungsgebiete oder siedlungsstrukturelle Raumtypen, wohingegen Indikatoren, die sich am Critical Loads-Konzept orientieren, zu Rasterquadraten in einer Karte Aussagen liefern. In der Regel beziehen sich die Daten der Umweltbeobachtung auf konkrete Räume, die nach unterschiedlichen Gliederungssystematiken (naturräumlich, geologisch, hydrologisch usw.) abgegrenzt sind. Daneben gibt es auch Ansätze der Umweltbeobachtung, die Aussagen nicht für konkrete Räume, sondern (ebenfalls) für Typen von Räumen machen, wie beispielsweise die Umweltprobenbank des Bundes für charakteristische Ökosysteme in der Bundesrepublik. Es handelt sich hierbei jedoch um eine andere als die im Projekt verwendete Typologie.

Für das Projekt „Umweltindikatorensystem“ würde die Beibehaltung der jeweils den Beobachtungsprogrammen zugrundeliegenden Raumbezüge jedoch zu einer großen **Heterogenität** und äußerst schwierigen Vergleichbarkeit der Einzelindikatoren führen. Auch wäre eine zusammenfassende Darstellung vorhandener Ergebnisse für eine bestimmte Darstellungseinheit unmöglich. Als gemeinsame sachliche und räumliche Bezugsbasis für alle drei Perspektiven im Umweltindikatorensystem wurden daher „Biototypen in Standorttypen“ gewählt. Dies auch deshalb, weil das Indikatorensystem weniger Aussagen über die Beeinträchtigung konkreter Räume, sondern - mit dem Ziel einer Integration der Blickwinkel Stoffe, Struktur, Funktionalität - Aussagen für Ökosystemtypen als statistische Einheiten machen will. Damit wird erstmals der Versuch unternommen, für die bundesdeutsche Umweltbeobachtung einheitliche Objektbereiche zu definieren, die auch eine integrative Sicht auf heterogene Daten aus Meß- und Beobachtungsprogrammen im nationalen Kontext erlauben.

Unabhängig von dieser Festlegung gibt es jedoch für die Ebene III der Akzeptoren (biotische und abiotische Umweltbestandteile) Raumgliederungen, die von den Darstellungseinheiten der Biototypen (siehe Abschnitt 4.2.3) bzw. Standorttypen (Abschnitt 4.8.2.4) abweichen. Dies gilt z.B. für die Akzeptorbereiche „Atmosphäre“ und „Grundwasser“. Die Indikatoren zum Ozonabbau und zum Treibhauseffekt beziehen sich - als Indikatoren für globale Beeinträchtigungen - nicht auf Biototypen, sondern auf die nationale Ebene. Für die stofflichen Indikatoren zur Erfassung des Akzeptors Grundwassers sind Biototypen als räumliche Bezugsbasis weniger geeignet, weil Grundwasserlandschaften vergleichsweise größer und homogener sind als Biototypen und ein direkter Zusammenhang zwischen Biototyp und Grundwasser nicht besteht. Ein Beispiel für **akzeptorspezifische Raumgliederungen** sind im Bereich der Grundwasserindikatoren die „hydrogeologischen Raumeinheiten“ (siehe auch Abschnitt 9.5.2).

Wo immer sinnvoll und möglich, wird das Indikatorensystem also einheitliche räumliche Bezugs- und inhaltliche Darstellungseinheiten heranziehen. Da jedoch eine umfassende Umweltzustandsbeschreibung auch Akzeptorbereiche wie das Grundwasser einbeziehen sollte, muß festgelegt werden, ob und in welchen Fällen zusätzlich indikatorspezifische Raumgliederungen im Indikatorensystem **ergänzend Berücksichtigung** finden sollen. Was den ebenfalls einzube-

ziehenden Akzeptorbereich Atmosphäre angeht, ist natürlich eine nationale oder regionale Raumgliederung nicht vorgesehen.

4.9 Zeitliche Skalen

Die Änderungen des Umweltzustandes in den letzten Jahrzehnten bzw. Jahrhunderten sind nach erdgeschichtlichen Maßstäben geradezu rasant abgelaufen, für menschliche Zeithorizonte und im Vergleich zu den Beobachtungszyklen der Wirtschaftsstatistik handelt es sich jedoch insgesamt meist um chronische, schleichende Beeinträchtigungen der Umwelt. Für die zeitliche Dimension der Umweltbeschreibung ergibt die Orientierung am physischen Strukturwandel (Landschaftsveränderung) und an chronischen stofflichen Akkumulationen in der Umwelt wesentliche Anhaltspunkte. Wichtig ist die **Dauerbeobachtung** solcher Prozesse und die Ermittlung von Trendrichtungen. Hierfür bieten sich auf stofflicher Ebene zumindest 2 - 5jährige Zustandshebungen an, um Unterschiede ("schleichender") Kontamination überhaupt signifikant identifizieren zu können. Kurzfristige Schwankungen von Umweltbelastungen im Jahresverlauf sind hingegen meist nicht ausschlaggebend für diese Form der nationalen Bilanzierung. Sie können jedoch teilweise aus statistischen Gründen zu erfassen sein, um bei starken jährlichen bzw. jahreszeitlichen Schwankungen überhaupt zuverlässige Trendaussagen ermitteln zu können, d.h. um genügend Beobachtungswerte für eine sinnvolle Anwendung statistischer Verfahren zur Trendermittlung zu haben. Schematisch formuliert haben auf der Aussageebene Durchschnittswerte über ein- oder mehrjährige Perioden, das absolute Belastungsniveau und real verbleibende Restbestände von Ressourcen größere Aussagekraft als kurzfristige Konzentrationsveränderungen in Luft und Gewässern, Smogwarnungen oder jahreszeitliche Schwankungen energiebedingter Emissionen. Das UGR-Indikatorensystem befindet sich damit in Nachbarschaft zu neueren Entwicklungen der Umweltbeobachtung, die sich mit der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen, von Umweltprobenbanken und der Erfassung von "Hintergrundbelastungen" beschäftigen. Bei strukturellen Aspekten bilden aufgrund der langsameren Änderungen etwas längere Berichtsperioden (fünf bis zehn Jahre) ein sinnvoller Kompromiß zwischen Kosten und Aussagemöglichkeiten.

Daneben gibt es auch im stofflichen Bereich mindestens zwei Bereiche, in denen die oben vorgeschlagenen längeren Bilanzierungsperioden (2-5 Jahre) durch kurzfristigere (1-2 Jahre) ergänzt werden könnten:

- Erstens im Bereich der **Überlastung** natürlicher Tragekapazität, welche meist schnelle negative Veränderungen des Umweltzustandes nach sich ziehen, denkt man an Dezimierung der Fischbestände oder regionale Artenverluste über Eutrophierung. Hierzu gehört gleichermaßen die soeben erwähnte abrupte und tiefgreifende Beseitigung ökologischer Funktionen durch landschaftliche Umgestaltung wie etwa dem Braunkohlentagebau.
- Zweitens im Bereich der Bilanzierung von **Stromgrößen** als Näherungen für die gesamten aufgelaufenen Umweltbeeinträchtigungen. Dazu können beispielsweise die jährlichen Frachtmengen an Nähr- und Schadstoffen in Flüssen zur Charakterisierung der Meeresbelastung zählen oder ergänzend die atmosphärischen Depositionsmengen im Wattenmeergebiet.

Als **Fazit** ergibt sich, daß relativ unabhängig von den großen zeitlichen Dimensionen, die seitens ökosystemtheoretischer oder sozioökonomischer Nachhaltigkeitskonzepte eröffnet wer-

den, sich für eine Dokumentation des Umweltzustandes jeweils sachabhängig eine periodische Erfassung in Intervallen von bis zu fünf Jahren - bei strukturellen Phänomenen z.T. auch etwas länger - empfiehlt. In der Praxis werden die angestrebten Berichtsintervalle jedoch auch stark von der Verfügbarkeit der Ausgangsdaten bzw. von finanziellen Überlegungen bestimmt werden.

4.10 Beschreibung, Aggregation und Bewertung

Ein wichtiger Aspekt der derzeitigen Indikatorendiskussion ist die Unterscheidung zwischen deskriptiven und normativen Indikatoren. Während in der traditionellen Diskussion um Umweltindikatoren deskriptive Indikatoren im Zentrum stehen, wird in der Diskussion um Nachhaltigkeitssindikatoren zunehmend die Bildung von normativen Indikatoren gefordert, d.h. von Indikatoren, die neben der deskriptiven Darstellung einer Umweltsituation auch eine entsprechende Zielgröße (einen Soll-Wert) beinhalten. Im vorliegenden Projekt stehen **deskriptive Indikatoren** (Ist-Werte) im Mittelpunkt. Dies entspricht der Zielsetzung der UGR als Berichtssystem und der Arbeitsweise der amtlichen Statistik. Das Setzen von Umweltqualitätszielen oder Standards ist nicht Gegenstand der UGR.¹²⁷ Vielmehr sollen in den UGR zunächst die Informationsbausteine bereitgestellt werden, die zum Setzen von Standards im politischen Prozeß benötigt werden (siehe auch Abschnitt 3.1.2).

Bei der Unterscheidung von **deskriptiven und normativen Indikatoren** ist allerdings zu berücksichtigen, daß alle Indikatoren eine gewisse normative Ladung haben, da allein ihre Auswahl kein völlig objektiver Prozeß ist. In vielen Fällen geht zudem eine stufenweise Aggregation mit einer Erhöhung des normativen Gehalts einher, insbesondere dann, wenn zur Aggregation ein gesellschaftlicher oder politischer Konsens erforderlich ist. Es macht somit wenig Sinn, jeden Indikator mit normativer Ladung als „normativen Indikator“ zu bezeichnen. Vielmehr sollte unter einem normativen ein Indikator mit hoher normativer Fracht verstanden werden. Ein deskriptiver Indikator weist demgegenüber eine geringe normative Fracht auf, die vorrangig in der Auswahl des Indikators als Darstellungsgegenstand liegt. Es ist jedoch nicht einfach, diese Trennlinie zwischen deskriptiven und normativen Indikatoren zu ziehen bzw. genau festzulegen, ab wo von einer Normierung gesprochen werden kann. Umso wichtiger ist es, die jeweilige normative Ladung des Indikators auf unterschiedlichen Stufen der Aggregation transparent zu machen. Dabei muß die Konstruktion des Indikators nachvollzogen werden, um zu entscheiden bzw. zu begründen, ob und in welchem Ausmaß bei der Indikatorbildung normative Schritte durchgeführt wurden.

Normierende Elemente bzw. Bewertungen können bei unterschiedlichen Konstruktionsschritten einfließen: erstens bei einer Klassifikation, zweitens bei einer Verhältnisbildung (zu verstehen als das Inbeziehungsetzen zu einem Referenzwert) und drittens bei einer Gewichtung unterschiedlicher Merkmale oder Indikatoren. Allerdings besitzt nicht jede Klassenbildung, Verhältnisbildung oder Gewichtung automatisch einen so starken normativen Gehalt, daß von einer Normierung und damit von einem normativen Indikator gesprochen werden muß. Dies soll kurz an den Beispielen der Klassenbildung und der Verhältnisbildung erläutert werden.

¹²⁷ Siehe auch BEIRAT ZUR UMWELTÖKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995), S. 472.

Die **Klassenbildung** ist ein normales Instrument der deskriptiven Statistik, das insbesondere im Vergleich zur Darstellung von Einzelwerten zur Aggregation und Veranschaulichung von Verteilungen dient, zum Teil auch der Datenqualität Rechnung tragen soll. Hier geht es zunächst ausschließlich um die deskriptive Aggregation und Darstellung von Ergebnissen, nicht um eine wie auch immer geartete Normierung. Klassen haben in diesem Sinn den Charakter von Klassifikationen. Natürlich hat der Entstehungsprozeß von Klassen einen gewissen normativen Gehalt. Klassen entstehen nicht aus dem Nichts, sie müssen immer sachadäquat im Hinblick auf die hinter einer Darstellung stehende Theorie bzw. das Erkenntnisziel und im Hinblick auf die Erhebungsergebnisse gebildet werden. Beschreibung von „Realität“ hat insofern immer auch normativen Gehalt. Klasseneinteilungen im Umweltbereich greifen zum Teil vorhandenes Wissen über normative Referenzwerte auf und lassen dieses in die Klassenbildung einfließen. Das ist nicht nur typisch für den stofflichen Umweltbereich, sondern für jede Klasseneinteilung. Eine sachadäquate Klassenbildung setzt das geradezu voraus. Es erscheint daher in diesem Zusammenhang eher sinnvoll, zwischen deskriptiver Darstellung und normativer Interpretation zu unterscheiden. Die Einteilung in Waldzustandsklassen beispielsweise anhand von unterschiedlichen Ausprägungen der Merkmale Nadel- und Blattverluste bzw. Grad der Vergilbung kann mehr oder weniger sachadäquat im Hinblick auf wissenschaftliche Erkenntnisse, Aussageziele, Theorien sein, aber nie falsch oder richtig. Sie ist deshalb immer diskutabel und eine Frage der Verständigung. Hat man sich auf eine vorherrschende Darstellung (Klassenbildung) verständigt, so kann man Ergebnisse danach deskriptiv und intersubjektiv nachvollziehbar darstellen, d. h. die Klassenbildung in diesem Sinne kann durchaus als deskriptiver Schritt angesehen werden. Dies bedeutet noch nicht unbedingt, daß die Ergebnisse normativ (im Hinblick auf mehr oder weniger explizite Referenzwerte oder beim Beispiel als Waldschadensklassen) von allen Nutzern gleich interpretiert werden. Erst wenn bei einer Klassenbildung eine explizite Wertzuweisung (z.B. „gut, mittel, schlecht“) erfolgt, ist die Grenze zum normativen Indikator eindeutig überschritten.

Die Unterscheidung von deskriptiven und normativen Indikatoren am Beispiel von Umweltindikatoren, die nicht in absoluten Zahlen ausgedrückt sind, sondern die sich explizit auf einen **Referenzwert** beziehen, verdeutlicht Abbildung 4.10-1.

Danach werden Verhältniszahlen als Beziehung von zwei deskriptiv dargestellten Ist-Situationen (Ist-Ist-Indikatoren) noch als deskriptive Indikatoren betrachtet, auch wenn sie durchaus einen normativen Gehalt in Form der Auswahl des Betrachtungsobjekts oder der Festlegung der Referenzgröße aufweisen. Normative Indikatoren zeichnen sich als Soll-Ist-Indikatoren dagegen durch die Wahl politisch oder von wissenschaftlichen Gremien bestimmter Zielgrößen als Referenzgrößen aus. Diese Zielgrößen enthalten zusätzliche Wertungen beispielsweise in Form der Wahl eines Schutzgutes, der Festlegung einer Risikopräferenz oder der Einbeziehung von Kostenaspekten.¹²⁸ Der graduelle Unterschied an normativem Gehalt von deskriptiven und normativen Indikatoren verdeutlicht, daß es im Grenzbereich sicherlich eine Grauzone gibt, bei der von Fall zu Fall eine möglichst konsensorientierte Einschätzung erfolgen muß.

Offensichtlich ist allerdings, daß eine Beschränkung des Indikatorensystems auf deskriptive Indikatoren **Grenzen** im Hinblick auf die **Bildung aggregierter Indikatoren** mit sich bringt. So helfen im Bereich stofflicher Umweltbelastungen normative Indikatoren vom Typ „Anzahl oder Anteil von Grenzwertüberschreitungen“, um aus Indikatoren zu Einzelstoffen auch dann aggregierte Indikatoren zu bilden, wenn mit Hilfe physikalischer Einheiten bzw. mit Hilfe von

¹²⁸ Siehe zu detaillierteren Ausführungen beispielsweise RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996).

Äquivalenzwerten eine weitere Aggregation zu einem Gesamtwert nicht möglich bzw. nicht sinnvoll ist. In solchen Fällen erscheint die ergänzende Einbeziehung normierter Indikatoren in das Indikatorensystem sofern die herangezogenen normativen Referenzwerte in einer sinnvollen Beziehung zueinander stehen und die wertenden methodischen Elemente transparent und abtrennbar gemacht werden.¹²⁹ Da jedoch im politischen bzw. wissenschaftlichen Bereich bisher kaum konsensfähige Aggregationsvorschläge vorliegen, wurde im vorliegenden Projekt das Schwergewicht eindeutig auf deskriptive Indikatoren gelegt.

Auch die übrigen deskriptiven Indikatoren des Indikatorensystems sollten jedoch insgesamt so angelegt sein, daß sie normierbar sind bzw. einen Beitrag zur Festlegung von **Umweltqualitätszielen** bzw. Standards leisten. Von der Gesamtausrichtung der UGR gesehen erscheinen dabei politische Zielvorgaben auf einer nationalen bzw. höher aggregierten Ebene - etwa im Rahmen eines nationalen Umweltplanes - zur Bildung normativer Indikatoren geeigneter als ordnungsrechtliche Referenzwerte, die im Hinblick auf Einzelfälle festgesetzt sind.

¹²⁹ Siehe hierzu auch die Antworten der BUNDESREGIERUNG (1996) zur Frage A.5 und BEIRAT ZUR UMWELTÖKONOMISCHEN GESAMTRECHNUNG (1995), Abschnitt 5.

5 Vorläufiges Indikatorensystem zu Beginn der Testphase

5.1 Überblick

5.1.1 Struktur der Indikatorenlisten und Vorgehensweise

Wie in Abschnitt 3 näher erläutert wurde, lassen sich bei der Darstellung des Umweltzustands in den UGR zwei Bereiche unterscheiden:

1. Das mengenmäßige Vorkommen von Landschaften (im Sinne von Bodenbedeckungstypen) und Ökosystemtypen und
2. die Qualität der vorkommenden Typen.

Aussagen zum rein **flächenmäßigen Vorkommen** von Landschaften (Bodenbedeckungstypen) und Ökosystemtypen als statistisch definierten Einheiten, für die in konsistenter Weise auch Qualitätsaspekte definierbar sind, können aus zwei unterschiedlichen Quellen abgeleitet werden: Einerseits können die Bodenbedeckungstypen aus CORINE Land Cover als Landschaftstypen auf einer (gemäß der Mindesterfassungsgrenze von 25 ha) groben Maßstabsebene interpretiert werden, denen beispielsweise strukturelle Qualitätsmerkmale auf der Landschaftsebene (siehe Abschnitt 5.3) zugeordnet werden können. Zum anderen ergeben sich Aussagen zum flächenmäßigen Vorkommen von Ökosystemtypen aus der Biotoptypengliederung der Ökologischen Flächenstichprobe auf einer feineren Maßstabsebene, die unter ökologischen Gesichtspunkten wesentlich aussagefähiger ist. Diesen Typen können konzeptionell sowohl Strukturindikatoren (zur Biotopqualität, siehe Abschnitt 5.3) als auch stoffliche Indikatoren (siehe Abschnitt 5.4) zugeordnet werden.

Die **Flächenbilanzen** geben bereits insofern erste Aufschlüsse im Hinblick auf qualitative Entwicklungen, als sie zeigen, welche Typen in Deutschland zur- bzw. abnehmen. Entsprechende Bilanzen lassen sich sowohl als Ergebnisse für einen Zeitpunkt (Bestandsaspekt) als auch für die Änderungen in einem Zeitraum (Stromaspekt) adäquat mit Gesamtrechnungsmethoden und daraus abgeleiteten Schaubildern darstellen. Da die Methoden bereits im Rahmen einer internationalen Arbeitsgruppe der Conference of European Statisticians entwickelt wurden und hinreichend dokumentiert sind, soll an dieser Stelle nur kurz darauf verwiesen werden.¹³⁰ Entsprechende Darstellungen sind zwar nicht Inhalt des vorliegenden Projekts, sie bilden aber einen unverzichtbaren, komplementären und in die UGR einbezogenen Informationsbaustein zur Darstellung qualitativer Zustandsänderungen der Landschafts- und Biotoptypen mit Indikatoren, die in diesem Abschnitt im Vordergrund steht. Vor diesem Hintergrund erklärt sich auch, daß Indikatoren zum Vorkommen bestimmter Landschafts- bzw. Ökosystemtypen (z. B. Entwicklung des Flächenanteils von Feuchtgebieten) bei der Darstellung der qualitativen Zustandsindikatoren nicht berücksichtigt sind.

Bei der differenzierteren Darstellung des **qualitativen Umweltzustands** der vorhandenen Einheiten bedingt der unterschiedliche Entwicklungsstand für die Perspektiven Funktionalität, Struktur und Stoffe letztlich auch unterschiedliche **Vorgehensweisen** bzw. unterschiedliche **Qualitäten** der Indikatorenlisten:

¹³⁰ Siehe KRACK-ROBERG/RIEGE-WCISLO/WIRTHMANN (1995) und CONFERENCE OF EUROPEAN STATISTICIANS (1995). In letzterem sind entsprechende Bilanzen in einem Beitrag Großbritanniens auf der Basis des Countryside Surveys auch für Biotoptypen ausgearbeitet.

- Der Blickwinkel der **Funktionalität** verfolgt einen Top-Down-Ansatz und hat somit theoretisch abgesicherte Indikatoren zum Ziel. Dies entspricht einem eher wissenschaftsgeleiteten Vorgehen, hat aber bisher nicht die Stufe der konkreten Operationalisierung von Indikatoren erreicht. Entsprechend muß die Indikatorenformulierung in Abschnitt 5.2 aus statistischer Sicht noch mit Unsicherheiten behaftet sein und im Vergleich zu den Struktur- und Stoffindikatoren vage bleiben. Konkrete, abgesicherte Indikatorenlisten bestehen hier nicht bzw. sind erst in Ansätzen zu erkennen.
- Die Bildung von **Struktur**-Indikatoren folgt einem Ansatz mit weniger hohem theoretischen Anspruch. Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) ist als neuer primärstatistischer Ansatz durch eine Mischung von Top-Down- und Bottom-Up-Elementen gekennzeichnet und gibt die Konsistenz der Funktionalitätsindikatoren auf. Mit der ÖFS wird ein Instrument entwickelt, das die Formulierung und Ermittlung neuer, bisher für Deutschland nicht verfügbarer Indikatoren erlaubt (siehe Abschnitt 5.3). Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, daß neue Instrumente sich nicht nur in der Praxis von Piloterhebungen bewähren müssen. Der Umgang mit neuartigen Ergebnissen bzw. Indikatoren ist am Anfang oft schwierig. Die eigentliche Bewährung kann daher erst nach einer Phase der intensiven Diskussion und - vor allem - Nutzung der Ergebnisse hinreichend beurteilt werden. Daher sind in Abschnitt 5.3 zwar Indikatoren enthalten, die sich erhebungstechnisch in einer Pilotstudie bewährt haben. Eine Bestätigung durch Nutzer steht jedoch - was zeitlich unumgänglich ist - noch aus. Vielmehr kann nur versucht werden, auf die entsprechenden Erfahrungen mit dem Country-side Survey in Großbritannien zurückzugreifen. Insofern haben die Indikatorenlisten derzeit teilweise noch einen vorläufigen Charakter, der vor dem Hintergrund der in Zukunft erfolgenden zusätzlichen Auswertungen der Ergebnisse sowie von Diskussionen mit Datenverwendern noch bestätigt werden muß. Entsprechende Vorschläge bereits jetzt vorab vorzunehmen, wäre sicherlich nicht zielführend. Struktur-Indikatoren aus sekundärstatistischen Quellen haben einen ergänzenden Charakter und weisen im Hinblick auf das Vorgehen ähnliche Eigenschaften wie die stofflichen Indikatoren auf.
- Die Formulierung der **stofflichen Indikatoren** folgt im Rahmen eines sekundärstatistischen Vorgehens der Bottom-Up-Philosophie (siehe Abschnitt 5.4) und betont damit den Aspekt der kurzfristigen Machbarkeit gegenüber der theoretischen Konsistenz. Da auf Indikatoren mit bereits vorliegenden Ergebnissen zurückgegriffen wird, kann deren Bewährung in der Praxis und der Informationsgehalt bei der Interpretation bereits hinreichend abgeschätzt werden. Entsprechend sind die meisten Indikatoren zu dieser Perspektive im Prinzip bereits gesicherter als die Strukturindikatoren.

5.1.2 Ökosystemgliederung

Bei der Skizzierung der zentralen Darstellungseinheiten „Ökosysteme“ in Abschnitt 4.2.3 wurde bereits ausgeführt, daß als Grundlage ihrer Abgrenzung der **Biotoptypenschlüssel**, der im Rahmen der Ökologischen Flächenstichprobe entwickelt wurde, herangezogen wird. In diesem Schlüssel werden mehr als 500 unterschiedliche Biotoptypen konsistent und disjunkt voneinander abgegrenzt. Dies ist im Hinblick auf die Ausarbeitung eines neuen Erhebungsinstruments

sicherlich sinnvoll und notwendig¹³¹, ist aber für das Indikatorensystem unter Gesichtspunkten der Übersichtlichkeit und der Aussagefähigkeit der Ergebnisse (Stichprobenfehler) zu stark disaggregiert. Zudem kann nicht jedes einzelne Biotop der Biotoptypenliste der ÖFS im Indikatorensystem zugleich auch als Ökosystem sinnvoll interpretiert werden (z. B. „Weinbaufläche auf skelettreichem Boden in eben bis schwach geneigter Lage“ sicher nicht). Entschieden werden muß daher langfristig, welches Aggregationsniveau im Indikatorensystem angemessen ist.

Dieses **Aggregationsniveau** muß aus konzeptioneller Sicht für alle drei Blickwinkel brauchbar sein und zumindest auf einer hohen Aggregationsebene eine gemeinsame Darstellungsebene der Blickwinkel bilden. Es muß zudem die Aussagefähigkeit und Qualität der Daten für die Indikatoren hinreichend berücksichtigen, was letztlich bedeutet, daß eine „ideale Gliederung“ von Indikator zu Indikator unterschiedlich aussehen kann. Eine geeignete Gliederung für das gesamte Indikatorensystem kann daher nicht ausschließlich auf der konzeptionellen Ebene entwickelt werden, sondern setzt Erkenntnisse zur Datenverfügbarkeit aller Indikatoren voraus. Insofern stellen die folgenden Überlegungen die Basis dar, um in konsistenter Form die Möglichkeiten einer Gliederung nach Ökosystemtypen abzustecken. Sie kennzeichnen insbesondere bei auf sekundärstatistischen Auswertungen beruhenden Indikatoren noch nicht das tatsächlich erreichbare Gliederungsniveau.

Eine entsprechende Systematik erscheint nicht nur für die aus der ÖFS entwickelten Strukturindikatoren von großer Bedeutung, sie ist auch für die **sekundärstatistische Auswertung** der stofflichen Indikatoren und die Funktionalitätsindikatoren zentral. Gerade bei einer Sekundärstatistik erscheint es wichtig zu wissen, in welchen Agrarökosystemen z. B. stofflich gemessen wird (Grünland oder Acker), um zumindest einen Eindruck von der Aussagefähigkeit der Daten auf einer aggregierten Ebene zu bekommen (d.h. für die Beantwortung der Frage, ob Ergebnisse für einen Indikator tatsächlich für alle Agrarökosysteme aussagefähig sind oder vielleicht nur für einen bestimmten Typ wie die Grünländer).

Eine **aggregierte Form** des Biotoptypenschlüssels der ÖFS läßt sich für das Indikatorenprojekt sinnvoll ableiten, wenn man berücksichtigt, für welche Biotoptypen unter Strukturgesichtspunkten einheitliche Erhebungsmerkmale als sinnvoll erachtet werden können (das schlägt sich in einem identischen Biotoperfassungsbogen nieder, siehe Abschnitt 8.4.2) bzw. für welche Typen unterschiedliche Merkmale sinnvoll sind. Auf dieser Basis läßt sich die in Übersicht 5.1.2-1 dargestellte Systematik ableiten, bei der zur genaueren Orientierung in hinreichend differenzierter Form auch die Codes des Biotoptypenverzeichnisses angefügt sind.¹³² Diese Aufzählung ist zwar formal unter gliederungssystematischen Aspekten nicht unbedingt zufriedenstellend¹³³, kann aber inhaltlich im Projekt ohne Probleme als erste Orientierung herangezogen werden.

¹³¹ Es ermöglicht z. B. erst die Verknüpfung mit der Roten Liste für Biotoptypen, siehe Abschnitt 5.3.

¹³² Zum vollständigen Biotoptypenschlüssel siehe BACK u.a. (1996), S. 80 ff.

¹³³ Für Verbesserungen erscheint es hier notwendig, das Biotoptypenverzeichnis aus der Logik des gesamten Indikatorenprojekts unter systematischen Gesichtspunkten zu überarbeiten.

Übersicht 5.1.2-1: Systematik der Biotop-/Ökosystemtypen in der Ökologischen Flächenstichprobe

Biotoptyp	Codes des Biotop- typenverzeichnisses
01 Wattflächen und Außensände	12; 14110; 14210
02 Strände, Küstendünen und Küsten	14-16
03 Quellen	201
04 Bäche und Flüsse	221-226
05 Mündungen, Sonderformen	227-228
06 Technische Fließgewässer	23
07 Seen, Teiche, Tümpel	25
08 Technische stehende Gewässer	26
09 Höhlen und Stollen	31
10 Felsen, natürliche Halden, vegetationsarme Flächen	32-36
11 Abbau- und Aufschüttungsflächen	37
12 Ackerflächen	41
13 Weinbauflächen	42
14 Intensivgehölkulturen	43
15 Binnen-Grünlandbiotope	501-504
16 Salzgrünländer und Hochgebirgsrasen	505-507
17 Staudenflure, Staudensäume	53
18 Zwergstrauchheiden	56
19 Moore und Sümpfe	60-63; 66
20 Riede und Röhrichte	64-65
21 Streuobstwiesen	74
22 Einzelbäume, Baumreihen, Alleen	72-73
23 Feldgehölze, Feldgebüsche, Hecken	71; 75-78
24 Laubwälder und -forste	80-82
25 Nadelwälder und -forste	85
26 Besiedelter Bereich	90
27 Technische Biotoptypen	95

In diese Übersicht sind alle Positionen der Biotoptypenliste einbezogen, mit Ausnahme der Meere und Flachwasserzonen, die außerhalb des Darstellungsgegenstandes liegen. Aus dieser ersten Übersicht läßt sich eine aggregierte **Klassifikation** der Ökosysteme bzw. Biotope im **Indikatorensystem** (Übersicht 5.1.2-2) ableiten, die alle 27 Biotoptypen einbezieht und auch eine Untergliederung in die sechs Hauptökosystemtypen Wattenmeer, Gewässer, Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe¹³⁴ terrestrische Ökosystemtypen und sonstige technische Ökosystemtypen enthält. Die Nummern aus Übersicht 5.1.2-1 sind zur besseren Verknüpfung der beiden Übersichten bei den Biotoptypen in Klammern aufgeführt.

¹³⁴ Der Terminus „naturnah“ ist hier als ein allgemeines Merkmal der Typen zu verstehen und nicht unbedingt im Sinne einer HemerobieEinstufung.

Übersicht 5.1.2-2: Klassifikation der Ökosystem- bzw. Biotoptypen im Indikatorensystem¹³⁵

- 1 Wattenmeer
 - 10 Wattflächen und Außensände (01)
- 2 Gewässer
 - 20 Bäche und Flüsse (04)
 - 21 Mündungen, Sonderformen (05)
 - 22 Technische Fließgewässer (06)
 - 23 Seen, Teiche, Tümpel (07)
 - 24 Technische stehende Gewässer (08)
 - 25 Quellen (03)
- 3 Agrarökosystemtypen
 - 30 Ackerflächen (12)
 - 31 Weinbauflächen (13)
 - 32 Intensivgehölkulturen (14)
 - 33 Streuobstwiesen (21)
 - 34 Binnen-Grünlandbiotope (15)
- 4 Waldökosystemtypen
 - 40 Laubwälder und -forste (24)
 - 41 Nadelwälder und -forste (25)
- 5 Sonstige naturnahe Ökosystemtypen
 - 50 Strände, Küstendünen und Küsten (02)
 - 51 Salzgrünländer und Hochgebirgsrasen (16)
 - 52 Staudenflure, Staudensäume (17)
 - 53 Zwergstrauchheiden (18)
 - 54 Moore und Sümpfe (19)
 - 55 Riede und Röhrichte (20)
 - 56 Höhlen und Stollen (09)
 - 57 Felsen, natürliche Halden, vegetationsarme Flächen (10)
 - 58 Einzelbäume, Baumreihen, Alleen (22)
 - 59 Feldgehölze, Feldgebüsche, Hecken (23)
- 6 Sonstige technische Ökosystemtypen
 - 60 Abbau- und Aufschüttungsflächen (11)
 - 61 Besiedelter Bereich (26)
 - 62 Technische Biotoptypen (27)

Eine vollständige Abdeckung des Ökosystemspektrums in Deutschland, wie es in der Klassifikation zum Ausdruck kommt, ist im Indikatorensystem zwar wünschenswert, auf absehbare Zeit allerdings allenfalls für die Darstellung der Flächenbilanzen zum Vorkommen von Ökosystemen und des Struktur-Blickwinkels durch die ÖFS ein realistisches Ziel. Die Abbildung der Stoff- und der Funktionalitätsperspektive muß aufgrund des sekundärstatistischen Ansatzes bzw. der Beschränkung auf ausgewählte Räume selektiver sein. Daher wurden im Projekt **Ökosystem-/Biotoptypen** bestimmt, deren Einbeziehung in die Umweltzustandsdarstellung besonders bedeutsam ist und für die es auch am ehesten denkbar erscheint, Indikatoren für **alle**

¹³⁵ Fett hervorgehoben sind die Biotoptypen, für die Indikatoren zu den drei Blickwinkeln derzeit sinnvoll erscheinen (siehe Text).

drei Perspektiven in absehbarer Zeit zu quantifizieren. Diese Typen sind in Übersicht 5.1.2-2 durch eine fette Markierung hervorgehoben.

Parallel zu dieser aus dem Biotoptypenschlüssel abgeleiteten Gliederung der sechs Hauptökosystemtypen wäre es auch denkbar, diese auf der Grundlage der **Bodenbedeckungstypen** von CORINE Land Cover zu bilden (siehe Abschnitt 4.8.1.2). Hiervon wird aber derzeit abgesehen, weil die Bodenbedeckungseinheiten vom Erfassungsmaßstab her zu grob und somit unter ökologischen Gesichtspunkten nicht genügend aussagefähig sind.

5.2 Funktionalitätsindikatoren¹³⁶

5.2.1 Auswahl von Funktionalitätsindikatoren: Goal Functions als Top-Down-Ansatz

Wie in Abschnitt 4.3 dargelegt, soll die Beschreibung des Umweltzustands unter dem Blickwinkel der Funktionalität auf der Ebene von Ökosystemen (bzw. Ökosystemtypen) erfolgen. Ökologisches Leitbild ist dabei die „**Ökosystemintegrität**“, die durch die Konzepte „Ecosystem Health“ und „Ecosystem Integrity“ beschrieben werden kann (siehe Abschnitt 3.2.2).

Da Ökosysteme komplexe Wirkungsgefüge aus Biotopen und Biozönosen sind, kann ihre Funktionsweise - verstanden als „Gesamtcharakteristik bzw. Ordnung aller in Ökosystemen ablaufenden Prozesse“¹³⁷ - sinnvoll auch nur durch entsprechende komplexe, d.h. **ganzheitliche Indikatoren** abgebildet werden. Diese Indikatoren müssen sich aus dem Systemverständnis der Ökosystemtheorie ableiten lassen, d.h. bei der Konstruktion von Funktionalitätsindikatoren muß es sich, allein bedingt durch die Sachlogik, um einen Top-Down-Ansatz handeln.

Der im Rahmen des Indikatorenprojekts verfolgte Ansatz basiert auf der Tatsache, daß Ökosysteme bestimmte **Systemeigenschaften** unter den jeweils gegebenen Umweltbedingungen optimieren. Dazu gehören:

- die Nutzung der Strahlungsenergie in Produktionsprozessen,
- die Stoff- und Energieflußdichten in Systemen,
- Kreislaufführungen von Stoffen und Energie,
- die Speicherkapazitäten für Stoffe und Energie,
- die Stoffverluste,
- die Respirations- und Transpirationsverluste,
- die Diversität und der Organisationsgrad der Systeme,
- die Hierarchisierung sowie die Signalfilterung.

In die mathematische Sprache übersetzt sind diese Größen somit „Zielfunktionen“ („Goal Functions“) in einem Optimierungsproblem mit Umweltbedingungen als Restriktionen. Es handelt sich um **ökozentrische Entwicklungsziele** oder -tendenzen, wie sie ohne menschliches Zutun ablaufen würden. Beobachtet man eine Veränderung der Goal Functions, so bedeutet

¹³⁶ Dieser Abschnitt ist in wesentlichen MÜLLER (1997) entnommen.

¹³⁷ MÜLLER (1997).

dies also, daß ein Ökosystem mit seiner Funktionsweise auf geänderte Umweltbedingungen reagiert hat. Daher ist es naheliegend, genau diese Goal Functions als Funktionalitätsindikatoren zu definieren. Zunächst offen ist dabei noch die von Seite der Ökosystemforschung zu beantwortende Frage, ob eine Änderung im Muster der Goal Functions als verschlechterte oder verbesserte Funktionalität zu bewerten ist.

5.2.2 Beschreibung der Funktionalitätsindikatoren

In diesem Abschnitt sollen die oben genannten Funktionalitätsindikatoren kurz charakterisiert werden.

• Nutzung der Strahlungsenergie für Produktionszwecke

Selbstorganisation ist in Ökosystemen immer mit der Ausbildung von Strukturen, also räumlichen und zeitlichen Heterogenitäten bzw. Gradienten, verbunden. Da für die Weiterentwicklung eines Ökosystems und für die Erhaltung der bestehenden Strukturen hochwertige Energie erforderlich ist, werden im Entwicklungsverlauf häufig solche Konfigurationen bevorzugt, die die **Absorption von umsetzbaren Energiequalitäten** optimieren (Exergy-Capture). Dies ist eine entscheidende Voraussetzung für alle anderen Entwicklungstendenzen. Großräumige Untersuchungen¹³⁸ bestätigen, daß reife und unbelastete Ökosysteme wesentlich höhere Nutzungsgrade der angebotenen Strahlungsenergie aufweisen als belastete oder wenig strukturierte Systeme.

• Stoff- und Energieflußdichte

Die Entwicklung von Ökosystemen in Abhängigkeit von den Standortbedingungen und den anthropogen vorgegebenen Ordnungsparametern kann dadurch charakterisiert werden, daß stoffliche und energetische Gradienten unter Nutzung externer Inputs und der verfügbaren Reserven des Standorts [a] aufgebaut werden (Pflanzliche Produktion und Nahrungsnetz, Speicher), [b] diversifiziert werden (Strukturausbildung) und [c] dynamisiert werden. Der **Auf- und Abbau von Gradienten** basiert auf selektiven Anreicherungen (Speichern mit verschiedenen Retentionszeiten, z.B. Phytomasse, Zoomasse, organische Substanz im Boden, Mineralkörper des Bodens) und selektiven Transfers zwischen den Speichern (z.B. Nahrungserwerb, Infiltration, Versickerung, Evaporation). Da sich alle Prozessoren dynamisch verändern und weil die Lebenserwartungen der beteiligten Organismen sehr unterschiedlich sind, wirken sehr viele verschiedene Scales zusammen, wodurch eine sehr hohe Fluß-Heterogenität entsteht. Diese wird durch die mit der Entwicklungsdauer ansteigende Struktur-Heterogenität (Biodiversität) verstärkt, so daß Stoffe und Energie in sehr komplexen Netzwerken transferiert werden.

Die Vielfalt dieser Flüsse (z.B. Energieflußdichte) wird von vielen Autoren als ökologische Zielfunktion angesehen¹³⁹ und benutzt, um den **Begriff der "Entwicklung"** gegenüber dem des "Wachstums" zu charakterisieren. Letzterer läßt sich aus Sicht der Netzwerk- und Informationstheorie durch die Gesamtmenge an Stoffen und Energie kennzeichnen, die durch

¹³⁸ Z.B. von LUVALL/HOBRO (1991).

¹³⁹ Vgl. RIPL/HILDMANN (1996), Abschnitt V-3.1.1.

das System fließen. Auch für diesen Umsatzterm ("Total System Throughput") wird eine Optimierung im Rahmen des Goal-Function-Konzepts angenommen.

Dabei ist anzumerken, daß die genannten **Stoffhaushaltsgrößen** grundsätzlich als **Frachten** zu betrachten sind. Sie ergeben sich in den meisten Fällen aus einer Kombination gemessener Konzentrationen mit den Transfergrößen des Wasserhaushalts. Darüber hinaus ist auch der Wasserhaushalt selbst als Bestandteil dieser Bilanzierungen zu verstehen (Wasser als Stoff, Verdunstung als Energieverbrauch). Die Konzentrationen der Stoffe werden wirkungsseitig interpretiert, weil sie z.B. toxikologisch von Bedeutung sind und weil Überschreitungen von Schwellenwerten für die Entwicklung der Systeme ausschlaggebend sein können.

• **Kreislaufführung**

Im Verlauf der Entwicklung von Ökosystemen werden die internen Stoffflüsse in zunehmendem Maße durch **Rückführungen** geschlossen. Durch die wachsende Diversität werden die transfer bezogenen Nischen der Organismen enger, so daß sich immer mehr Spezialisten ausbreiten können. Gleichzeitig erhöht sich im Sukzessionsverlauf (der ja mit sehr fruchtbaren und hochproduktiven Pionieren und r-Strategen beginnt) die Menge des anfallenden Detritus. Damit geht auch eine Steigerung der umsatzbezogenen Bedeutung des detritophagen Nahrungsnetzes - und folglich der Kreislaufführung - einher. Wichtige Rahmenbedingungen sind die Speicherkapazitäten der Böden, die humuschemischen Standortcharakteristika und die Zusammensetzungen der Zersetzerketten. Mit steigender Entwicklungsdauer (also mit wachsenden Möglichkeiten zu einer Anpassung innerhalb des Systems) gelingt es den Ökosystemen immer besser, Stoffe und Energieäquivalente in Kreisläufen zu führen. In ungestörten Systemen wird daher langfristig ein Fließgleichgewichtszustand zwischen Produktion, Speicherung und Destruktion erreicht, der mit einer hohen Diversität der einzelnen Kreislaufführungen und einer großen Zahl verschieden skaliger Prozesse einhergeht. Gestörte Ökosysteme zeigen häufig Abweichungen von diesem Steady State, z.B. durch die Entkopplung der Kreisläufe, die Akkumulation von organischer Substanz oder durch überproportional erhöhte Umsatzraten der Mineralisierer.

• **Speicherkapazitäten**

Eine Grundvoraussetzung für die Funktionalität der Flußdiversitäten, Umsatzsteigerungen und Kreislaufführungen in ökologischen Systemen liegt in einer hinreichenden **Pufferkapazität**. Die unterschiedlichen Aktivitäten der einzelnen organischemen Prozessorengruppen (die ja auf verschiedenen raumzeitlichen Niveaus ablaufen und somit vielen unterschiedlichen Einflußgrößen ausgesetzt sind) müssen aufgrund der vielfältigen Randbedingungen zu Mangel- oder Überschusssituationen für die Partner führen, was erhebliche Rückwirkungen auf die Lage des "Steady State" im Gesamtsystem haben kann. Unter diesem Gesichtspunkt wird die kontinuierliche Entwicklungsfähigkeit des Systems erhöht, wenn auf den einzelnen Ebenen Reserven geschaffen werden, die als Puffer wirken. Dies geschieht innerhalb der Organismen z.B. auf den hierarchischen Niveaus der Tagesspeicher, Witterungsspeicher, Saison-Speicher oder der Lebenszyklus-Speicher. Auf Ökosystem-Ebene wirken sich diese Prozesse in der gespeicherten Gesamtbioasse aus, die im Verlauf der Systementwicklung immer größer wird. Weiterhin fungieren Detritus, organische Substanz und Mineralkörper als Speichermedien, die in Zeiten materieller Fluktuationen als Pufferglieder wirken können.

• Stoffverluste

Ein "Netto-Effekt" der oben geschilderten Entwicklungstendenzen (z.B. Kreislaufführungen, Stoffflußdiversitäten, interne Durchsatzsteigerungen, Speicherkapazitäten) ist die **Minimierung von stofflichen Verlusten**. Im Gegensatz zur Energie, die den Pflanzen langfristig und - in unseren Breiten - im Überschuß bereitgestellt wird, ist der stoffliche Input beschränkt. Unter natürlichen Rahmenbedingungen beschränkt er sich auf kleine Depositionsfrachten (z.B. meeresbürtige Stoffe), geringe laterale Transfers per Erosion, Interflow oder Grundwasserzufluß und die Freisetzung durch Verwitterungsprozesse. Nährstoffe und Spurenelemente werden (konsequenterweise und als Folge evolutiver Strukturadaptierungen) in Ökosystemen als knappe Ressourcen behandelt. So sind die Kreislaufführungen im stofflichen Bezug wesentlich effektiver und ausgeprägter als im Hinblick auf den Energiehaushalt. Und die Optimierung der Input-Nutzung gilt nicht nur für die Strahlungsenergie, sondern in ähnlichem Ausmaß auch für die Stoffe. So dient z.B. die Komplexität der pflanzlichen Wurzelstrukturen einer möglichst effektiven Stoff-Assimilation, und viele symbiotische Beziehungen haben sich entwickelt, weil beiden Partnern Vorteile zufallen, wenn sie ihre Stoffaufnahmekapazitäten optimieren (z.B. Mykorrhizza, Knöllchen-Bakterien). Ein anderer selbstorganisierter Rückkopplungseffekt bei der Systementwicklung tritt z.B. durch die Ausbildung der organischen Bodensubstanz auf, die einerseits von der jährlichen Produktion der Organismen abhängig ist und diese auf der anderen Seite langfristig stabilisieren kann.

In ähnlicher Weise lassen sich viele Beispiele finden, die belegen, daß Ökosysteme im Verlauf ihrer Entwicklung die internen Stoffflüsse immer besser aneinander anpassen, wodurch die stofflichen Verluste minimiert werden können.¹⁴⁰ Auf der anderen Seite weisen sehr viele aktuelle Fälle darauf hin, daß das stoffliche Retentionspotential des Gesamtsystems mit jeder Störung geschwächt wird; Stoffverluste bieten sich daher als **empfindliche Indikatoren** des Systemzustands an. Die oben geschilderten funktionellen Verflechtungen machen deutlich, daß diese Indikation weit über den engeren Stoff-Bereich hinausgeht; sie kann als sehr gute Möglichkeit zur Darstellung des gesamten Systemzustands genutzt werden.

• Respirations- und Transpirationsverlust

Die Thermodynamik offener Systeme lehrt, daß Wachstum und Entwicklung von offenen Systemen energetisch bedingt sind. Der Aufbau von Struktur kostet ebenso umwandelbare Energie wie die Strukturhaltung. Bei beiden Vorgängen wird "wertvolle" Energie (Exergie: in verschiedene andere Energieformen umwandelbare Energieform) transformiert, und als Ergebnis dieser Degradationsprozesse wird nicht mehr verwertbare Energie (Entropie) produziert. Je höher das **Entwicklungsniveau** eines Systems ist, umso größer ist sein Energiebedarf und umso umfassender seine Entropieproduktion. Diese ergibt sich aus der Gesamtmenge der Verluste des Systems. Ein System, das sich lange entwickeln konnte, kann sich in bezug auf die Entropieproduktion an die standörtlichen Gegebenheiten anpassen; hierdurch wird erreicht, daß die unabwendbaren Verluste auf verträgliche Größen reduziert werden (also nicht auf Stoffe ausgeweitet werden). Dazu zählen die Atmungsvorgänge und die Prozesse der Verdunstung. Beide steuern den größten Anteil zur Gesamtentropieproduktion von Ökosystemen bei, und unter nicht-limitierenden Randbedingungen er-

¹⁴⁰ Vgl. WEBER/DEPEW/DYKE/SALTHE/SCHNEIDER/ULANOWICZ/WICKEN (1989).

fahren sie eine optimierende Steigerung. Vor allem die energetischen Respirationsbeträge werden häufig als "Entwicklungskosten" bezeichnet. Sie müssen aufgebracht werden, um den erreichten Zustand halten zu können. Ein Teil der Produktion wird somit in die Aufrechterhaltung der Produktionsfähigkeit investiert.

Es ist unter energetischen Aspekten davon auszugehen, daß die **Gesamtentropieproduktion** im Verlauf der Systementwicklung ansteigt; die spezifische Entropieproduktion aber, also die Verluste innerhalb eines Teilprozesses, erniedrigt sich mit zunehmendem Entwicklungsstadium als Resultat der gewachsenen Anpassung innerhalb des Systems.¹⁴¹

Zusätzliche Kriterien sind darin zu sehen, daß die **Evapotranspiration** den Temperaturhaushalt von Ökosystemen (kühlend) beeinflusst und daß sie als Gegenprozeß zur Auswaschung angesehen werden kann; eine hohe Transpiration fördert die Minimierung stofflicher Verluste. Beide Prozesse sind für Ökosysteme sozusagen "die billigste und am wenigsten schädliche Art und Weise, die thermodynamische Kostenseite der Entwicklung und der Erhaltung eines Optimalzustands zu befriedigen".

• Diversität

Alle genannten Entwicklungsgrößen sind von einer hohen funktionalen Vielfalt abhängig. Die Entfaltung der diversifizierten Flüsse von Stoffen und Energieäquivalenten basiert auf einer entsprechenden **Vielfalt der "Prozessoren"**, also der Organismen. Sie ist Grundbedingung für alle anderen Optimierungsprozesse und stellt den entscheidenden Part der strukturellen Heterogenität von Ökosystemen dar. Wie alle anderen Größen, so kann auch die Diversität nur bis zu einer standörtlich determinierten Höchstmenge gelangen; diese ist von der Nischenbreite, der Habitatvielfalt, aber auch von den energetischen Rahmenbedingungen abhängig. Die Biodiversität ist durch selbstorganisierte Prozesse sehr eng mit der abiotischen Heterogenität des Standortes gekoppelt. Sie gilt als eine der entscheidenden Zielgrößen des Naturschutzes.

In enger Beziehung zur Biodiversität finden sich in den gängigen naturschutz-orientierten Bewertungsverfahren immer wieder die Indikatorengruppen:

- Natürlichkeit
- Vielfalt
- Seltenheit
- Gefährdung
- Repräsentanz

¹⁴¹ Vgl. MÜLLER/NIELSEN (1996).

Sie werden großenteils durch das Funktionalitäts-Indikations-Konzept berücksichtigt, wenn wir annehmen, daß

- der am Integritätskonzept orientierte Gesamtindikatorensatz den Begriff der Natürlichkeit ausreichend ausfüllt,
- der Beobachtung der Vielfalt ausreichend Platz eingeräumt wird,
- die Abschätzung der Gefährdung ein Ergebnis der Indikation sein wird,
- die Repräsentanz u. a. durch die Meßstellenauswahl Berücksichtigung findet.

Damit verbleibt der Bewertungsaspekt der **Seltenheit** außerhalb des angestrebten Rahmens; er muß auch weiterhin vor allem unter dem Naturschutzaspekt vertreten werden. Innerhalb der UGR könnten am ehesten aus der Ökologischen Flächenstichprobe Hinweise auf dieses Kriterium abgeleitet werden.

• Hierarchisierung und Organisation

Diese Größen stellen gewissermaßen abstrakte und zusammenfassende systemanalytische Charakteristika der beobachteten Ökosysteme dar. Für ihre Indikation müssen abgeleitete Größen gefunden werden. Sie äußern sich z.B. in Komplexitätsmaßen, in der Anzahl inkorporierter Skalenniveaus, die sich anhand von geostatistischen Raumanalysen und Zeitreihenanalysen ermitteln lassen, oder in der relativen Konstanz spezifischer Zustandsvariablen. Ein wichtiges Kriterium der Hierarchisierung ist das **System der Signalfilterung**. Systeme unter Steady-State-Bedingungen sind nämlich relativ gut in der Lage, externe Störungen zu filtern und zu puffern. Das heißt, daß die interagierenden Prozesse auf ihren "normalen" Scales weiteroperieren: Die Zustandsvariablen dieser Prozesse verhalten sich invariant, ihre Frequenzen und Amplituden bleiben von einer Störung unbeeinträchtigt. Mit zunehmender Annäherung an eine Instabilität verändert sich dieses Signalfilterungs-Regime. Ehemals langsame Prozesse operieren plötzlich schnell, und sie verändern ihre typischen Amplituden, so daß die Varianz der Meßwerte erhöht wird. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit, das Zeitreihenverhalten der aufgenommenen Indikatoren intensiv zu bearbeiten und zu charakterisieren, denn dies gibt Aufschluß über die Festigkeit und Belastbarkeit der ökosystemaren Beziehungsgefüge. Die Bewertung dieser stark integrativen Kriterien sollte auf der Basis des Indikatorensatzes als wichtiger Bestandteil der Datenaggregation möglich sein.

Anhand der konzentrierten Informationen aus den Funktionalitätsvariablen können entscheidende **Charakteristika des Ökosystemzustands** erfaßt und - räumlich und zeitlich - verglichen werden. Die Zielfunktionen sollten theoretisch für jeden Ökosystemtyp spezifisch darstellbar sein, und zwar hinsichtlich ihrer aktuell zu beobachtenden Ausprägung und hinsichtlich ihres Sollwerts. Die Abbildung 3.2.2.2-1 in Abschnitt 3.2.2.2 zeigt als sogenanntes Amöbendiagramm die graphische Darstellung der potentiellen Ausprägung von Goal Functions für ein hypothetisches Agrarökosystem¹⁴² im Vergleich zum Sollkreis (window of viability).

Demnach sind **Agrarökosysteme** durch eine Maximierung der Produktion geprägt. Dies hat zur Folge, daß Signalfilterung und Organisation unterhalb der Ausprägung eines nachhaltigen Systems liegen. Das System ist in dieser Form nicht überlebensfähig. Es würde sich im Verlaufe einer Sukzession stark verändern, allerdings würde diese Veränderung in Richtung des dargestellten konzentrischen Ringes verlaufen. Die Diversität ist im Modellfall gering, und die

¹⁴² MÜLLER (1997).

Speicherkapazität des Agrarsystems und seiner Böden sind stark herabgesetzt; dadurch kommt es zu extremen Verlusten. Ebenfalls "ungesund" sind die Prozesse der Kreislaufführung dieses genutzten Systems, ähnlich wie die Effizienz der Energieverarbeitung.

Die jeweiligen Ergebnisse der Indikation können für alle Ökosystemtypen im terrestrischen Bereich verwendet werden. Dies gilt auch für genutzte Ökosysteme und Ausschnitte der Kulturlandschaft, denn die Entfaltung der Zielfunktionen tritt auch in diesen Systemen in Kraft: Anthropogene Einflüsse schränken die Freiheitsgrade der System-entwicklung ein, können diese aber nicht verhindern oder ersetzen. Daher ist eine Integritätsbewertung für alle Systemtypen möglich, und der an Entwicklungstendenzen orientierte Bewertungsansatz kann in allen Einzelfällen für eine **Dokumentation der Qualität von Ökosystemen** genutzt werden.

5.2.3 Berechnung der Funktionalitätsindikatoren

Die theoretische Formulierung der Funktionalitätsindikatoren basiert auf dem Systemverständnis, das die Ökosystemtheorie vom ökosystemaren Wirkungsgefüge entwickelt hat. Zunächst qualitativ, in zunehmenden Maße auch quantitativ läßt sich dieses Systemverständnis in Form von Modellen ausdrücken: Während zunächst beschreibende **Modelle** zur prinzipiellen Vorstellung von Ökosystemen und ihrer Funktionsweise im Vordergrund standen (vgl. Abschnitt 3.2.2), werden in zunehmenden Maße Simulationsmodelle konzipiert, die - mit entsprechenden Inputdaten versehen - die Funktionsweise und Entwicklung von Ökosystemen quantifizieren können. Letzlich sind es solche Modelle, mit Hilfe derer auch die Goal Functions berechnet werden können. Dabei lassen sich zu einzelnen Teilbereichen wie z.B. Wasserhaushalt, Energiehaushalt, Stoffhaushalt oder biozönotischer Struktur Teilmodelle formulieren, die jeweils spezifische Inputs in Form von zu erhebenden Parametern erfordern und wiederum eine Reihe von Modellvariablen als Output liefern. Alle diese Größen zusammen lassen sich modellmäßig wiederum zu den Goal Functions verdichten.¹⁴³

5.3 Indikatoren der physischen Struktur

Die in den folgenden **Listen** zusammengestellten Indikatoren dienen der Beschreibung des Umweltzustandes unter dem Aspekt der Struktur. Die belebte Umwelt wird in ihrer sichtbaren Erscheinungsform auf verschiedenen Maßstabsebenen und nach geeigneten sachlichen und räumlichen Klassifikationen erfaßt und dargestellt. Im konzeptionellen Rahmen des Projekts sind die Akzeptorebenen Landschaft¹⁴⁴ bzw. Ökosysteme¹⁴⁵ betroffen (siehe Abschnitt 4.2.3). Akzeptoren auf der Landschaftsebene sind CORINE- Bodenbedeckungsklassen (zur Klassifizierung siehe Übersicht 4.8.2.2-1 in Abschnitt 4.8.2.2) und Naturräume (siehe Aufzählung in Abschnitt 4.8.2.3), auf der Ökosystemebene verschiedene Arten von Biotopen¹⁴⁶. Indikatoren der physischen Struktur - soweit sie über die Ökologische Flächenstichprobe erhoben werden - betreffen Landschaften oder Ökosysteme jeweils als Ganzes. Eine Differenzierung nach Um-

¹⁴³ Eine Liste zu erhebender Basisdaten (als Modell-Input) und von errechneten Variablen (Modell-Output) ist der Studie von MÜLLER (1997) zu entnehmen.

¹⁴⁴ Zu verstehen als räumliche Einheit verschiedener benachbarter Ökosysteme; Akzeptorebene I.

¹⁴⁵ Akzeptorebene II.

¹⁴⁶ Zur Klassifizierung siehe Schlüssel in BACK et al. (1996).

weltbestandteilen (wie Pflanzen oder Tiere)¹⁴⁷ erfolgt hier deshalb nicht, weil die Beobachtung von Organismen zum Zwecke der Beschreibung des Ökosystems als Ganzem dienen soll und nicht, um Verbreitung und Vorkommen einzelner Arten zu beschreiben. Die Indikatoren sind im wesentlichen deskriptiv und als Bestandsgrößen formuliert und sollen im Sinne der Struktur-Perspektive Ausstattung bzw. Zustand von Landschaften oder Ökosystemen dokumentieren.

Die folgenden Übersichten 5.3-1 bis 5.3-4 listen im Projekt neu konzipierte Indikatoren, zu ihrer Konstruktion benötigte Merkmale und die durch sie zu beschreibenden Sachverhalte bzw. Indikanda auf. Diese Indikatoren können in Zukunft unter der Voraussetzung gebildet werden, daß die notwendigen Daten als **Primärdaten** über das Verfahren der Ökologischen Flächenstichprobe (siehe Abschnitt 8) neu erhoben werden. Diese Listen kennzeichnen den Bearbeitungsstand vor Beginn der Testphase des Indikatorenprojekts. Soweit die Testphase Anhaltspunkte für die Umsetzbarkeit der vorgeschlagenen Indikatoren lieferte, wurden die Listen später entsprechend modifiziert (siehe Abschnitt 8.11).

Die über die Ökologische Flächenstichprobe zu gewinnenden Indikatoren gliedern sich in **vier Gruppen**:

- Indikatoren der Landschaftsqualität,
- Indikatoren der Biotopqualität,
- Indikatoren für Flora,
- Indikatoren für Fauna.

Konzept und Herleitung der Indikatoren sind in den Abschnitten 8.1 bis 8.5 ausführlicher beschrieben. Dort finden sich auch weitere inhaltliche Erläuterungen.

¹⁴⁷ Das hieße: Akzeptorebene III.

Übersicht 5.3-1: Indikatoren der Landschaftsqualität (Bodenbedeckungstyp „Landwirtschaftliche Flächen“)

Übergeordneter Sachverhalt	Spezielles Indikandum	Indikator
Nutzungsintensität	Natürlichkeitsgrad	Flächenanteile natürlicher und naturnaher Biotoptypen in %
	Versiegelungsgrad	Anteil versiegelter Fläche in %
	Erosionsgefährdung durch Wasser, Verarmung von Ackerböden	Flächenanteil von Acker, Weinbau und Intensivgehölzen mit einer Hängeigung > 9%
	Zerschneidung und Isolation der Lebensräume von Arten	Gesamtlänge aller Verkehrswege (breiter 5 m) außerhalb von Siedlungen pro km ²
Strukturvielfalt	Biotopvielfalt/ Vielfalt von Lebensbedingungen	Anzahl nichttechnischer Biotoptypen pro km ²
	Monotonie von Lebensbedingungen	Durchschnittliche Parzellengröße von Acker- und Weinbauflächen in ha
	Dichte linienhafter Rückzugsgebiete und Ausbreitungsachsen wildlebender Arten	Länge linienhafter Elemente/Saumstrukturen pro km ²
	Dichte von Kleinbiotopen als Rückzugsgebiete und Ausbreitungszentren für wildlebende Arten	Anzahl von Kleinbiotopen pro km ²
	Dichte der kleinräumigen Trittstein- und Verbundstruktur für Arten mit geringem Aktionsradius	Mittlere Anzahl von Quadranten pro km ² , in denen gliedernde Strukturelemente vorkommen Mittlere Anzahl von Quadranten pro km ² , in denen flächenhafte gefährdete Biotope vorkommen
Seltenheit/ Gefährdung	Vorkommen seltener und gefährdeter Biotope als Lebensraum wildlebender Arten	Flächenanteil verschieden stark gefährdeter Biotoptypen (gemäß Roter Liste) in %

Die Indikatoren der Landschaftsqualität (Übersicht 5.3-1) wurden für den landwirtschaftlich genutzten Raum Deutschlands (Akzeptorebene Landschaft, Akzeptor „Landwirtschaftliche Flächen“ als Kategorie nach CORINE Land Cover) formuliert¹⁴⁸. Für die in einer bundesweiten Hauptehebung der Ökologischen Flächenstichprobe darüberhinaus zu berücksichtigenden Bodennutzungskategorien wie Wälder und naturnahe Flächen müssen die Indikatoren entsprechend variiert und ergänzt werden. Sie folgen aber der gleichen Logik und dem gleichen Muster.¹⁴⁹

¹⁴⁸ Umfaßt Agrarflächen, die > 25 ha sind, und enthält darin automatisch alle Flächen anderer Bodenbedeckungsarten, sofern sie kleiner als 25 ha sind.

¹⁴⁹ An die Berücksichtigung der urbanen Räume in der Flächenstichprobe ist vorläufig nicht gedacht; sie erfordert eine veränderte Konzeption.

Übersicht 5.3-2: Indikatoren der Biotopqualität für ausgewählte Biotoptypen

Aggregierter Indikator (Gliederungsnummern der Ökosystemtypen gemäß Übersicht 5.1.2-2)	Qualitätsmerkmale (Einzelindikatoren) (dargestellt als Flächenanteile verschiedener Ausprägungen in %)
Biotopqualität von Fließgewässern (20, 21, 22)	Böschung/Rain Vegetation Sohle/Ufer Ufersaum/Verlauf
Biotopqualität von stehenden Gewässern (23, 24)	Vegetation Ufersaubau Ufersaum
Biotopqualität von Ackerflächen (30)	Boden Böschung/Rain Breite (Rain) Inklination Vegetation
Biotopqualität von Weinbauflächen (31)	Begleitbiotoptypen Bodenoberfläche Krautschicht
Biotopqualität von Intensivgehölkulturen (32)	Alter Bodenoberfläche Krautschicht
Biotopqualität von Streuobstwiesen (33)	Altersklassen Gehölzarten (Anzahl) Streuobstunterwuchs Totholz
Biotopqualität von Binnen-Grünländern, Salzgrünländern und Hochgebirgsrasen (34, 51)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Stoffeintrag Störungszeiger
Biotopqualität von Staudenfluren/-säumen (52)	Breite Vegetation (Ausprägung) Vegetation Strukturen
Biotopqualität von Zwergstrauchheiden (53)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Störungszeiger Strukturen
Biotopqualität von Mooren und Sümpfen (54)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Störungszeiger
Biotopqualität von Rieden und Röhrrieten (35)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Störungszeiger
Biotopqualität von Feldgehölzen, Feldgebüsch- en und Hecken (59)	Alter Altersklassen Gehölzarten (Anzahl) Ausmaß der Schädigung Zustand
Biotopqualität von Wäldern (40, 41)	Gehölzarten (Anzahl) Krautschicht Totholz Wald-Bestandsalter Waldbewirtschaftung Waldrand/-saum

Die **Indikatoren der Biotopqualität** (Übersicht 5.3-2) gelten für ausgewählte Biotoptypen aus dem Gesamtbestand der in Deutschland anzutreffenden Typen. Lediglich spezielle Typen (z.B. das Wattenmeer), die möglichst durch Sekundärdaten über bereits bestehende Beobachtungsprogramme abgedeckt werden sollten¹⁵⁰, wurden bei der Gesamtheit der für eine Auswahl zur Verfügung stehenden Typen bewußt nicht einbezogen. Eine Zuordnung der Indikatoren der Biotopqualität zu einzelnen Sachverhalten wie Nutzungsintensität, Strukturvielfalt oder Gefährdung ist nicht möglich. Die aufgelisteten aggregierten Indikatoren setzen sich jeweils aus einzelnen, biotoptypspezifischen Qualitätsmerkmale (Einzelindikatoren) zusammen. Allerdings ist die Synthese der Qualitätsmerkmale bzw. die Selektion eines der Merkmale für jeweils einen typspezifischen Biotopqualitätsindikator noch nicht vollzogen und bleibt künftiger fachlicher Diskussion vorbehalten. Eine solche Synthese hätte einen starken normativen Gehalt und wäre unvereinbar mit einem deskriptiven Indikatorenset. Deshalb spricht viel dafür in einem deskriptiven System zunächst die Qualitätsmerkmale als Indikatoren einzubeziehen.

Als **Indikatoren für die Artenebene** (Flora, Fauna) wurden alle diejenigen im Konzept zur Artenebene in der ÖFS¹⁵¹ vorgeschlagenen Indikatoren aufgenommen, die folgenden Kriterien genügen:

- Sie beziehen sich jeweils auf die standardisierten Untersuchungseinheiten (plotbezogen) im Biotop und beschreiben nicht das ganze Biotop,
- sie beziehen sich nicht auf einzelne Arten, sondern auf die Gesamtheit der vorgefundenen Arten oder vorgefundenen ausgewählten Artengruppen (das Indikatorensystem würde durch eine an Arten gebundene hohe Anzahl von Indikatoren gesprengt),
- sie sind statistisch hochrechenbar.

Darüber hinaus gibt es weitere Indikatoren zur Beschreibung der Artenebene, die durchaus von naturschutzfachlichem Interesse sind, aber nicht für die nationale Ebene hochgerechnet werden können und daher für das Indikatorensystem ungeeignet sind¹⁵².

Die **Indikatoren für Flora** in Übersicht 5.3-3 können in der dargestellten Form im Prinzip für jeden mit Pflanzen besiedelten Biotoptyp erhoben werden. Nur aus Gründen des Erhebungsaufwands wurden die wichtigsten zu untersuchenden Biotoptypen ausgewählt (siehe Abschnitt 8.5.2). Die vorgeschlagenen Indikatoren beschreiben ein breites Spektrum von Möglichkeiten und bilden teilweise das gleiche Indikandum ab. Die hier als Ergebnis konzeptioneller Überlegungen widergegebene Liste bildet die Grundlage für eine Auswahl, die in beschränktem Umfang nach der Testphase, insgesamt aber erst nach einer bundesweiten Haupterhebung getroffen werden kann. Erst dann kann entschieden werden, welche Vorschläge sich als praktikabel erweisen und sinnvoll umsetzbar sind.

¹⁵⁰ Sekundärstatistische Daten zu Strukturmerkmalen im Wattenmeer konnten im Rahmen des Projekts noch nicht berücksichtigt werden, da es derzeit verfrüht ist, sinnvolle zentrale Indikatoren auszuwählen. Trotz vergleichsweise hoher Beobachtungsdichte, z.B. in den Nationalparks, besteht keine einheitliche Datenlage für das Wattenmeer, und es müssen weitere Klärungen hinsichtlich des Monitoring abgewartet werden.

¹⁵¹ SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN et al. (1996).

¹⁵² Siehe die Zusammenstellungen in SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996).

Übersicht 5.3-3: Indikatoren für Flora

Indikandum	Indikator (bezogen auf standardisierte Untersuchungsplots)
Floristische Artenvielfalt	Durchschnittliche Artenzahl von Gefäßpflanzen
	Durchschnittliche Artenzahl pro Bestandschicht in %
Floristisch-strukturelle Vielfalt	Durchschnittliche Evenness (Gleichverteilung der Arten)
Floristische und strukturelle Vielfalt, Störungsgrad	Durchschnittliche Anteile verschiedener Gruppen (Arten) soziologischen Verhaltens in %
	Durchschnittliche Anteile verschiedener Gruppen von Lebensformen in %
Strukturelle Vielfalt, ggf. Immissionwirkungen	Durchschnittliche Anteile verschiedener Blattmorphologietypen in %
Stabilität und Produktivität des Standorts	Durchschnittliche Gesamtdeckung der Bestandsschichten in %
Produktivität des Standorts, bestandsinterne Konkurrenzverhältnisse	Durchschnittliche Höhe der einzelnen Vegetationsschichten in cm
	Durchschnittliche Anzahl der Vegetationsschichten
	Durchschnittlicher Deckungsgrad der Bestandsschichten in %

Indikandum	Indikator (bezogen auf standardisierte Untersuchungsplots)
Stress am Standort hinsichtlich Störung und Ressourcenverfügbarkeit	Durchschnittliche Anteile verschiedener Strategietypen in %
Standortbedingungen hinsichtlich Nährstoffversorgung und Nutzungsintensität	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Stickstoffzahl
	Ökologischer Zeigerwert: Anteil an Magerkeitszeigern in %
Feuchteverhältnisse und nutzungsbedingte Feuchteveränderung	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Feuchtezahl
	Ökologischer Zeigerwert: Anteil an Trocken-/Feuchtezeigern in %
Großräumige langfristige Klimaverschiebungen	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Kontinentalitätszahl
Nutzungsbedingte Bodenveränderungen, Bodenreaktion	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Reaktionsszahl
Kultureinfluß auf Standort	Durchschnittlicher Hemerobiewert
	Durchschnittlicher Anteil von Zeigerarten niedriger Hemerobie in %
Bedeutung des Biotoptyps für floristischen Artenschutz	Durchschnittliche Anzahl seltener Pflanzenarten
Bedeutung des Biotoptyps für Schutz gefährdeter Arten	Durchschnittliche Anzahl von Arten der 'Roten Liste'

Auch die in Übersicht 5.3-4 genannten **Indikatoren der Fauna** sind nicht biotoptypspezifisch, werden aber wie dort aus Gründen des Erhebungsaufwands nur für ausgewählte Biotoptypen erhoben. Darüberhinaus wurde - wiederum aus Gründen des Aufwands - auch eine Auswahl der für die Beobachtung zu empfehlenden Tierartengruppen vorgenommen (siehe Abschnitt 8.5.5). Dies bedeutet, daß im Fall der Fauna durch einen notwendigen weiteren Selektionsschritt der Aussagegehalt statistisch repräsentativer Indikatoren a priori schwerer einzuschätzen

zen ist als bei der Flora. Als Beispiele für naturschutzfachlich interessante, artbezogene Indikatoren für Fauna werden an dieser Stelle erwähnt:

- Der Flächenanteil, in dem die Art einer Artengruppe vorkommt, in % (indiziert die Dominanzstruktur bzw. die Verbreitung von Arten und Habitatsveränderungen),
- die Häufigkeit der Arten einer Artengruppe nach Klassen (indiziert die Vitalität und die Populationsgröße einzelner Arten).

Auch bei der Fauna haben die vorgeschlagenen Indikatoren der Liste Auswahlcharakter. Teilweise verstecken sich hinter einer Nennung (z.B. „Durchschnittlicher Anteil eines Anspruchstyps“) mehrere Indikatoren (in Form unterschiedlicher Anspruchstypen), die je nach der erfaßten Artengruppe und deren Aussagegehalt noch genau festzulegen sind. Wie auch bei der Flora kann die Testphase nur in beschränktem Umfang zu einer **praxisgerechten Konkretisierung** der vorgeschlagenen Indikatoren führen. Dies gilt umso mehr, als das Verfahren nur für wenige Artengruppen getestet werden konnte. Hier können nur weitere Nutzungen und intensive Diskussionen (siehe auch Abschnitt 5.1.1) sowie der stufenweise Ausbau einer Haupterhebung (siehe Abschnitt 8.5.6) zu den notwendigen Konkretisierungen führen.

Übersicht 5.3-4: Indikatoren für Fauna

Indikandum	Indikator (bezogen auf standardisierte Untersuchungsflächen im Biotoptyp)
Faunistische Artenvielfalt	Durchschnittliche Artenzahl einer Artengruppe
Habitatsveränderungen über lange Zeiträume	Durchschnittliche Evenness (Gleichverteilung der Arten)
Nutzungsintensität, spezifische Standortbedingungen und Habitatsveränderungen	Durchschnittlicher Anteil eines Anspruchstyps (z.B. stenök) an der Gesamtartenzahl der Artengruppe in % (Ökologische Anspruchstypen)
Bedeutung des Biotoptyps für den Schutz gefährdeter Arten	Durchschnittliche Anzahl gefährdeter Arten der Roten Liste (Gefährungsgrad)

Die Übersicht 5.3-5 stellt solche Indikatoren zur physischen Struktur zusammen, die ohne das Instrument der Ökologischen Flächenstichprobe auf der Basis der bundesweit bereits vorhandenen **Sekundärdaten** gebildet werden können. Hier können prinzipiell auch Umweltbestandteile ohne Ökosystembezug (z.B. Pflanzen und Tiere, als Akzeptor-ebene III) dargestellt werden, da Pflanzen und Tiere national nicht zum Zwecke der Beschreibung bestimmter Ökosysteme beobachtet werden. Für diese Indikatoren erfolgt kein Praxistest.

Übersicht 5.3-5: Nationale Indikatoren der physischen Struktur aus vorhandenen Datenquellen

Indikandum	Indikator
Gefährdung von Lebensraumtypen	Anteil gefährdeter Biotoptypen an allen in Deutschland vertretenen nichttechnischen Biotoptypen in %
Gefährdungsgrad von Wirbeltieren	Anteil gefährdeter wildlebender Wirbeltierarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Wirbeltierarten in %
Gefährdungsgrad von Säugetieren	Anteil gefährdeter wildlebender Säugetierarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Säugetierarten in %
Gefährdungsgrad von Vögeln	Anteil gefährdeter Vogelarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Vogelarten in %
Gefährdungsgrad von Reptilien	Anteil gefährdeter Reptilienarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Reptilienarten in %
Gefährdungsgrad von Amphibien	Anteil gefährdeter Amphibienarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Amphibienarten in %
Gefährdungsgrad von Fischen und Rundmäulern	Anteil gefährdeter Fische und Rundmäulerarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Pflanzenarten	Anteil gefährdeter wildlebender Arten von Farn- und Blütenpflanzen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Moosen	Anteil gefährdeter Arten von Moosen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Flechten	Anteil gefährdeter Arten von Flechten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Algen	Anteil gefährdeter Arten von Algen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Pilzen	Anteil gefährdeter Arten an Pilzen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %

Quantitative Indikatoren zum Vorkommen von Bodenbedeckungstypen (z.B. aus CORINE Land Cover, Landschaftsebene) bzw. von Bodennutzungstypen werden hier nicht als Indikatoren berücksichtigt, da die Aussagen in den UGR mit anderen Methoden gemacht werden können (siehe Abschnitt 5.1.1). Derartige **ergänzende Bilanzen** zu den Strukturindikatoren zeigen wichtige Sachverhalte auf (z.B. eine approximative Indikation des Versiegelungsgrads auf der Basis von Daten der regelmäßigen Flächenerhebungen oder eine Angabe der Flächenanteile von Feuchtgebieten).

Es besteht zudem die Möglichkeit, Strukturindikatoren über die Flächenanteile von Bodenbedeckungstypen hinaus aus der **Bodenbedeckungserhebung** abzuleiten. Die Ergebnisse dieser bundesweiten Erhebung werden Mitte 1997 zum ersten Mal veröffentlicht; eine Definiti-

on möglicher Indikatoren kann dann getestet werden (z.B. zur durchschnittlichen Größe von Bodenbedeckungstypen).

Die Übersicht 5.3-5 zeigt, daß die darüberhinaus verbleibende Anzahl der auf der Basis vorhandener Daten zu bildenden nationalen Strukturindikatoren äußerst begrenzt ist und sich auf Zuweisungen des **Gefährdungsgrades** von Biotoptypen und Arten beschränkt.

- Der Indikator „Anteil gefährdeter Biotoptypen“ basiert auf einer Expertenzuweisung verschiedener Gefährdungsgrade zu den in Deutschland vorkommenden nichttechnischen Biotoptypen, die erstmalig 1994 vorgenommen wurde.¹⁵³ Flächenanteile für die gefährdeten Typen können damit - wie es mit der Ökologischen Flächenstichprobe möglich ist - nicht angegeben werden.
- Tier- und Pflanzenarten werden über Expertenbeurteilung verschiedene Gefährdungsklassen zugewiesen. Entsprechende Rote Listen veröffentlicht das Bundesamt für Naturschutz für einige Artengruppen der Flora bzw. Fauna in unregelmäßigen Zeitabständen.

Diese **Rote-Liste Indikatoren** sind, wie die entsprechenden Gefährdungsindikatoren der ÖFS, an der Grenze von Deskription und Bewertung anzusiedeln. Sie haben jedoch insofern einen anderen Aussagegehalt als die in der ÖFS erhobenen Gefährdungsindikatoren, als

- sie nicht nach bestimmten Lebensräumen differenzieren, sondern nur Aussagen für Deutschland insgesamt (alle geeigneten Biotoptypen) zulassen¹⁵⁴,
- sie nicht (regelmäßig) erfaßt und hochgerechnet werden,
- das Spektrum der Artengruppen, über die berichtet wird, größer ist.

Zur Dokumentation der Strukturindikatoren in Form von Kennblättern wurde die **Datenbank** genutzt, die zunächst für die Stoffindikatoren konzipiert wurde (siehe Abschnitt 5.4.3). Der Aufbau des Kennblattes ist z.Zt. noch nicht für Strukturindikatoren optimiert. Daher ist die jetzige Form als Dokumentation des Arbeitsstandes und als wichtiges Handwerkszeug für die künftige Arbeit anzusehen. Verbesserungsbedürftig ist beispielsweise die Angabe des Objektbezuges; z.Zt. müssen die in der Maske vorgesehenen Felder für Akzeptoren noch frei bleiben, da sie für die Angabe des Ökosystembezuges - einheitlich nutzbar für Stoff- und Strukturindikatoren - noch adäquat strukturiert werden müssen. Dann ist auch eine sinnvolle Übersicht möglich, die zeigt welches Ökosystem mit welchen Indikatoren (für Stoffe und Struktur) insgesamt beschrieben werden soll.

Die **Kennblätter** für Indikatoren der physischen Struktur (zu einem Muster siehe Anlage 1) wurden für 34 Indikatoren erstellt. Um den Umfang der Unterlagen zu beschränken, wurde für Indikatoren gleicher oder ähnlicher Konstruktion (z.B. hinsichtlich der Biotopqualität verschiedener Biotoptypen, bei alternativen Konstruktionen der Indikatoren zu ökologischen Zeigerwerten oder bei Indikatoren zu den Gefährdungsgraden verschiedener Artengruppen) jeweils nur ein Kennblatt beispielhaft ausgefüllt.

¹⁵³ RIECKEN/RIES/SSYMANK (1994).

¹⁵⁴ Methodisch gesehen entsprechen sie somit einer Totalerhebung, nicht einer Stichprobe, bei der allerdings die standardisierte Erhebung vor Ort durch Experteneinschätzung auf der Basis des vorhandenen Wissens und Datenmaterials ersetzt wird.

5.4 Indikatoren für Stoffe

Gegenstand der Zustandsbeschreibung sind die Akzeptoren, in denen sich (stoffliche) Umweltbelastungen der Verursacher einzeln oder als Summe manifestieren. Aus der stofflichen Perspektive werden dabei sowohl wichtige Facetten der Einwirkung berücksichtigt, als auch die hieraus resultierende Umweltqualität und ihre Veränderungen. Dies kann Indikatoren einschließen, die sich nicht explizit auf bestimmte (Schad-)Stoffe beziehen, sondern deren **ökologische Wirkungen** indizieren. Angestrebt wird keine Stoffberichterstattung, sondern eine Erfassung des Zustandes von Umweltbestandteilen, auch in ihrem ökosystemaren Kontext.

Akzeptoren auf der **Ebene III** (biotische und abiotische Umweltbestandteile) sind

- Pflanzen
- Tiere
- Böden und Sedimente.

Diese bilden zugleich zentrale Bestandteile von Ökosystemen.¹⁵⁵ Durch ihre Zuordnung, Kombination und Zusammenschau ist somit auch eine Beschreibung von Ökosystemtypen bzw. Biotoptypen (Akzeptorebene II) möglich, insbesondere wenn die entsprechenden Indikatoren regionalisierbar sind.

Ferner gibt es Akzeptoren der Ebene III, die **nicht** bestimmten Ökosystemen zuordenbar sind. Es handelt sich um

- Grundwasser und
- Atmosphäre.

Festzuhalten ist, daß alle Indikatoren zur Beschreibung von Umweltbestandteilen wie von Biotoptypen unter dem Blickwinkel Stoffe nicht neu erhoben werden; ihre informatorische Grundlage bilden **Sekundärdaten** (vgl. Abschnitt 4.4: Zum Verhältnis von Blickwinkeln und Erhebungsmethoden). Vorschläge für etwaige neue Indikatoren würden demzufolge ebenfalls auf bestehende Beobachtungsprogramme zurückgreifen müssen oder - wenn noch keine Daten existieren - in den Zuständigkeitsbereich von Umweltschutzbehörden des Bundes und der Länder bzw. wissenschaftlicher Einrichtungen fallen, sollte es um eine Neukonzeption von Erhebungen gehen.

Die folgenden Abschnitte befassen sich zuerst mit Leitlinien für die Bestimmung und Auswahl von stofflichen Indikatoren, dem schließt sich eine Übersichtsliste der relevanten Indikatoren an¹⁵⁶ sowie eine kurze Skizzierung der erforderlichen Datenbank für ihre EDV-gestützte Dokumentation. Den Abschluß bilden Überlegungen zur Aggregation von Einzelparametern, da viele Indikatoren Aussagen mittels einer Anzahl verschiedener Stoffe (Parameter) treffen.

¹⁵⁵ Wobei Tiere hier eine untergeordnete Rolle spielen, da sie aufgrund ihrer Mobilität häufig nicht exakt genug einem Biotoptyp bzw. seiner stofflichen Beeinträchtigung zuordenbar sind.

¹⁵⁶ Die Liste ist im Zuge neuer Erkenntnisse während des Projektverlaufes noch modifiziert worden, siehe Abschnitt 9.6: Aktueller Stand der Indikatoren für Stoffe.

5.4.1. "Bottom-up"-geleiteter Ansatz

Zum Blickwinkel der Stoffe liegt eine Vielzahl an Basisdaten, nationalen und internationalen Indikatorenvorschlägen und Ansätzen der Umweltbeobachtung vor. Für den Aufbau und die Auswahl des Indikatorensets für Stoffe wurden daher mehrere Leitlinien und Kriterien entwickelt.¹⁵⁷ Da sich dieser Teil der Umweltzustandsindikatoren auf **Sekundärdaten** stützen muß, ist zuerst ein **"bottom-up"-Ansatz** gewählt worden. Er garantiert, daß bereits entwickelte Konzepte, Indikatoren und Kenntnisse der nationalen und internationalen Umweltberichterstattung ausgewertet und berücksichtigt sind. Nur so ist überhaupt die Chance hinreichend verfügbarer Datenbestände gegeben, wenn auch um den Preis einer Heterogenität. Innovative Indikatorenvorschläge sind dadurch natürlich nicht ausgeschlossen. Die fachliche Begründung für das vorliegende Indikatorenset stützt sich auf die folgenden Leitlinien.¹⁵⁸

1) Inhaltliche Schwerpunktsetzungen:

Die Perspektive der stofflichen Beeinträchtigung des Umweltzustandes beinhaltet Schwerpunktsetzungen, die den Aspekten ökologischer Tragfähigkeit und Erhaltung der ökologischen Funktionen des Naturhaushaltes Rechnung tragen. Deshalb sollen insbesondere die Folgen permanenter Belastungen und persistenter Stoffe für den Umweltzustand dokumentiert werden. Demgegenüber ist weniger beabsichtigt, kurzfristige Veränderungen in den Umweltmedien selbst für das UGR-Berichtssystem zu dokumentieren.

- Akzeptor Waldböden: Versauerungsprozesse

In Wäldern liegen die Depositionsraten atmosphärisch eingetragener Schadstoffe ca. dreibis vierfach über denen im Freiland. Durch den höheren Auskämmeffekt stellen Waldökosysteme generell das am besten geeignete Beobachtungsobjekt für Luftbelastungen¹⁵⁹ (außerhalb von Ballungsgebieten) dar. Darüber hinaus wirken in Waldböden natürliche Versauerungsprozesse, deren Effekte durch weiträumige Säureeinträge sowie versauernd wirkende Stickstoffdepositionen noch verstärkt werden. Dieser Akzeptorbereich ist damit zentral für die Erfassung von Umweltbeeinträchtigungen, die auf Versauerungsprozesse und entsprechende Emissionen zurückgehen.¹⁶⁰

Die vorgeschlagenen Indikatoren "Atmosphärische Gesamtsäuredeposition" und "Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems" betreffen hier sowohl die Eintrags- als auch die Wirkungsseite, ergänzt um die "Atmosphärische Deposition von Stickstoffverbindungen" sowie den generellen Indikator "Waldzustand" (nach Zustandsklassen).

¹⁵⁷ Vgl. auch das in der Vorstudie entwickelte "Akteur-Akzeptor-Konzept": ZIESCHANK/VAN NOUHUYS/ RANNEBERG/MULOT (1993).

¹⁵⁸ Die Möglichkeit der Orientierung an einem umfassenden ökologischen Modell wäre methodisch die zweite Alternative gewesen ("Top-down-Ansatz"). Sie fällt eher in den Arbeitsbereich der Ökosystemforschung und bestand im Projekt bezüglich der Stoff-Perspektive noch nicht. Auch ist das Problem fehlender Datenbestände damit nicht bewältigt. Längerfristig ist eine stärkere Verknüpfung von Indikatorausagen der drei Blickwinkel intendiert (vgl. Abschnitt 4.3 sowie Abschnitt 11).

¹⁵⁹ Vgl. hierzu auch: DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994), S. 112 ff.

¹⁶⁰ Zuerst betroffen sind hier vor allem die unmittelbar an den Stämmen liegenden Flächen, weil das Kronendach die Stoffe auffängt und mit den Niederschlägen den Wurzeln zuführt.

- Akzeptor Vegetation in sonstigen naturnahen Ökosystemen: Eutrophierungsprozesse
In den naturnahen Ökosystemen findet sich der größte Prozentsatz aller gefährdeten Pflanzenarten. Ein großer Teil der naturnahen Standorte ist nährstoffarm.¹⁶¹ Dort reagieren viele Pflanzen und Biotope empfindlich auf Stickstoffeinträge aus der Luft. Analog zu den Waldböden hinsichtlich Versauerung, stellen hier Pflanzen das am besten geeignete Beobachtungsobjekt hinsichtlich Eutrophierung dar.

Die zentralen Indikatoren sind "Atmosphärische Deposition von Stickstoffverbindungen" als Flußgröße und "Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems" als Bestandsgröße.

- Akzeptor Agrarökosysteme: Akkumulationsprozesse

In Agrarökosystemen findet die mengenmäßig größte Anreicherung durch zugeführte Stoffe statt. Sie stammen sowohl aus atmosphärischen Einträgen als auch und überwiegend aus beabsichtigten Aufbringungen. Problematisch sind toxische Stoffe (Schwermetalle, organische Schadstoffe) und die Massenströme als solche (Düngemittel, Klärschlamm, Pflanzenbehandlungsmittel). Agrarökosysteme sind durch langjährige Akkumulationsprozesse mit am stärksten betroffen, sie stellen auch einen Beispielfall für langfristige Gefährdungspotentiale dar (Stichwort "long term environmental problems").

Unter dem Mengenaspekt relevante Indikatoren sind: "Düngemittel-Einsatz", "Klärschlamm-Ausbringung" oder "Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen". Die Akkumulationsproblematik von (zudem meist toxischen) Stoffen wird durch folgende Indikatoren behandelt: "Pflanzenschutzmittel-Einsatz", "Atmosphärische Deposition von Schwermetallen", "Schwermetall-Gehalte im Boden", "Gehalt an Dioxinen und Furanen" sowie "PAK-, PCB-, HCH- und HCB-Gehalte". Einige Indikatoren betreffen beide Aspekte, beispielsweise "Klärschlamm-Ausbringung" und "Düngemittel-Einsatz" (Schwermetallproblematik).

- Akzeptor Grundwasser: Irreversible Kontamination und Funktionsverluste ökologischer Systeme

Der Akzeptorbereich Grundwasser ist quasi ein Auffangbecken mit dokumentarischem Charakter hinsichtlich aller historisch wechselnden Nutzungen der Landschaft und der absichtlichen oder unabsichtlichen Ausbringung von Stoffgemischen. Schwer abbaubare Stoffe bleiben lange erhalten. Daraus resultierende Schäden erfordern schwierige und kostspielige Sanierungsmaßnahmen, deren Erfolg zudem höchst unsicher ist. Grundwasserbelastungen belegen die vergangenen umweltrelevanten Aktivitäten und weisen zugleich auf erst anstehende stoffliche Verlagerungsprozesse hin (mobiler Schadstoffe wie Nitrat gehen anderen sozusagen voraus). Diese Verlagerungs- und Auswaschungsprozesse lassen sich generell als Zeichen zunehmenden Versagens der Aufnahmekapazitäten von Ökosystemen verstehen.¹⁶² In jedem Fall stellt sich hier die Problematik der Irreversibilität von Umweltbeeinträchtigungen und, damit verbunden, die Frage nach mehr "vorsorgenden" umweltökonomischen und politischen Strategien.

¹⁶¹ Nach ELLENBERG (1990) sind 65 bis 80% der als gefährdet eingestufenen Pflanzenarten auf diese Umweltbedingungen angewiesen. Ihre Nivellierung durch ubiquitäre Stickstoffdepositionen ist nach Ansicht vieler Experten im Naturschutz eines der gravierendsten Probleme (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN - Gutachten 1994, S.117 und die dort zitierte Literatur).

¹⁶² LATOUR et al. gebrauchen für diesen Sachverhalt auch den Begriff "ecosystem health". Vgl. LATOUR/REILING/WIERTZ (1994), S. 183-199.

Indikatoren für Funktionsverluste "vorgelagerter" Ökosysteme und für in der Regel irreversible Grundwasserbeeinträchtigungen sind v.a. "N-Konzentrationen im Sickerwasser unter Waldböden und unter landwirtschaftlichen Flächen", "pH-Werte", "Schwermetall-Gehalte im Grundwasser" oder Gehalte bestimmter organischer Schadstoffe.

- Akzeptor Gewässer: Vielfalt und Veränderung von Umweltbelastungen

Gewässer, und hier vor allem Fließgewässer, spiegeln die Vielfalt der Stoffe im jeweiligen Wassereinzugsgebiet wider. Zum zweiten signalisieren sie durch geeignete Indikatoren auch vergleichsweise kurzfristige Veränderungen von Umweltbelastungen und Umweltqualität. Drittens wird hier besonders deutlich, daß der physische Zustand bzw. die „Morphologie“ und stoffliche Belastungen zusammengenommen die Qualität des Ökosystems charakterisieren, auch wenn dies mit den bestehenden Indikatoren gegenwärtig nur sehr unzureichend abgebildet werden kann.

Indikatoren zu den verschiedenen Stoffen sind: "Pflanzenschutzmittel-Gefährdung", "organische Schadstoffe" und "Schwermetalle" (jeweils als Index), "Versauerungsgefahrungsgrad" sowie "Eutrophierungsgefahrungsgrad des Ökosystems". Diese werden ergänzt um den mehr generellen Indikator "Gewässergüte".

2) Parallelisierung versus Minimierung bei der Indikatorenauswahl:

Vieles spricht dafür, die Umweltsituation mehrerer Ökosystemtypen mit möglichst denselben Indikatoren zu bilanzieren, um u.a. übergreifende Qualitätsveränderungen des Naturvermögens erkennen zu können. Aber auch bestimmte "Vorreiter" der Umweltveränderung - Ökosysteme, die früher als andere auf dieselben Einflüsse reagieren - sollen durch vergleichbare Indikatoren identifiziert werden. Demzufolge wurde versucht, eine "Parallelisierung" von Indikatoren für dieselben Beeinträchtigungsschwerpunkte (Versauerung, Kontamination etc.) vorzunehmen. Nachteilig ist, daß hierdurch das Indikatorenset ausgeweitet wird, in einzelnen Ökosystemen aus Angleichungserwägungen möglicherweise über zwei ähnliche Indikatoren erfaßt werden muß (samt entsprechenden Begründungszwängen gegenüber den Erhebungseinrichtungen der Bundesländer) und die Kosten für Datengewinnung wie -verarbeitung unnötig steigen. Der Parallelisierung steht also ein Prinzip der Minimierung entgegen, das mehr auf ähnliche Aussagen (mit unterschiedlichen Indikatoren) und Analogieschlüsse (durch Frühindikatoren beispielsweise) abzielt. Auch die eingangs angeführten inhaltlichen Schwerpunktsetzungen dienen zugleich dem Zweck, ein Ausufern der Indikatorenzahl zu vermeiden.

Unter dem Gesichtspunkt der Vergleichbarkeit von stofflichen Beeinträchtigungen, denen mehrere Ökosystemtypen unterliegen, wurden mehrere Indikatoren ausgewählt: "Ozon-Level", "Schwermetallgehalte in Moosen"; "PAK-Gehalte" oder "HCH-Gehalte" in Böden von Wald-, Agrar- und naturnahen Ökosystemen sowie in Sedimenten von Gewässerökosystemen. Dasselbe gilt für den Indikator "Versauerungsgefahrungsgrad", der für mehrere Ökosysteme herangezogen wird und im Akzeptorbereich Grundwasser stellvertretend über den pH-Wert und "Al-Gehalte" dokumentiert wird.

Unter dem Gesichtspunkt der Verringerung des Indikatorensets lassen sich beispielsweise mediale Belastungsindikatoren betreffend Gewässerorganismen implizit für den Akzeptorbereich

Sedimente nutzen. Gleiches gilt für die Indikatoren "Pflanzenschutzmittel-Einsatz", "Düngemittel-Einsatz" oder "Klärschlamm-Ausbringung", die außer für Agrarökosysteme Relevanz für die (zukünftige) Grundwassersituation besitzen. Auch finden die bodenbezogenen Indikatoren PAK-, PCB- oder HCH-Gehalte keine direkte Entsprechung im Bereich Fließgewässer - obwohl dies möglich wäre - da hier ein von der Fraunhofer Gesellschaft/Schmallenbach entwickelter Indikator bevorzugt wird (Index Substanzengruppe organische Schadstoffe) und eine zusätzliche parallele Dokumentation der Schadstoffe unter Effizienz Gesichtspunkten vernachlässigbar ist.

3) Stoffbezogene Aspekte der Indikatorenauswahl:

- Für die UGR sind insbesondere auch Stoffe wichtig, die bereits von den Massenströmen her einen Effekt induzieren. Auf solche Phänomene beziehen sich demnach vor allem Fluß- und Bestandsgrößen zum Thema Überdüngung, Versauerung, aber auch Indikatoren zum Klimawandel.

Hierunter fallen Indikatoren wie "Klärschlamm-Ausbringung", "Düngemittel-Einsatz"; "atmosphärische Deposition von N-Verbindungen" hinsichtlich terrestrischer Ökosysteme und des Wattenmeers, "Nitrat-Gehalte" im Grundwasser und in Fließgewässern sowie "N-Einträge über Zuflüsse" für das Wattenmeer.

- Auswahlkriterium war ferner, ob bestimmte Stoffe in mehreren Ökosystemtypen als problematisch gelten, man also davon ausgehen kann, daß sie ubiquitär verbreitet sind und außerdem von den jeweiligen Fachkreisen, Umweltbehörden etc. mit Aufmerksamkeit bedacht werden.

Beispiel der PAK-Gehalte, sowie vorherige Überlegungen (unter dem Stichwort Parallelisierung) zum Vergleich der Beeinträchtigung von Ökosystemtypen.

- Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Langlebigkeit (Persistenz) von in die Umwelt eingebrachten Stoffen. Bei ihnen besteht die Gefahr eines permanenten Anreicherungs- und Beeinträchtigungspotentials. Selbst ursprünglich in geringen Mengen hergestellte Substanzen zeitigen so über die Jahre negative Folgen im Naturkreislauf (Schwermetalle, chlorierte organische Verbindungen). Die in der traditionellen Umweltberichterstattung lange vernachlässigten chronischen Wirkungen und Akkumulationsprozesse waren mit ein Anlaß für die Entwicklung des (Akteur-) "Akzeptor"-Konzepts.¹⁶³ Damit verbunden ist die Überlegung, daß auf der Akzeptorseite Stoffanreicherungen in Pflanzen, Böden, Sedimenten etc. leichter zu erfassen sind als viele, sich schnell verändernde Flußgrößen in Ökosystemen. Vereinfacht ausgedrückt sind Akkumulationsindikatoren unter den Rahmenbedingungen knapper ökonomischer und datenmäßiger Ressourcen am ehesten geeignet, auf Gefährdungen von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen hinzuweisen.

Hierzu gehören die verschiedenen Indikatoren zu Schwermetall-Gehalten in Böden und zu langlebigen organischen Schadstoffen wie PAK-, HCH-, HCB- oder PCB-Gehalte in den

¹⁶³ Vgl. ZIESCHANK/VAN NOUHUYS/RANNEBERG/MULOT (1993).

Kompartimenten von Ökosystemen. Diese Indikatoren weisen implizit auf meist hohe Geoakkumulations- oder Bioakkumulationsfaktoren hin.

- Relevant sind schließlich Indikatoren, die unter toxischen Gesichtspunkten eine - möglichst repräsentative - Rolle spielen. Zwar kann es der UGR nicht um die Regulierung spezieller Produktionsprozesse gehen. Aber das teilweise sehr hohe Gefährdungspotential bestimmter Stoffe kann zu Verlusten der ökologischen Leistungsfähigkeit, meist aber auch zu Verlusten des ökonomischen Nutzens führen.

Exemplarisch sind hier die Indikatoren "Pflanzenschutzmittel-Einsatz" sowie "HCH-Gehalte" und deren Folgen für die Artenvielfalt oder das Trinkwasser zu nennen. Der Indikator "Gehalt an Dioxinen/Furanen" verkörpert den Prototyp dieses Selektionskriteriums. Da ferner mit zunehmender Persistenz das Risikopotential für Beeinträchtigungen von Ökosystemen steigt, fallen in der Regel auch diesbezügliche Indikatoren unter den Aspekt der Toxizität (insbesondere Schwermetallgehalte in Sedimenten, die unter Umständen noch problematischere organische Verbindungen eingehen können).

4) Ausschlußkriterien:

- Nicht im Vordergrund standen Indikatoren zur allgemeinen Immissionsituation. Sie werden in den verschiedenen Meßprogrammen und Berichtssystemen des Bundes und der Länder bereits seit längerem erhoben. Außerdem sagen sie häufig wenig über die konkreten Ein- und Auswirkungen auf unterschiedliche Akzeptoren (seien es Böden, Pflanzen oder ganze Ökosysteme) aus. Das Indikatorenprojekt zielt letztlich nicht auf Aussagen über Medien ab, sondern stellt Ökosysteme als Aussageeinheiten in den Mittelpunkt. Eine gewisse Ausnahme bilden im Gewässerbereich etwa die Indikatoren zum Nährstoffgehalt, die vorläufig andere, mehr biologische Kenngrößen ergänzen sollen.
- Auch Indikatoren, die vor allem die menschliche Gesundheit betreffen, wurden nicht vorrangig ausgewählt. Im Zentrum der UGR stehen vielmehr der Zustand und die Qualität des Naturkapitals, sein Abbau und seine Beeinträchtigung. Daß andererseits in vielen Fällen Störungen von Ökosystemen durch dieselben Stoffe ausgelöst werden, die auch gesundheitliche Beeinträchtigungen hervorrufen können, liegt wohl in der Natur der Sache.

5) Berücksichtigung der Beiträge von Experten:

Schließlich ist das vorliegende Set an Umweltindikatoren auch ein Ergebnis fachlicher Expertise, sei es durch die Berücksichtigung von Vorschlägen zur gleichen Aufgabenstellung (SRU, UBA) oder durch entsprechende Diskussionen, wie im Projektbeirat, mit dem Statistischen Bundesamt und weiteren Fachbehörden.

Insgesamt drückt der "bottom-up" geleitete-Ansatz ein überwiegend **pragmatisches Vorgehen** bei der Erstellung der Indikatorenliste aus. Es wird zugleich deutlich, daß ein eindimensionales oder mechanisches Vorgehen bei der Auswahl nicht optimal ist, vielmehr das Zusammenspiel dieser - im Einzelfall durchaus konträren Aspekte - Sinn macht. Daraus resultiert zwangsläufig ein gewisser Ermessensspielraum, der je nach den beteiligten Personenkreisen zu

unterschiedlichen Indikatoren führen dürfte.¹⁶⁴ Das Problem ist andererseits nicht prinzipiell zu umgehen und wird dadurch ausgeglichen, daß in Expertengesprächen und Diskussionsrunden nach und nach ein Konsens hinsichtlich der wichtigsten Indikatoren gefunden wurde und wird. Die so entwickelten Ergebnisse könnten nun in einem zweiten Schritt mit einem mehr modellgeleiteten Vorgehen verglichen werden. Im Idealfall sind dann viele der bisherigen Indikatoren zusätzlich theoretisch abgestützt durch **systemare Modelle** zur Funktionsfähigkeit und Integrität von Ökosystemen.¹⁶⁵ Dieser Vorschlag ist ein Ergebnis von Projektsitzungen mit dem Expertenkreis zum Umweltindikatorenprojekt und muß weitergeführt werden (siehe Abschnitt 11). Angestrebt wird ferner eine kombinierte Nutzung der sekundärstatistisch vorliegenden Daten - einerseits zur Darstellung der Beeinträchtigung und des Zustandes von Ökosystemen, andererseits als ein Input für die Darstellung der ökologischen Integrität. Nach dem gegenwärtigen Diskussionsstand besteht durchaus Vereinbarkeit zwischen Parametern, die für die Entwicklung von Funktionalitäts-Indikatoren benötigt werden und Parametern/Indikatoren, die im Rahmen der Stoff-Perspektive bislang Verwendung finden.

5.4.2 Liste der Indikatoren für Stoffe zu Beginn der Machbarkeitsstudien

Für das Indikatorenset wird **differenziert** nach Indikatoren, die

- Aussagen über Akzeptorbereiche machen, die im Projekt **nicht** als **Ökosysteme** gelten. Hierzu gehören die beiden Bereiche Atmosphäre und Grundwasser;
- in einem ökosystemaren Kontext stehen bzw. die sich auf **Ökosysteme** und entsprechende Typen beziehen (Akzeptorebene II). Hierunter fallen:
 - Agrarökosystemtypen
 - Waldökosystemtypen
 - Sonstige naturnahe Ökosystemtypen
 - Gewässer (Flüsse, Seen) sowie
 - Wattenmeer.

Für eine einheitliche Bezugsbasis aller **drei** Perspektiven sowie zur Einschätzung der Aussagefähigkeit jeder Perspektive erfolgte im Rahmen des Projektes eine vorläufige Präzisierung. Als gemeinsame räumlich-inhaltliche Bezugsbasis dient eine Liste von Biotoptypen (siehe Abschnitt 5.1.2: Ökosystemgliederung). Dabei handelt es sich um eine Ableitung aus dem Biotoptypenschlüssel¹⁶⁶ der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS).

Ausgangspunkt der weiteren Untersuchungen sowie insbesondere der Machbarkeitsstudien zur stofflichen Belastung und Beeinträchtigung (siehe Abschnitt 9) sind alle Indikatoren der nachfolgenden **Liste**.

¹⁶⁴ Vgl. ZIESCHANK/VAN NOUHUYS (1995), S. 73-80.

¹⁶⁵ Allerdings garantiert auch der "modellgeleitete Weg" nicht automatisch eine eindeutige Ableitung und Verortung von Indikatoren, seien es solche zum Zustand oder zur Dynamik von Ökosystemen. Denn es bestehen durchaus verschiedene Modellversionen zu demselben Umweltbereich, wie beispielsweise die langjährige Waldschadensforschung verdeutlicht. Auch über die Auswahl der zentralen "Schlüsselgrößen" und Indikatoren wird nicht nur einvernehmlich diskutiert. Insofern sind ökosystemar begründete Indikatoren gleichfalls ein Ergebnis von Konsensfindungsprozessen.

¹⁶⁶ Siehe BACK, H.-E./ROHNER, M.-S./SEIDLING, W./WILLECKE S. (1996).

Tabelle 5.4.2-1: Relevante Indikatoren zu Beginn der Machbarkeitsstudien / Stoffperspektive

Indikator	stofflicher Bezug	Umweltthema / Indikatortyp *	
ATMOSPÄRE			
Globaler Gehalt an stratosphärischem Ozon (in Dobson Units (DU))	O ₃	Ozonloch	IW
Bodennahe UV-B Strahlung (in parts per billion volume (ppbv))		Ozonloch	IW
Treibhausrelevante Gase	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, FCKW-11, FCKW-12	Treibhauseffekt	IA
Radiale forcing (Strahlungsantrieb) (in W/m ²)		Treibhauseffekt	IW
Globale Durchschnittstemperatur (in °C)		Treibhauseffekt	IW
AGRARÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: VEGETATION			
PSM-Einsatz (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	Herbizide, Insektizide, Fungizide	Kontamination	DB
Ozon-Level (in µg/m ³ bzw. ppb ¹⁶⁷)	O ₃ , NO _x , VOC	Ozonbelastung	MB
Cd- und Zn-Gehalte in Nutzpflanzen (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Zn	Kontamination	IR
Schwermetall-Gehalte in Moosen (in µg/g Trockensubstanz)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Kontamination	IA
Stoffgehalte der "standardisierten Graskultur" (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, F, Pb, S, Zn	Kontamination	IA
Beeinträchtigung von Buschbohnen (Flächenanteil in % der Blattfläche)	CO ₂ , NO _x , VOC	Ozonbelastung	IW
AGRARÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: BODEN			
Düngemittel-Einsatz (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	N, P, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn	Kontamination / Eutrophierung	DB
PSM-Einsatz (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	Herbizide, Insektizide, Fungizide	Kontamination	DB
Klärschlamm-Ausbringung (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	- Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Hg - PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe)	Kontamination	DB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Atmosphärische Deposition von Schwermetallen (in mg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	Cd, Cr, Hg, Pb, Zn	Kontamination	MB
Schwermetall-Gehalte im Boden (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mo)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe), (Benzo-(a)-Pyren)	Kontamination	IA
Gehalt an Dioxinen / Furanen (in µ TEQ/kg Trockensubstanz) ¹⁶⁷	PCDD, F (Dioxine, Furane)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
HCH-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Kontamination	IR
HCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	IR
WALDÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: VEGETATION			
Ammoniak-Level (in µg/m ³)	NH ₃	Eutrophierung	MB
Ozon-Level (in µg/m ³)	O ₃ , NO _x , VOC	Ozonbelastung	MB
Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln (in mg/kg Trockensubstanz)	S	Versauerung	IA
Stoffgehalte in der Baumschicht (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd, Zn, Cu, S	Kontamination	IA
Schwermetall-Gehalte in Moosen (in µg/g Trockensubstanz)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Kontamination	IA
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Gefährdungsklasse)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
Waldzustand (nach Zustandsklassen)	SO ₂ , NO _x , NH ₃ , O ₃ , (A)	Kontamination	IW

¹⁶⁷ Teq = Toxizitätsäquivalente

Indikator	stofflicher Bezug	Umweltthema / Indikatortyp *	
WALDÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: BODEN			
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition (in keq/ha) ¹⁶⁸	SO _x , NO _x , NH ₄	Versauerung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Schwermetall-Gehalte im Boden (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mo)	Kontamination	IA
Gehalt an Dioxinen / Furanen (in µ TEq/kg Trockensubstanz)	PCDD, F (Dioxine, Furane)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe); (Benzo-(a)-Pyren)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
HCH-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Kontamination	IR
HCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	IR
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen, Keq/ha)	NO _x , NH ₄ -N, SO ₂	Versauerung	IR
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd (SO ₂ , NO _x , NH ₄)	Kontamination / Versauerung	IA
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
SONSTIGE NATURNAHE ÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: VEGETATION			
Ozon-Level (in µg/m ³)	O ₃ , NO _x , VOC	Ozonbelastung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Versauerung	MB
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
Schwermetall-Gehalte in Moosen (in µg/g Trockensubstanz)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Kontamination	IA
Stoffgehalte der "standardisierten Graskultur" (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, F, Pb, S, Zn	Kontamination	IA
SONSTIGE NATURNAHE ÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: BODEN			
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition (in keq/ha)	SO _x , NO _x , NH ₄	Versauerung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Schwermetall-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mo)	Kontamination	IA
Gehalt an Dioxinen / Furanen (in µ TEq/kg Trockensubstanz)	PCDD, F (Dioxine, Furane)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe); (Benzo-(a)-Pyren)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
HCH-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Kontamination	IR
HCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	IR
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in prozentualen Flächenanteilen, nach Gefährdungsklassen, Keq/ha)	NO _x , NH ₄ -N, SO ₂	Versauerung	IR
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in prozentualen Flächenanteilen, nach Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR

¹⁶⁸ keq = Kiloäquivalente

Indikator	stofflicher Bezug	Umweltthema / Indikatortyp *	
GRUNDWASSER			
N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldböden (potentiell) (in mg/l)	NO ₃ (Nitrat)	Kontamination	MB
N-Konzentration im Sickerwasser landwirtschaftlicher Flächen (potentiell) (in mg/l)	NO ₃ (Nitrat)	Kontamination	MB
Nitrat-Gehalte (in mg/l)	NO ₃ (Nitrat)	Kontamination	IA
Schwermetall-Gehalte im Grundwasser (in µg/l)	Cd, Pb, Zn	Kontamination	IA
PSM-Gehalte (in µg/l)	(u a. Atrazin, Simazin, Desethylatrazin)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/l)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in µg/l)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe), Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthin, Benzo-(k)-Fluoranthin, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(gh)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren	Kontamination	IA
pH-Werte (Skala von 1-14)		Versauerung	IR
Al-Gehalte (in µg/l)	Al	Kontamination / Versauerung	IA
GEWÄSSER / AKZEPTOR: FLORA			
HCB-Gehalte (in µg/l) (nicht für Seen)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	MB
PSM-Gefährdung (in µg/l)	Pflanzenschutzmittel	Kontamination	MB
organische Schadstoffe (Index)		Kontamination	MB
Schwermetall-Gehalte in Gewässern (in µg/l)	Cd, Hg, Pb, Cr	Kontamination	MB
"Kriterien der Wasserbeschaffenheit"	(18 ausgewählte Maßgrößen)	Generell	MB
Gewässergüte (LAWA-Index)		Generell	IW
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
GEWÄSSER / AKZEPTOR: TIERWELT			
Gehalt an Gesamt-Phosphor und Stickstoff (in mg/l)	P, NO _x , NH ₄ (Ammonium)	Eutrophierung	MB
Al-Ionen-Gehalte (in µg/l)	Al	Versauerung / Kontamination	MB
Schwermetall-Gehalte in Gewässern (in µg/l)	Cd, Hg, Pb, Cr	Kontamination	MB
HCB-Gehalte (in µg/l) (nicht für Seen)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	MB
PSM-Gefährdung (in µg/l)	Pflanzenschutzmittel	Kontamination	MB
organische Schadstoffe (Index)		Kontamination	MB
"Kriterien der Wasserbeschaffenheit"	(18 ausgewählte Maßgrößen)	Generell	MB
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (nominale Klassifizierung)	NO _x , SO _x , NH ₄ (Ammoniak), Al, Cd	Versauerung	IW
Schadstoffgehalte in Organismen (Ergebnisse der Umweltprobenbank für den limnischen Bereich)		Kontamination	IA
Gewässergüte (LAWA-Index)		Kontamination	IW
GEWÄSSER / AKZEPTOR: SEDIMENTE			
Schwermetall-Gehalte in Sedimenten (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Kontamination	IA
Gehalte an organisch persistenten Stoffen in Sedimenten (in µg/kg Trockensubstanz)	organische Stoffe	Kontamination	IA
Sedimentqualität von Fließgewässern (nach Vorschlag des Umweltbundesamtes)	Schwermetalle, organische Stoffe	Kontamination	IW

Indikator	stofflicher Bezug	Umweltthema / Indikatortyp *	
WATTFLÄCHEN UND AUßENSANDE/ AKZEPTOR: FLORA, FAUNA, SEDIMENTE			
Ökreste aus Schiffen (geschätzte Menge in t/a)		Kontamination	DB
Einträge aus Baggergut (geschätzte Menge in t/a)	Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn	Kontamination	DB
Nährstoffeinträge durch Zuflüsse: Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor (in kt) ¹⁶⁹	N, P	Eutrophierung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Schwermetalleinträge über Zuflüsse (in t)	Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn und Chlorverbindungen	Kontamination	MB
Schwermetalleinträge über die Atmosphäre (in t)	Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn	Kontamination	MB
Einträge von organischen Schadstoffen über Zuflüsse	organische Stoffe	Kontamination	MB
Schwarze Flecken an Sedimentoberflächen (Ausdehnung in ha)		Eutrophierung	IW
Biomasse der sedimentbewohnenden Tiere (in g/t ²)		Eutrophierung	IW
Schadstoffgehalte in Organismen - Blasenlang - Miesmuschel - Eier der Silbermöve - Blei- und Cadmium-Gehalte in Wattwürmer	Schwermetalle, organische Stoffe	Kontamination	IA
TERRESTRISCHE FAUNA			
Schadstoffgehalte in Organismen u. a. - Blei und Cadmium in Rehen und Wildkaninchen	Pb, Cd	Kontamination	IA

- * DB=Direkter Belastungsindikator
- MB=Medialer Belastungsindikator
- Impact Indikatoren:
- IA=Akkumulationsindikator
- IW=Wirkungsindikator
- IR=Risikoindikator

Im Rahmen der Stoff-Perspektive werden folgende Indikator-kategorien unterschieden:

Direkte Belastungsindikatoren

Indikatoren für direkte Belastung erfassen diejenigen stofflichen und energetischen Einwirkungen (jedoch nicht strukturelle Belastungen), die einen direkten **ursächlichen** und räumlichen Bezug zum Verursacher haben.

Mediale Belastungsindikatoren

Sie beschreiben die Immissionen in den Medien Luft und Fließgewässer. Für beide Medien steht hier ihre Funktion als **Transportweg** für stoffliche Belastungen im Vordergrund, nicht ihre Eigenschaft als Lebensraum oder Teil von Ökosystemen. Die indirekte Belastung über den Luft- und Wasserpfad ist insofern von direkter, unmittelbarer Belastung eines Akzeptors zu unterscheiden.

Impact-Indikatoren: Akkumulations-/ Wirkungs- und Risikoindikatoren

Diese Indikatoren beziehen sich allesamt auf die eigentlichen, von stofflichen Belastungen betroffenen Umweltbereiche, die "Akzeptoren" der stofflichen und strukturellen Einwirkungen. Hierbei bedeutet:

¹⁶⁹ kt = Kilotonnen.

- **Akkumulationsindikator:**
Er beschreibt die **Anreicherung** von Schadstoffen. In bestimmten Umweltkompartimenten (z.B. Flußsedimenten) oder Lebewesen (Fischen) reichern sich Schadstoffe an. Für den ersten Fall ist auch der Begriff "Geoakkumulation", für den zweiten der Begriff "Bioakkumulation" als Kennzeichnung gebräuchlich.
- **Wirkungsindikator:**
Die **unmittelbaren** Folgen einer Umweltbelastung, denen Lebewesen oder ein Ökosystem ausgesetzt waren, sind hier erfaßt. Der Begriff entspricht dem "Reaktionsindikator", wie er im Zusammenhang mit der Bioindikation Verwendung findet. Aber auch nach längeren **chronischen** bzw. sich akkumulierenden Einwirkungen treten zwangsläufig einmal Wirkungen auf, so daß diesbezüglich ebenfalls Wirkungsindikatoren verwendet werden können.¹⁷⁰ Gemeinsame Voraussetzung ist in beiden Fällen (der unmittelbaren Reaktion wie der zeitlich verzögerten Wirkung), daß Schädigungen oder zumindest Veränderungen durch stoffliche bzw. klimatische Einwirkungen empirisch hinreichend feststellbar sind.
- **Risikoindikator:**
Dieser Indikatorbegriff faßt **mehrere Bedeutungen** unter einer Rubrik zusammen. Erstens beinhaltet er nur vermutete, aber (noch) nicht ausreichend beschreibbare ökologische Vorgänge mit negativ eingeschätzten Folgen. Er kennzeichnet eine Grauzone des Nichtwissens um ökologische Zusammenhänge. Zweitens umfaßt er wahrscheinlich auftretende Umweltveränderungen, die in ihrer Ursache-Wirkungs-Kette durchaus allgemein bekannt sein mögen, bei denen jedoch der Zeitpunkt bzw. das Ausmaß negativer Umweltveränderungen nicht bestimmbar ist. Er kennzeichnet die Unsicherheit über den Eintritt zukünftig auftretender Ereignisse. Drittens umfaßt der Begriff Aussagen, die durch Methoden der ökologischen Risikoanalyse generiert werden. Diese beziehen meist komplexe Faktoren aufeinander, vor allem die Empfindlichkeit einer Region in ihrer Kontrastierung mit der betreffenden Belastungsintensität. Generell hängt das "Risiko" negativer Umweltveränderungen sowohl von der richtigen Berücksichtigung der wesentlichen Faktoren ab, als auch von der (wissenschaftlichen) Einschätzung, unter welchen Umständen man beispielsweise von einer Gefährdung bestimmter Akzeptoren und Biotypen sprechen kann.

Die folgenden Absätze befassen sich ebenfalls mit zentralen Charakteristika stofflicher Indikatoren:

- Im Mittelpunkt des Indikatorensystems und der anschließenden Untersuchungen zur Machbarkeit stehen eindeutig die **Impact-Indikatoren**. Sie sollen nach ihrer Realisierung weitgehend die stofflich bedingte Beeinträchtigung des Naturkapitals in periodischen Abständen indizieren. Ihre Formulierung erfolgt in Form von **Bestandsgrößen**, damit am Anfang und Ende einer Berichtsperiode - in Analogie zur Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung - bilanziert werden kann.
- **Direkte Belastungsgrößen** und **mediale Belastungsgrößen** sind, wo sinnvoll, möglichst als **Stromgrößen** i.S. der jährlichen Schadstoffmengen oder Schadstofffrachten formuliert.¹⁷¹

¹⁷⁰ Demzufolge geht die begriffliche Präzisierung hier über die in der Bioindikationsforschung gebräuchliche Dualität von "Reaktions-" und "Akkumulationsindikator" etwas hinaus. Vgl. ARNDT/NOBEL/SCHWEIZER (1987), S. 320.

¹⁷¹ Die Einteilung geschieht jedoch nicht immer schematisch. Beispielsweise werden im Gewässerbereich mediale Konzentrationen von Schadstoffen als "Bestandsgrößen" ausgewiesen, da der "Schadstoff-Einfluß" auf aquatische Organismen mit den verfügbaren Daten vermutlich nicht anders dargestellt werden kann.

Stromgrößen dienen hier einerseits als kompletierender Baustein zwischen den anthropogenen "Pressures" der UGR (stofflich i.S. von Emission) und den Veränderungen in Ökosystemen. Depositionen, Frachtraten etc. helfen also, den Zusammenhang zwischen den von menschlichen Aktivitäten ausgehenden Pressures und den eigentlichen Umweltzustandsdaten zu erkennen. Andererseits können Stromgrößen auch als ergänzende Indikatoren und gegebenenfalls als Hilfsindikatoren fungieren. Beispielsweise können für den Fall, daß - nur aufwendig und teuer herstellbare - Bodenzustandsdaten nicht verfügbar sind, wenigstens die jährlichen Eintragsraten der betreffenden Schadstoffe herangezogen werden.¹⁷² Stromgrößen helfen schließlich, Schadstoffverlagerungen von einem Akzeptorbereich in andere zu berücksichtigen.

- Einige der hier vorliegenden Indikatoren beinhalten (nur) eine empirische Meßgröße. Es gibt indessen auch **Indikatoren mit mehreren Parametern**, die quasi unter einer Rubrik zusammengeführt sind (mit separaten Meßwerten oder auch mit Äquivalenten; für den ersten Fall ist die "Standardisierte Graskultur" ein Beispiel, für den zweiten Fall der Indikator "Treibhausrelevante Gase"). Die Indikatoren sind bislang in ihrem jeweiligen wissenschaftlichen oder fachlich-herkunftsmäßigen Kontext gelassen worden, um diese Zusammenhänge zu nutzen. So würde es zumindest gegenwärtig wenig Sinn machen, organische Schadstoffe im Boden unter einem künstlichen neuen Begriffsdach zu verorten oder umgekehrt die "Gewässergüte" in Einzelindikatoren aufzusplittern. Allerdings müssen die einzelnen Parameter hier identifizierbar sein. Schließlich kann ein Indikator auch aus mehreren berechneten oder gemessenen Komponenten abgeleitet sein und auf diese Weise eine "synthetische" Aussage ermöglichen. Diesbezügliche Beispiele sind "Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems", der Gewässergüte-Index oder der Indikator "Radiative forcing" ("Strahlungsantrieb").

Zukünftig muß indessen noch geklärt werden, ob allen Indikatoren dasselbe inhaltliche **Gewicht** beigemessen werden soll oder ob einige Indikatoren - vor allem solche mit mehreren einzelnen Parametern - eine hervorgehobene Stellung erhalten. Erkennbar ist jedoch, daß bei einer Zusammenführung mehrerer Indikatoren, die einen Akzeptor bzw. einen Ökosystemtyp charakterisieren sollen, bei Bedarf ergänzende Erläuterungen zu den jeweiligen Aussagen bzw. den eingeflossenen Parametern verfügbar sein sollten.

- Die Indikатораussagen im Bereich der Stoff-Perspektive stehen zunächst für den Akzeptor, auf den sie sich direkt beziehen. Intendiert ist, u.a. durch eine Zusammenschau mehrerer Indikатораussagen und Akzeptoren auch Aussagen für die **ökosystemare Ebene** zu generieren.
- Die Ergebnisse der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen müssen eine dauerhafte, das heißt über mehrere Berichtsperioden gültige Aussagekraft haben. Die einzelnen Indikatorwerte des Umweltindikatorensystems müssen daher unabhängig von veränderlichen gesellschaftlichen Wertvorstellungen zuerst in **deskriptiver** ("neutraler") Weise dargelegt werden, um über längere Zeiträume hinweg Trends als solche verfolgen zu können. Da sich erfahrungsgemäß auch die wissenschaftlichen Kenntnisse und rechtlich-politischen Bewertungsmaßstäbe zu einem Indikator verändern können - in manchen Fällen existieren beispielsweise mehrere Grenzwerte - ist eine unbewertete Erhebung bzw. deskriptiv-

¹⁷² Allerdings sollten diese über einen möglichst langen Zeitraum vorliegen, sonst ist im Falle sich akkumulierender Schadstoffe keine Näherung, d.h. keine Angabe zum eigentlich interessierenden Bodenzustand, ableitbar.

statistische Darstellung notwendige Grundlage für zeitliche oder räumliche Vergleiche.¹⁷³ Die Indikatoren zum Umweltzustand wurden demzufolge im Projekt so formuliert, daß **keine** explizit rechtlich oder politisch begründeten **Normierungen** mit eingeflossen sind (siehe Abschnitt 4.10). Hinsichtlich der Indikatoren für Stoffe gibt es einige wenige Beispiele, wo es sich um fachlich eingeführte Begriffe wie zum Beispiel die "Gewässergüte" handelt. Der Begriff "Gewässergüte" ist inhaltlich ausreichend durch wissenschaftliche Klassenbildung fundiert, und es steht nicht zu befürchten, daß er etwa im Zuge wechselnder politischer Konstellationen verändert wird.¹⁷⁴

5.4.3 Indikatorenkennblatt und Dokumentation

Für jeden als relevant erachteten Indikator wurde ein umfassendes **Indikatorenkennblatt** zur Beschreibung und Charakterisierung angelegt, das bisher mit Blick auf die Perspektive "Stoffe" konzipiert ist. Es beinhaltet Hinweise auf Beispielaussagen eines jeden Indikators, auf seine Methodik und Datenverfügbarkeit. Die darin enthaltenen Angaben sind Bestandteil einer Datenbank, die fortschreibbar ist und gleichzeitig Auswertungen zu einzelnen Charakterisierungsmerkmalen von Indikatoren erlaubt (siehe unten). Da die Erstellung der Kennblätter sehr aufwendig ist, wurde das Indikatorenraster erst vollständig ausgefüllt, wenn ein Indikator - abgestützt durch Diskussion im Projekt, mit dem Beirat oder mit externen Experten - Teil einer akzeptierten Indikatorenliste geworden ist.

Die zusammengeführten "Indikatorenkennblätter" ergeben am Ende des Projektes eine formalisierte Übersicht des Indikatorensets. Ein Muster des Kennblattes enthält Anlage 1; zum besseren Verständnis ist eine Erläuterung der wichtigsten Zeilen beigefügt. Die **Funktion** des Indikatorenkennblattes hat sich während des Projektverlaufes erweitert. Zu Anfang diente es der Dokumentation und Beurteilung hauptsächlich von schon bestehenden Umweltindikatoren bzw. -vorschlägen (Analyse von Sekundärinformationen).

¹⁷³ Dies schließt nicht aus, daß deskriptive Indikatoren in einer zweiten Stufe mit normativen Referenzwerten verglichen und in einen normativen Kontext überführt werden können. Ist das Aussageziel explizit ein Vergleich mit Sustainability-Kriterien, ließen sich bereits einige der vorliegenden Indikatoren entsprechend normieren, wie beispielsweise der Indikator "Mittlere Durchschnittstemperatur" für den Akzeptor Atmosphäre mit Hilfe der sogenannten "Kritischen Durchschnittstemperatur" (siehe insbesondere Abschnitt 12).

¹⁷⁴ Generell müssen natürlich die Besonderheiten des Umweltbereichs berücksichtigt werden. Da hier faktisch Beeinträchtigungen, Funktionsverluste und Qualitätseinbußen als Kehrseite ökonomischer Aktivitäten auftreten, müssen sie auch dargestellt werden können. Entsprechend aufgebaute - und über die bisherige amtliche Statistik hinausreichende - Indikatoren mit normativem Gehalt würden der nicht fachlich versierten Öffentlichkeit die Meinungsbildung erleichtern.

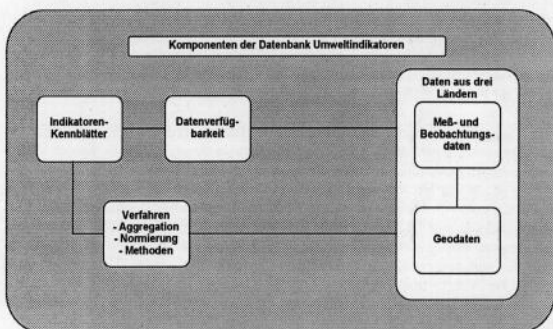
Inzwischen werden jedoch auch idealtypische Definitionen, Aussagen und Anforderungen hinsichtlich des Indikatorensatzes mit aufgenommen oder erarbeitet. Im Endergebnis kann dadurch ein Indikator gegenüber seinem ursprünglichen Aussageziel und seinem früheren Kontext modifiziert werden. Diese inhaltliche Erweiterung forderte jedoch einen großen Abstimmungsaufwand mit verschiedenen Experten und innerhalb des Indikatorenprojektes. Hinsichtlich der Indikatoren zur Funktionalität konnten noch keine Eintragungen vorgenommen werden.¹⁷⁵

Zur Verwaltung, Dokumentation und Auswertung der **Indikatorenvorschläge** wurde von der FFU eine Datenbank unter MS-ACCESS implementiert. In dieser Datenbank werden alle Informationen zu den Indikatoren gehalten, die zuvor in den Indikatorenkennblättern eingetragen waren. Eine Ausnahme hiervon sind Dokumente zu Beispielaussagen, da sie zum Teil recht umfangreiche Texte, Abbildungen oder kartographische Darstellungen beinhalten. Diese liegen immerhin digital vor; eine Übernahme in die Indikatorendatenbank ist im Prinzip also möglich, abhängig von den verfügbaren Speicherkapazitäten. Zur Zeit enthält die Datenbank Informationen zu 91 Indikatorvorschlägen des stofflichen Bereichs. Neben der Dokumentation und Verwaltung des Indikatorensatzes unterstützte die Datenbank die Erstellung von Arbeitsmaterialien für die Machbarkeitsstudie (z.B. Frage- und Erhebungsbögen) und von Dokumenten für die Prüfung und Validierung des gesamten Indikatorensatzes, beispielsweise in Form von Listen der Indikatoren nach unterschiedlichen Sortierkriterien.

Die derzeitige Implementierung bildet den Kern der "**Datenbank Umweltindikatoren**" (siehe Abbildung 5.4.3-1). Die Ergebnisse einer Befragung von fünf Bundesländern zur Datenlage bei ausgewählten Umweltindikatoren wurden in der Komponente "Datenverfügbarkeit" dokumentiert, zukünftige Festlegungen zur Aggregation und Normierung können in der Komponente "Verfahren" abgelegt und verwaltet werden. Im Rahmen der empirischen Erprobung wurde die Datenbank um die Komponente "Daten aus drei Ländern" erweitert, in der alle von Berlin, Brandenburg und Thüringen bisher zur Verfügung gestellten Daten zur stofflichen Beeinträchtigung von Boden und Grundwasser eingespielt, dokumentiert und ausgewertet wurden (vgl. Abschnitt 9.4: Empirische Testphase). Die Datenbank wird dann um ein Geo-Informationssystem erweitert, mit dessen Hilfe die vorgeschlagenen Aggregationsverfahren und die vorgeschlagenen räumlichen Zuordnungen anhand empirischer Daten geprüft werden können.

¹⁷⁵ Zur Abgleichung der Begrifflichkeit zwischen Kennblatt und Funktionalitätsindikatoren hat Ende April 1996 ein Workshop an der FFU stattgefunden.

Abbildung 5.4.3-1: Datenbank Umweltindikatoren (Teil stoffliche Indikatoren)



5.4.4 Aggregation von Einzelparametern

In Abschnitt 4.10 „Beschreibung, Aggregation und Bewertung“ wurde bereits auf die Grenzen des rein deskriptiven Ansatzes vor allem im Bereich der stofflichen Belastungen hingewiesen, wenn stoffliche Einzelparameter eines Indikators (z.B. Blei und Cadmium) zu einem Indikator-kennwert (z.B. Schwermetallbelastung des Bodens) zu aggregieren sind. In diesem Zusammenhang wird auch die Verwendung **wissenschaftlich-normativer** Indikatoren diskutiert. Kennzeichnend ist, daß als Referenzwert beispielsweise auf natürliche Grundgehalte bestimmter Stoffe oder ökologisch bedeutsame Schwellenwerte Bezug genommen wird. Bezugsrichtung für die Normierung eines Umweltindikators wäre, plakativ formuliert, jeweils die "Natur" und nicht die "Gesellschaft". Naturwissenschaftlich-ökologisch normierte Indikatoren unterscheiden sich diesbezüglich von rechtlichen bzw. politisch gesetzten Standards, wenn auch beide als Ergebnis eines sozialen Prozesses verstanden werden können. Damit sind sie nicht nur Ergebnis naturwissenschaftlich „harter“ Festlegung, sondern auch von Einschätzungen, Bewertungen bzw. Konsensverfahren im Wissenschaftsbereich. Ihre Bedeutung liegt darin, daß einige Umweltphänomene ohne sie nur sehr aufwendig erfaßt werden könnten. Dies bezieht sich sowohl auf die Frage danach, welche stofflichen Parameter im Einzelfall einbezogen werden sollen, als auch auf die Frage danach, wie stoffliche Einzelparameter zu einer **Indikatoraussage** aggregierbar sind. An zwei Beispielen soll nachfolgend dieser Sachverhalt verdeutlicht werden:

Im Falle von Indikatoren mit mehreren Parametern (z.B. Schadstoffgehalte in Organismen, Blei- und Cadmiumgehalte in Regenwürmern) stellt sich insofern die Alternative

- einer Dokumentation der Einzelparameter, im Beispiel sowohl von Pb- als auch von Cd-Gehalten;
- einer stärker komprimierten Aussage, die sicherlich wünschenswerter ist.

Die dazu erforderliche Aggregation kann durch **Äquivalenzbildung** erfolgen, was beispielsweise einen umrechenbaren Toxizitätsfaktor (im Beispiel zwischen Cadmium und Blei) voraussetzt (Stichwort: deskriptive Aggregation).

Wenn keine Äquivalenzrechnungen zu Indikatoren mit mehreren stofflichen Parametern vorliegen - unter anderem, weil die Wirkungszusammenhänge kompliziert sind oder es unterschiedliche umweltpolitische Schutzgüter gibt - bleibt man meist einem Dilemma ausgesetzt: Entweder erhält man die Dokumentation der Einzelausprägungen mit dem Nachteil der Unübersichtlichkeit - oder aber eine wertende Zusammenfassung aller Einzelausprägungen eines Indikators mit dem Nachteil, anstelle des gewünschten deskriptiven Indikators einen **normativen Indikator** auszuweisen. Der normative Indikator würde beispielsweise aus einer Klasseneinstufung der beiden Parameterausprägungen hergeleitet, die sich in der Regel an Kategorien wie "akzeptable" Beeinträchtigung oder Über-/Unterschreitung gesetzter Standards orientieren. Wobei häufig bei vorliegenden Ansätzen eine weitere Normierung hinzukommt, nämlich daß im Falle der Überschreitung einer bestimmten Klasse durch einen Parameter der gesamte Indikator in die "schlechteste" Klasse fällt (Stichwort: normative Aggregation).¹⁷⁶

Zum zweiten Beispiel: Ein Vergleich ein- und derselben Pflanzenschutzmittel über alle Flüsse hinweg sagt wenig, weil von Fluß zu Fluß noch weitere Stoffe relevant sein können, aber auch nicht alle - in einem Fall gemessenen - Stoffe deswegen überall (und zudem dann vergeblich) erhoben werden können. Hier stößt ein konstantes Set von Einzelstoffen an seine Grenzen. Das Indikatorenprojekt steht deshalb vor der Frage, ob man nicht zwangsläufig auf Aussagen rekurren muß, die bislang nicht erwogen wurden: Beispielsweise den Indikator "Anteil der Meßstellen mit Überschreitungen bestimmter PSM-Gehalte". Auf diese Weise könnten die vorhandenen unterschiedlichen Datenbestände und stofflichen Ausgangslagen berücksichtigt werden. Eine Charakterisierung bzw. Beeinträchtigung der "Ecological Health" eines Flußsystems¹⁷⁷ ist somit wenigstens annäherungsweise möglich, zumindest besser, als mit konstanten, aber "unangepaßten" Stofflisten. Das Ergebnis ist dann nur unter Zuhilfenahme von **wissenschaftlichen Referenzwerten** darstellbar, die insofern für langfristige Umweltzustandsdarstellungen geeignet sein müssen. Kriterien dafür sind vor allem die erwartbare Beständigkeit für einen längeren Zeithorizont und eine gewisse Akzeptanz in der Fachwelt.

Es bieten sich mehrere Lösungsvorschläge an, wenn man Aussagen bezüglich des "Anteils der Überschreitung eines Schwellenwertes X" im Prinzip als sinnvoll erachtet:

¹⁷⁶ Erreicht beispielsweise (nur) die Cadmium-Ausprägung des Indikators "Blei- und Cadmium-Gehalt in Regenwürmern" die Klasse "hohe Belastung", würde das gesamte indizierte Gebiet in diese Klassifikation fallen - auch wenn die Kennwerte zu Blei darunter liegen sollten.

¹⁷⁷ Mit der Einschränkung, daß hier die stoffliche Seite - d.h. Nähr- und Schadstoffe - als ausschlaggebend für den Zustand eines Fließgewässers angesehen wird. Morphologische Strukturen sind gegenwärtig aus konzeptionellen und datenmäßigen Gründen sekundärstatistisch nur schwer einbeziehbar.

Bezug auf Datenreihen:

- Denkbar sind - im Kontext wissenschaftlicher Kenntnisse und Theorien - mit **statistischen Methoden** ermittelte Referenzwerte, beispielsweise zur Ableitung „normaler“ oder „vorindustrieller“ Zustände als vergleichende Maßstäbe. Diese hätten den Vorteil, daß sie sich auch beibehalten ließen, wenn rechtliche Grenzwerte oder politische Zielvorgaben geändert würden. Auf diese Weise kann ein Trend über längere Zeiträume weiterverfolgt werden.¹⁷⁸

Bezug auf geogene Grundgehalte:

- Handelt es sich um Stoffe oder Elemente, die **auch** in der **Natur** vorkommen, kann auf die natürlichen - geogenen - Grundgehalte rekurriert werden, beispielsweise durch einen "Geoakkumulationsindex": Dieses Verfahren setzt die jeweiligen (in der Elbe oder dem Rhein) gemessenen Konzentrationen mit den jeweiligen geogenen Grundgehalten in Beziehung und klassifiziert alle „Beziehungswerte“ über ein „Abstandsmaß geogen/gemessen“. Auf diese Weise entsteht ein Index, bei dem beispielsweise eine Verdopplung des geogenen Grundgehalt-Wertes der Klasse 1 entspricht, eine Vervierfachung der Klasse 2 etc. Anschließend lassen sich beispielsweise alle durch Akkumulationsprozesse erhöhten Schwermetallgehalte in Sedimenten erstens einordnen und zweitens ab einem bestimmten Niveau als indikatorrelevante Werte erfassen. Konzentrationen weit über den geogenen, "natürlichen" Werten sind zweifelsohne auffällig, wahrscheinlich steigt auch das Gefährdungspotential, aber der Geoakkumulationsindex sagt prinzipiell noch nichts über die ökologische Gefährlichkeit oder eine als "negativ" eingeschätzte Entwicklung aus, da er nur ein mathematisches Verfahren der Klassenbildung darstellt.

Bezug auf Wirkungsaspekte:

- Bei Pflanzenschutzmitteln in Gewässern besteht das Problem, daß keine natürliche Bezugsbasis herangezogen werden kann, weil es sich um xenobiotische Stoffe handelt¹⁷⁹. Denkbar wäre hier, die letale Dosis oder den LCD-50-Wert für bestimmte Organismen jeweils den Meßwerten gegenüberzustellen (in der Fachliteratur dokumentiert). Sofern die gemessenen Werte je Pflanzenschutzmittel diesen Referenzwert übersteigen, wird die betreffende Meßstelle im Indikator "Anteil der Meßstellen mit Überschreitungen" dokumentiert, unabhängig davon, welcher Stoff im Einzelnen das nun war. Hier ist man bestrebt, **ökotoxikologische** Sachverhalte als Grundlage heranzuziehen.

¹⁷⁸ Beispielsweise läßt sich die "natürliche" Situation eines Ökosystems identifizieren, indem die gemessene Verteilung der Meßwerte eines Stoffes aufgesplittet wird in eine sogenannte natürliche Komponente und eine anthropogene Zusatzbelastung. Dazu nimmt man in einem iterativen Verfahren nach und nach die höchsten Meßwerte heraus, bis ein Mittelwert plus die 1,96-fache Standardabweichung entsteht. Dieser dient dann als mit statistischen Methoden abgeleiteter Referenzwert, der ersatzweise für fehlende reale Kenntnisse hinsichtlich eines industriell unbeeinflussten Ökosystems herangezogen werden kann. Zu statistischen Verfahren der Umwelterfassung vgl. KREIMES (1996) sowie ERHARDT/HÖPKER/FISCHER (1996): Hier finden sich auch Hinweise zu den datennmäßigen Voraussetzungen solcher Verfahren.

¹⁷⁹ Es sei denn, man orientiert sich an einem Naturzustand jenseits aller anthropogenen Beeinträchtigung. Dann würden jedoch implizit alle überhaupt gefundenen Meßwerte sofort eine "Überschreitung" bedeuten, was im Gewässerbereich wohl keine sinnvolle Umweltzustandsdarstellung ermöglicht.

Ein Indikatorensystem zu Stoffen wird überwiegend mit rein deskriptiven Indikatoren arbeiten können. Bei der Aggregation von Einzelparametern (z. B. Einzelstoffen wie Blei und Cadmium) muß in begründeten Fällen überlegt werden, ob wissenschaftlich-normative Indikatoren herangezogen werden sollen, um zu einer Aussage (Zahl) auf einem aggregierten Niveau (im Beispiel Schwermetalle) zu gelangen. In jedem Fall bietet es Vorteile, will man mit wissenschaftlich-normativen Indikatoren überhaupt arbeiten, diese auf reale **natürliche Prozesse** zu beziehen - zum Beispiel Toxizitätsäquivalente, geogene Grundgehalte, Puffervermögen von Böden - statt auf gesellschaftliche Zielvorstellungen. Eine Bewertung der einzelnen Stoffe als solche durch den Vergleich mit politisch gesetzten Zielvorgaben (Performance-Indikatoren/Indizes) ist dagegen nicht Gegenstand dieses Vorhabens. Vielmehr soll die problemadäquate Sachinformation zur Setzung politischer Zielvorgaben beitragen.

Teil III: PRAKTISCHE UMSETZUNG

6 Clusteranalyse und Standorttypen

6.1 Wahl der Klassifikationsmethode

Voraussetzung für die Verwendung der Standorttypen als Schichtungsmerkmal bei der Ökologischen Flächenstichprobe sowie als Bezugsrahmen für die Auswertung und Darstellung der Indikatoren ist, daß die interessierende Gesamtfläche, d.h. im vorliegenden Fall die Bundesrepublik, **flächendeckend** in eine **geeignete Anzahl** von Räumen unterteilt wird. Die Festlegung einer geeigneten Anzahl wird dabei von folgenden Überlegungen gesteuert:

- Die Anzahl der Klassen muß am Verwendungszweck orientiert sein. Im Indikatorenprojekt dienen die Standorttypen einerseits der Schichtung der Ökologischen Flächenstichprobe, andererseits als Aussage- und Darstellungseinheiten für aus nationaler Sicht relevante Aussagen zum Umweltzustand.
- Es muß ein Kompromiß zwischen hinreichender fachlicher Differenzierung auf der einen sowie Anschaulichkeit und Handhabbarkeit (insbesondere auch unter finanziellen Gesichtspunkten) auf der anderen Seite gefunden werden.
- Die entstehenden Klassen müssen als Einheiten sinnvoll interpretierbar und somit auch auf möglichst breiter fachlicher Basis konsensfähig sein.
- Erfahrungen aus Großbritannien¹⁸⁰ sollten dergestalt in die Überlegungen einfließen, als die Anzahl der dort gebildeten Landklassen eine grobe Größenordnung vorgibt.

Im Ergebnis erscheint im Rahmen des Projekts zunächst eine Anzahl von etwa 15 bis 30 Raumeinheiten sinnvoll. Deutlich mehr Einheiten werden dem Anspruch auf nationale Berichterstattung weniger gerecht und treiben die Kosten für die ÖFS durch den Bedarf von mehr Stichprobenflächen für mehr Darstellungseinheiten in die Höhe. Deutlich weniger Klassen verwischen die Standortcharakteristika zunehmend und bergen das Risiko, je nach Fragestellung nicht mehr hinreichend zu differenzieren.

Für eine Gliederung der Grundgesamtheit nach Standorttypen sind mehrere **Möglichkeiten** denkbar. Als eine zunächst naheliegende Möglichkeit bietet sich an, alle als relevant erachteten Standortparameter (z.B. Bodenart, Niederschlag, Temperatur usw.) zu klassifizieren und einen Standorttyp über eine bestimmte Kombination von Merkmalsausprägungen zu definieren. Bei einer Verwendung von nur fünf Merkmalen und einer groben Klassifizierung in nur jeweils fünf unterschiedliche Merkmalsausprägungen würde dies, selbst wenn nur ein Fünftel aller denkbaren Merkmalskombinationen in der Natur tatsächlich realisiert wäre, bereits auf eine Anzahl von 625 Standorttypen führen. Eine Datenerhebung und -auswertung ist aus finanziellen und zeitlichen Gründen für eine derartige Anzahl völlig unmöglich; zusätzlich erlaubt eine Anzahl von 625 Standorttypen keine anschauliche Darstellung mehr. Als Alternative besteht die Möglichkeit, eine gewünschte Anzahl unterschiedlicher Standorttypen vorzugeben und die Klassifizierung mittels einer Clusteranalyse zu realisieren. Auf diese Weise wurde auch im vorliegenden Fall verfahren.

¹⁸⁰ Siehe Department of the Environment (1993): Countryside Survey 1990 - Main Report.

6.2 Grundprinzip einer Clusteranalyse und ISODATA-Algorithmus

Eine **Clusteranalyse** ist ein mathematisches Klassifizierungsverfahren, welches eine vorgegebene Menge von Objekten, die durch verschiedene Merkmale charakterisiert sind, in eine gewünschte Anzahl von Klassen einteilt. Die Klassen werden dabei in der Regel durch ihren „Mittelpunkt“ (Mittelwerte der Merkmalsausprägungen der zu einer Klasse gehörenden Objekte) und die Zugehörigkeit eines Objekts zu einer bestimmten Klasse durch seinen „Abstand“ vom Klassenmittelpunkt definiert. Schon dadurch wird deutlich, daß es sich bei der Clusteranalyse um einen iterativen Prozeß handeln muß, da zur Bestimmung des Klassenmittelpunktes bekannt sein muß, welche Objekte zur Klasse gehören, und zur Bestimmung der Zugehörigkeit die einzelnen Klassenmittelpunkte bekannt sein müssen. Einen Überblick über verschiedene Clustermethoden geben beispielsweise Alberts (1991) und Mather (1987). Im Rahmen des Projekts wurde aufgrund vorhandener Software das ISODATA-Verfahren¹⁸¹ angewandt, dessen **Grundidee** kurz skizziert werden soll.

Zunächst wird jedes Objekt durch seinen Datenvektor charakterisiert, dessen einzelne Felder die ordinal-skalierten Merkmalsausprägungen bezüglich der zur Klassifizierung herangezogenen Merkmale (deren Anzahl mit N bezeichnet sei) beinhaltet. Die Objekte bilden dann eine Punktwolke im abstrakten N -dimensionalen Merkmalsraum. Anschaulich gesprochen unterteilt nun die Clusteranalyse diese Punktwolke in eine gewünschte Anzahl von K Einzelwolken derart, daß nach Abschluß der Klassifizierung jeder Punkt der ursprünglichen Punktwolke derjenigen Einzelwolke angehört, zu deren Mittelpunkt er den geringsten Abstand hat. Auf diese Weise sind die Klassen dadurch charakterisiert, daß ihre Elemente im Merkmalsraum nahe beieinander liegen, d.h. bezüglich ihrer Merkmalsausprägungen einander ähnlicher sind als den Objekten anderer Klassen. Der iterative **ISODATA-Algorithmus** beginnt damit, daß er im N -dimensionalen Merkmalsraum durch den Nullpunkt des Koordinatensystems eine Achse legt und auf ihr K Punkte äquidistant verteilt, die als erste Näherung für die K Klassenmittelpunkte interpretiert werden. Anschließend wird eine erste Klassifizierung durchgeführt, indem jeder Punkt der Punktwolke dem am nächsten gelegenen der K „Mittelpunkte“ zugeordnet wird. Im zweiten Iterationsschritt werden die K Klassenmittelpunkte neu berechnet (Mittelwertbildung über alle zur jeweiligen Klasse gehörenden Punkte) und der Zuordnungsprozeß zum neuen „Mittelpunkt“ durchgeführt. Dieser Prozeß wird so oft wiederholt, bis ein vom Nutzer vorgegebener Prozentsatz an Punkten seine Klassenzugehörigkeit nicht mehr ändert, d.h. die Lage der Klassenmittelpunkte im Merkmalsraum sich stabilisiert hat. Als Abstand ist bei allen Berechnungen der N -dimensionale euklidische Abstand definiert.

6.3 Datenbeschaffung und -aufbereitung

Da die Ergebnisse der Clusteranalyse in der Pilotstudie genutzt werden sollten, war es nur möglich, auf bereits bundesweit digital vorgehaltene Datenbestände zurückzugreifen. Die vier verwendeten **Datenquellen** sind

1. Karten aus dem „Atlas zum Nitratstrom“¹⁸²,
2. Klimakarten vom Deutschen Wetterdienst,

¹⁸¹ Vgl. z.B. MATHER (1987) oder ERDAS Field Guide (1994).

¹⁸² WENDLAND (1993).

3. Höhendaten vom Institut für Angewandte Geodäsie (IfAG) sowie
4. Höhenkarte vom Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Im einzelnen gingen folgende **Datenbestände** in die Clusteranalyse ein:

1. Bodenart
2. Bodenzahl
3. Flurabstand des Grundwassers
4. Anzahl der Vorfluter
5. Grundwasserführende Gesteinseinheiten
6. Höhe über NN
7. Mittlere Reliefenergie
8. Mittlerer Jahresniederschlag
9. Mittlere Januartemperatur
10. Mittlere Temperaturdifferenz zwischen Juli und Januar.

Die **Bodenart** charakterisiert die Korngrößenzusammensetzung des Bodens (z.B. Ton, Sand, Fels). Sie wird bestimmt durch das Ausgangsgestein einerseits und Verwitterungsprozesse andererseits. Wasser- und Stoffhaushalt des Bodens hängen maßgeblich von der Bodenart ab. Durch die **Bodenzahl** wird die Bodenfruchtbarkeit quantifiziert. Grundlage bildet die Reichsbodenschätzung von 1934.

Der **Flurabstand des Grundwassers**, d.h. der Abstand zwischen Geländeoberfläche und Grundwasserstand des obersten Grundwasserleiters, beeinflusst stark das Ausmaß der Verdunstung. Unter **Vorfluter** werden natürliche oder künstliche Gewässer verstanden, in die hinein entwässert wird. So ist beispielsweise der Rhein Vorfluter der Mosel, aber ein Drainagegraben kann auch Vorfluter für einen bestimmten Acker sein.

Die **grundwasserführenden Gesteinseinheiten** spiegeln die geologischen Verhältnisse wider.

Die **Reliefenergie** ist ein Maß für die Bewegtheit des Geländes. Sie wird in m/km^2 gemessen. Zahlreiche und große Höhenunterschiede auf vergleichsweise engem Raum ergeben - unabhängig von der absoluten Höhe - eine große Reliefenergie, während ebene Flächen eine sehr geringe Reliefenergie aufweisen.

Alle **Klimadaten** beziehen sich auf den Zeitraum 1951-1980, da die Daten für den Zeitraum 1961-1990 noch nicht in der endgültigen digitalisierten Form zur Verfügung standen. Der ursprünglich vorgesehene Datensatz „Mittlere Julitemperatur“ wurde nicht in die Clusteranalyse miteinbezogen, da er bei Verwendung der Januartemperaturen und der Temperaturspannen zwischen Januar und Juli nur redundante Informationen beinhaltet.

Das zunächst diskutierte Kriterium „**Mittlere Feldkapazität**“ (Wassergehalt, den der Boden gegen die Schwerkraft festhalten kann, d.h. der Anteil des Bodenwassers, der nicht versickert), für welches ebenfalls bundesweit digitale Daten vorliegen, wurde nicht berücksichtigt, da es zu stark mit der Bodenart korreliert ist. Insgesamt sind mit den obigen zehn Stammdaten die Bereiche Geologie, Morphologie, Boden, Wasserhaushalt und Klima hinreichend und ohne einseitige Gewichtung berücksichtigt.

Nach einer teilweise sehr zeitaufwendigen Datenbeschaffung mußten die **Datensätze** umfangreichen **Aufbereitungsschritten** unterzogen werden. Zu nennen sind:

1. Korrekturen (z.B. mußte teilweise die Georeferenzierung der Daten vereinheitlicht werden),
2. Überführen in Ordinaldaten (durch Erstellen einer Rangfolge im Falle nominaler Daten wie beispielsweise der Bodenart und durch Klassenbildung im Falle metrischer Daten wie z.B. der Höhe, s.u.),
3. Skalierung (auf eine einheitliche Bandbreite von Merkmalsausprägungen),
4. Konvertierung in Rasterkarten der Rastergröße von 1 Quadratkilometer,
5. Projektion auf Gauß-Krüger, 3. Hauptmeridian, Bessel-Ellipsoid, Potsdam-Datum,
6. Anpassung der Grenzen (Randliche Lücken in der IfAG-Höhenkarte - Bearbeitungsgrenze waren dort Kartenblattränder - wurden durch BfN-Höhendaten geschlossen. Anschließend wurde der Rand durch die Begrenzung der größten gemeinsamen Schnittfläche aller Datensätze definiert. Große Binnengewässer wie beispielsweise der Bodensee und Abbaustellen wurden - da ohnehin nicht bezüglich aller Datensätze mit Werten belegt - in allen Datensätzen ausgegrenzt und auch später in der Clusteranalyse nicht berücksichtigt. Sie tauchen in den Ergebnisdarstellungen als nicht klassifizierte Pixel auf.)

Die oben angesprochene **Rangfolgen- bzw. Klassenbildung** wurde wie folgt vorgenommen:

- Bodenart (Ordnungskriterium war die Korngröße)
 1. Moorböden
 2. tonig (-schluffige) Böden
 3. schluffig-lehmige Böden
 4. sandige Lehmböden
 5. lehmige Sandböden
 6. Sandböden
 7. Felsregionen
- Bodenzahl (in Zehnerschritten von 20 bis 80)
- Grundwasserflurabstand
 1. gering (grundwassernah)
 2. mittel (Stauwassereinfluß)
 3. hoch (grundwasserfern)
- Anzahl der Vorfluter (in Einerschritten bis 6)
- Grundwasserführende Gesteinseinheiten (Ordnungskriterium war die Entstehungszeit)
 1. erdneuzeitliche Bildungen
 2. verkarstete Gesteine
 3. Sand-, Ton- und Karbonatgesteine
 4. Karbonate
 5. Sandsteine
 6. Schluff- und Tonsteine
 7. Vulkanite und Pyroklastika
 8. Plutonite und Metamorphite

- Höhe
 9. 0 - 100 m
 10. 100 - 200 m
 11. 200 - 500 m
 12. 500 - 1000 m
 13. 1000 - 1500 m
 14. > 1500m
- Reliefenergie
 1. < 25 m/qkm
 2. 25 - 75 m/qkm
 3. 75 - 150 m/qkm
 4. > 150 m/qkm
- Niederschlag (in Schritten von 100 mm von 500 bis 1500)
- Wintertemperatur (in Schritten von 1°C von -5 bis +2)
- Temperaturdifferenz (in Schritten von 1°C von 13 bis 20)

6.4 Durchführung der Clusteranalyse

Die ISODATA-Clusteranalyse wurde im StBA mit der Software von ERDAS-Imagine durchgeführt. Aus dem (sich allerdings nicht ganz erfüllenden) Wunsch heraus, bei stark mosaikartig zusammengesetzten Gebieten eine Homogenisierung zu erreichen, wurde die **Clusteranalyse zweistufig** durchgeführt: Auf Stufe 1 wurden die Daten zu Boden (Bodenart, Bodenzahl), Hydrologie (Grundwasserflurabstand, Vorfluteranzahl), Relief (Höhe, Reliefenergie) und Klima (Niederschlag, Temperaturdifferenz, Januar Temperatur) getrennt geclustert und die jeweils gebildeten 8 Klassen mit den 8 Geologieklassen in einer zweiten Stufe wiederum in einer Clusteranalyse zusammengeführt. Dazu mußten die (zunächst nominalen) Ergebnisse der Stufe 1 in eine Rangfolge gebracht werden (Ordinalskala). Dabei wurde einer inhaltlich-fachlichen Begründung Vorrang vor einer rein mathematisch-statistischen eingeräumt. Im Detail wurden die Klassen so numeriert, daß bei einer festgelegten Kriterienhierarchie von niedrigen zu hohen Klassenmittelwerten durchnumeriert wurde. Die Prioritäten für die einzelnen Kriterien wurden folgendermaßen festgelegt:

- **Boden:** Bodenart, da die Bodenzahl eine u.a. von der Bodenart abhängige Größe ist, nicht jedoch umgekehrt.
- **Hydrologie:** Grundwasserflurabstand, da sich bei der einstufigen Clusteranalyse herausgestellt hatte, daß die Vorfluteranzahl ein nur sehr schwach differenzierendes Kriterium ist.
- **Relief:** Höhe, da die Reliefenergie eher als die absolute Höhe kleinräumige Unterschiede aufweist.

- **Klima:** Niederschlag, da nach Aussage des BfN in der Bundesrepublik die Verteilung der „potentiellen natürlichen Vegetation“ am ehesten am Niederschlag und weniger an den Temperaturverhältnissen orientiert ist und zu erwarten ist, daß die Verteilung von Standorttypen und die der potentiellen natürlichen Vegetation korreliert sind.

Für verschiedene Durchläufe mit unterschiedlicher Klassenzahl (die anfangs durchaus sogar über eine größere Bandbreite von ca. 10 bis 50 variiert wurde) wurden die **Ergebnisse** der zweiten Stufe mit Karten der naturräumlichen Gliederung und der potentiellen natürlichen Vegetation (welche beide auch abiotische Naturausstattungen widerspiegeln) verglichen. Ziel war es, einen ersten Eindruck von der Plausibilität des aus der Raumgliederung resultierenden Gesamtbilds und seiner Differenziertheit zu bekommen. Dieser Vergleich bestätigte die eingangs für sinnvoll erachtete Anzahl von Standorttypen. Akzeptiert wurde letztlich eine Raumgliederung in 30 Klassen, bei der nachträglich drei sehr ähnliche Standorttypen zu einer Klasse zusammengefaßt wurden.

6.5 Ergebnisse der Clusteranalyse und Interpretation

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß eine Clusteranalyse kein inhaltlich-fachliches, sondern ein abstraktes mathematisches Klassifizierungsverfahren ist, bei dem Standorte zu Klassen zusammengefaßt werden, deren Wertedifferenzen insgesamt kleiner sind als die Wertedifferenzen zu Standorten anderer Klassen. Insbesondere heißt dies, daß es für den Algorithmus z.B. keinen Unterschied macht, ob sich zwei Standorte bezüglich des Kriteriums „Boden“ um den Wert 3 unterscheiden oder bezüglich des Kriteriums „Klima“. Als Konsequenz aus dieser Tatsache erhält man Klassen, die nicht inhaltlich scharf definierbar sind, sondern im Hinblick auf alle zur Klassifizierung herangezogenen Merkmale eine gewisse Streuung aufweisen. Eine **Benennung und Charakterisierung der Standorttypen** ist daher auch nur mit einer gewissen Unschärfe möglich. Viel mehr noch als für die Beschreibung (die durch Angabe der jeweils in der Klasse dominierenden Merkmalsausprägungen erfolgen kann) gilt dies für eine anschauliche Bezeichnung. Hier wurde so verfahren, daß - wo immer dies möglich war - die Bezeichnung sich an der hauptsächlichen Verbreitung des jeweiligen Standorttyps orientiert. So wurde z.B. ein Alpentyp gebildet, obwohl dieser Standorttyp auch außerhalb der Alpen anzutreffen ist.

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Standorttypen zu **fünf Gruppen (sog. Landschaftstypen)** zusammengefaßt. Aus Gründen der Anschaulichkeit ist diese Gruppierung stark an der Geologie ausgerichtet. Es werden unterschieden

- Standorttypen der Flußtäler und Niederungen,
- Standorttypen des Flachlands,
- Standorttypen der Mittelgebirge,
- Standorttypen der Schichtstufenlandschaft,
- Standorttypen des Alpenvorlands und der Alpen.

Die vorgenommene Benennung der Cluster ist zur Zeit noch als **vorläufig** anzusehen. Die Cluster werden, wie im folgenden an Beispielen erkennbar, anhand ihrer allgemeinen Merkmale beschrieben. Es wird nochmals ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die genannten Merkmalsausprägungen in der folgenden Beschreibung nicht die in der jeweiligen Klasse ausschließlich vorkommenden, sondern lediglich die dominierenden sind (so wie sich auch die Namensgebung nur an den hauptsächlichen Verbreitungsgebieten und an wesentlichen differenzierenden Merkmalen orientiert). Beispiele für Clusterbeschreibungen sind:

Nordseeküste und Niederungen von Flußunterläufen

schluffig-lehmige Böden, teilweise Moorböden
geringer Grundwasserflurabstand
niedrige Höhe (bis 100 m) und geringe Reliefenergie
überwiegend 700-800 mm Jahresniederschlag
ozeanisches Klima mit milden Wintern (0-2°C Januartemperatur)
Geologie: erdneuzeitliche Bildungen

Moore und Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland

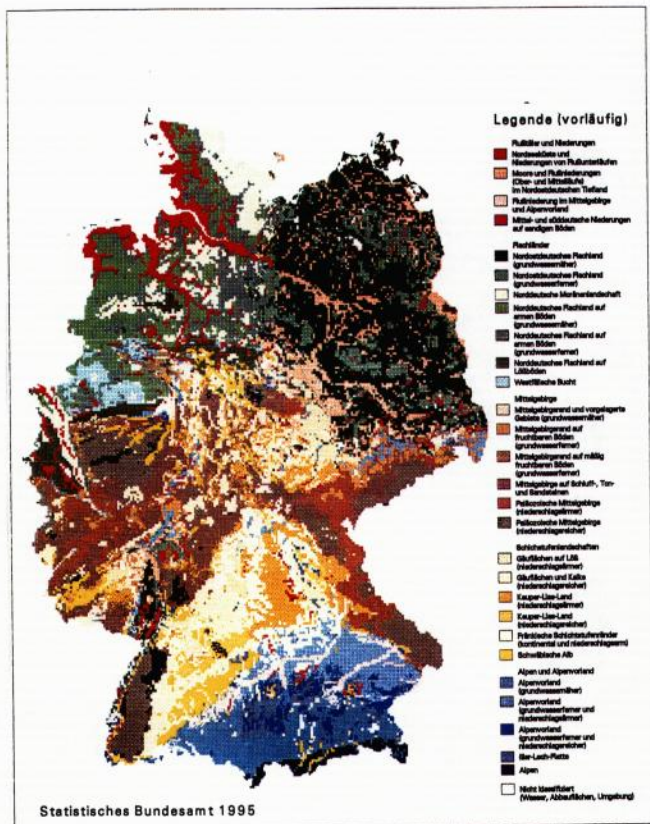
Moorböden oder schluffig-lehmige Böden
geringer bis mittlerer Grundwasserflurabstand
niedrige Höhe (bis 100 m) und geringe Reliefenergie
trockenes (500-700 mm Jahresniederschlag) kontinentales Klima
(Temperaturspanne 17-19°C) mit relativ milden Wintern (Januartemperatur -1/0°C)
Geologie: erdneuzeitliche Bildungen

Flußniederungen im Mittelgebirge und Alpenvorland

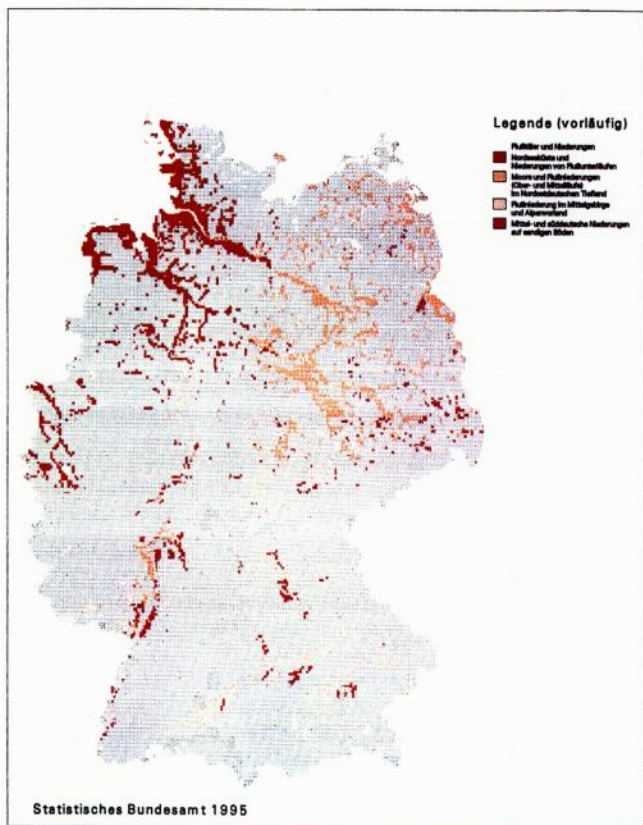
lehmige Böden mittlerer Güte (Bodenzahl 40-50)
geringer Grundwasserflurabstand
höhere Lagen (überwiegend 200-500 m)
trockenes (500-800 mm Jahresniederschlag), sehr kontinentales Klima
(Temperaturspanne 18-20°C)
Geologie: überwiegend erdneuzeitliche, teilweise mesozoische Bildungen

Die folgenden Karten vermitteln einen Eindruck von der Standorttypengliederung Deutschlands. Der Legende können die Namen aller 28 Standorttypen entnommen werden.

Karte 1: Standorttypen Deutschlands
- Ergebnis einer Clusteranalyse -



**Karte 2: Standorttypen der Flußtäler und Niederungen
- Ergebnis einer Clusteranalyse -**



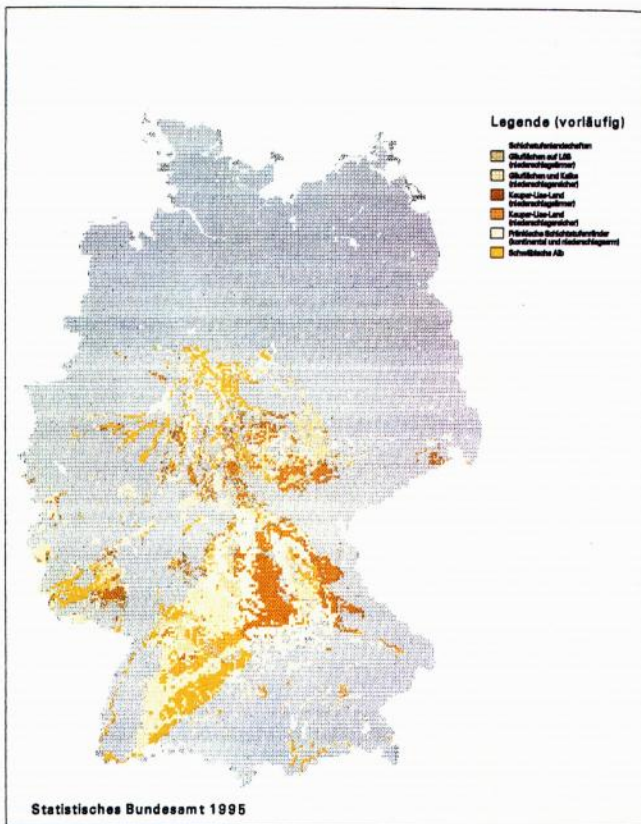
Karte 3: Standorttypen des Flachlandes
 - Ergebnis einer Clusteranalyse -



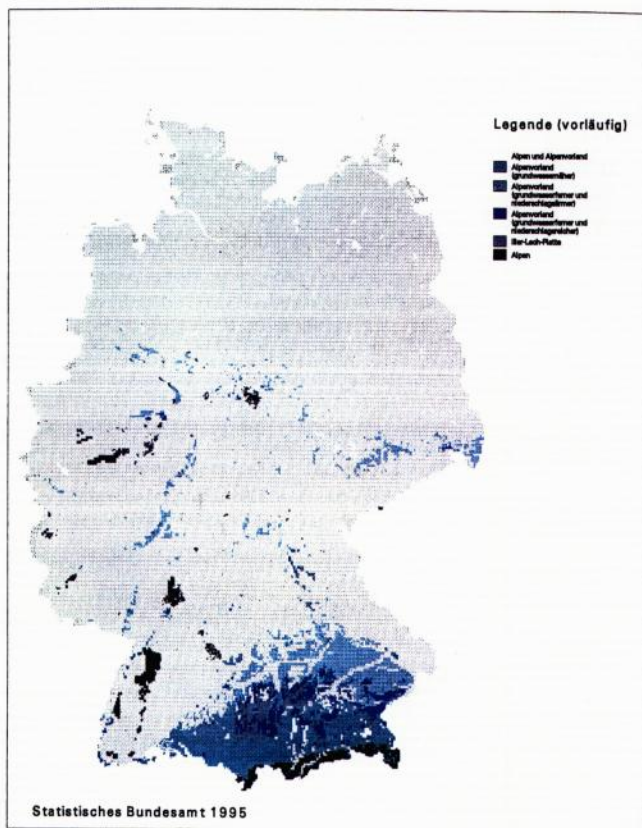
**Karte 4: Standorttypen der Mittelgebirge
- Ergebnis einer Clusteranalyse -**



**Karte 5: Standorttypen der Schichtstufenlandschaft
- Ergebnis einer Clusteranalyse -**



Karte 6: Standorttypen der Alpen und des Alpenvorlandes
- Ergebnis einer Clusteranalyse -



6.6 Faktoranalyse und kritische Beurteilung

Wie bereits zu Beginn des vorigen Abschnitts erläutert, sind alle 28 Klassen durch eine gewisse Streuung ihrer Eigenschaften gekennzeichnet, was auf der Verwendung eines abstrakten mathematischen Klassifizierungsverfahrens beruht. Die Standorttypen sind also nicht „scharf“ definiert, sondern über ihre dominierenden Merkmalsausprägungen, die sich aus den Histogrammen ablesen lassen, welche die Verteilung eines bestimmten Merkmals innerhalb einer bestimmten Klasse anzeigen. Diese Tatsache hat Konsequenzen für die Interpretation und somit auch für die Verwendbarkeit der Standorttypen im Rahmen des Indikatorenprojekts. Konkret muß der eingangs formulierte Anspruch der Standorttypen als gemeinsame räumliche Bezugsbasis aller drei Blickwinkel der Umweltzustandsbeschreibung dahingehend relativiert werden, daß vermutlich zur genaueren Abgrenzung von **sinnvollen räumlichen Bezugseinheiten** für Aussagen über Funktionalität, physische Struktur oder stoffliche Beeinträchtigungen je nach Detaillierungsgrad der Fragestellung genauere Informationen nötig sind. Beispielsweise ist es denkbar, auf die Ausgangsdaten der Clusteranalyse (wie Bodenart oder Niederschlag) zurückzugreifen oder zusätzliche Daten (nicht in die Clusteranalyse eingeflossene abiotische Standortparameter oder biozönotische Daten) mit einzubeziehen. Als „grobe“, allen drei Blickwinkeln gemeinsame Bezugsräume sind jedoch „Ökosystemtypen (bzw. Biotoptypen) in Standorttypen“ sinnvoll, d.h. die räumlichen Schnittmengen der Clusterergebnisse (abiotische Rauminformationen) mit Ökosystem(ober)typen (biozönotische Rauminformation).

Abschließend wurde noch überprüft, inwieweit die zur Klassifizierung herangezogenen Kriterien unabhängig voneinander sind oder inwieweit die fünf Merkmale Boden, Hydrologie, Relief, Klima und Geologie auf weniger als fünf künstliche Merkmale zurückgeführt werden können. Eine **Korrelationsanalyse** und eine **Faktoranalyse** (Software ERDAS-Imagine) lieferten folgende Ergebnisse:

1. Wie zu erwarten sind einige der Stammdaten korreliert, wobei jedoch keine betragsmäßig großen **Korrelationskoeffizienten** auftreten (alle Koeffizienten sind betragsmäßig kleiner als 0,7). Deutlich korreliert (so daß die Varianz der einen Variablen mindestens ein Drittel der anderen erklärt) sind lediglich
 - Reliefenergie und Höhe (Korrelationskoeffizient 0,69),
 - Reliefenergie und Geologie (0,65),
 - Höhe und Niederschlag (0,62),
 - Höhe und Wintertemperatur (-0,62) sowie
 - Wintertemperatur und Temperaturdifferenz (-0,62).
 Auch die bereits geclusterten Daten, die als Eingangsdaten für die zweite Stufe der Clusteranalyse Verwendung fanden, weisen erwartungsgemäß Korrelationen auf, wobei der betragsmäßig größte Wert hier nur bei etwa 0,61 liegt (Geologie/Relief).
2. Eine **Faktoranalyse** (Hauptkomponententransformation) der **10 Stammdaten** erzeugt neue künstliche Komponenten als Linearkombinationen der alten Ausstattungsparameter. Sie inhaltlich zu interpretieren fällt sehr schwer. Allenfalls können die ersten beiden Hauptkomponenten als geomorphologisch-hydrologische Verhältnisse und Bodenverhältnisse gedeutet werden. Viel interessanter ist die Tatsache, daß, um 95% der Gesamtvarianz zu erklären, acht der zehn Hauptkomponenten benötigt werden, die Ausgangsdaten also eine recht geringe Redundanz aufweisen. Allerdings gibt es nur fünf Hauptkomponenten, die jeweils mehr als 5% der Gesamtvarianz erklären.

3. Eine **Faktoranalyse** der **Eingangsdaten für die zweite Stufe** der Clusteranalyse liefert ebenfalls nur schwer interpretierbare Hauptkomponenten, wobei jedoch die ersten beiden wiederum genau wie oben als geomorphologisch-hydrologische bzw. Bodenverhältnisse interpretiert werden können. Es bestätigt sich also die Tatsache, daß dem Klima nur eine untergeordnete Bedeutung zukommt. Um 95% der Gesamtvarianz zu erklären, werden alle Hauptkomponenten benötigt; auch erklärt jede mehr als 5% der Varianz.

Die derzeitige Klassifizierung wurde zur Schichtung der „Ökologischen Flächenstichprobe“ zur Ermittlung der Landschafts- und Ökosystemqualität im Rahmen des Pilotprojekts verwendet (vgl. Abschnitt 8.3). Die Auswertung der Ergebnisse lieferte erste Hinweise auf Brauchbarkeit oder Mängel der Klassifizierung (vgl. Abschnitt 8.8). **Kritische Diskussionen** im Kreis von Experten haben zudem bereits zahlreiche konstruktive Anregungen und Verbesserungsvorschläge hervorgebracht. Als wesentliche Punkte für eine Verbesserung der Standorttypengliederung sind zu nennen:

1. Es zeichnet sich ab, daß eine etwas geringere Anzahl von Standorttypen die Ergebnisse des Indikatorenprojekts immer noch hinreichend differenziert, gleichzeitig jedoch eine Reduktion des benötigten Stichprobenumfangs bei der ÖFS mit sich bringt. Zahlreiche Ergebnisse sind bereits auf der Ebene der fünf Landschaftstypen, d.h. auf deutlich aggregiertem Level, sinnvoll darstellbar und interpretierbar. Insofern sollten die Möglichkeiten einer Raumgliederung mit etwa 15 bis 20 Standorttypen getestet werden. Die teilweise noch deutliche Heterogenität innerhalb der Landschaftstypen kann durchaus in deren einseitiger Orientierung an den geologischen Gegebenheiten begründet sein. Hier wäre es sinnvoll, andere Zusammenfassungen von Standorttypen zu Landschaftstypen, ggf. auch im Rahmen eines hierarchischen Klassifizierungsverfahrens, zu untersuchen.
2. Wünschenswert wäre eine Gliederung, bei der die Aufspaltung in zahlreiche, z.T. nur wenige Pixel umfassende Gebiete mit teilweise auch noch sehr großem Abstand voneinander vermieden werden kann. Insgesamt ist ein homogeneres Bild der Raumgliederung anzustreben.
3. Einige der zur Clustering verwandten Parameter, z.B. Anzahl der Vorfluter oder Grundwasserflurabstand, sind nochmals kritisch hinsichtlich ihrer geforderten langfristigen Stabilität zu prüfen. Ggf. würde eine Clusteranalyse unter Ausschluß dieser Faktoren bessere Ergebnisse liefern.
4. Die Einbeziehung zusätzlicher Stammdatensätze ist zu prüfen. Zu denken ist beispielsweise an das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen oder an bodenchemische Parameter. Dabei besteht natürlich wieder das Problem der flächendeckenden digitalen Datenverfügbarkeit.
5. Die ordinale Anordnung von Merkmalsausprägungen ist bei einigen Stammdaten (z.B. Geologie oder Bodenart) unter ökologischen Gesichtspunkten sehr kritisch zu sehen. Es ist zu überlegen, ob bessere Ordinalskalen denkbar sind oder bei einigen Datensätzen nur zwischen „gleich“ und „ungleich“ unterschieden werden sollte.
6. Schließlich ist es denkbar, das zweistufige Clusterverfahren aufzugeben und/oder die Gewichtung der einzelnen Merkmale zueinander zu variieren.

7. Eine Standortcharakterisierung der Einheiten der potentiellen natürlichen Vegetation liegt vom Bundesamt für Naturschutz vor. Faßt man Einheiten ähnlicher Standorteigenschaften zusammen, hat man damit ein leistungsfähiges Instrument auch zur inhaltlichen Plausibilitätsprüfung von Ergebnissen der Clusteranalyse an der Hand.

Vor diesem Hintergrund ist geplant, vor einer Haupterhebung der ÖFS nochmals eine Clusteranalyse durchzuführen und dabei bisherige Erfahrungen bzw. Expertenkommentare soweit wie möglich zu berücksichtigen. Eine dergestalt verbesserte Einteilung in Standorttypen kann nach den vorliegenden Erfahrungen eine tragfähige Grundlage für eine ÖFS und für das Indikatorenprojekt darstellen.

7 Funktionalität

7.1 Funktionalitätsindikatoren aus der Ökosystemtheorie

Der konzeptionell hochstehende Anspruch der Funktionalitätsindikatoren läßt eine bundesweite und schnelle **Umsetzung** vorerst nicht erwarten. Zum einen sind Präzisierungen der Entwicklungstendenzen von Ökosystemen zu leisten, die zudem in hochindustrialisierten Ländern wie der Bundesrepublik in der Regel stark anthropogen überformt sind. Teilweise stehen auch definitorische Präzisierungen der Indikatoren noch aus. Ferner sind Fragen, wie sich die einzelnen Zielfunktionen bzw. Indikatoren abgrenzen lassen oder überschneiden, wohl nur sehr zeitintensiv beantwortbar.¹⁸³ Zum zweiten ist - eine Operationalisierung der Indikatoren auf der Grundlage der skizzierten Variablenbereiche einmal vorausgesetzt - der Datenbedarf vergleichbar anspruchsvoll. Empirische Daten müssen dabei zuerst modellimmanenten Zwecken genügen; erst nach ihrer Verifikation, Kalibrierung und Validierung können Simulationsmodelle für angewandte Zwecke, d.h. in den UGR, eingesetzt werden. Hierbei ist jedoch unbedingt zu beachten, daß sie nur innerhalb des Validierungsbereichs verlässliche Ergebnisse liefern. Daher müssen die Modelloutputs auch im Anwendungsfall stets über Datenerhebungen kontrolliert und durch empirische Prüfungen begleitet werden.

Hinzu kommt das Problem einer möglichen "**Neuvalidierung**" von Modellen zur Konstruktion bestimmter Funktionalitätsindikatoren, wenn sie Aussagen über andere als die zuerst herangezogenen Ökosysteme (bzw. -typen) machen sollen. Im Anschluß an die Lösung dieser Arbeitsschritte vervielfacht sich das Problem erforderlicher realer Datenbestände, wenn statistische Repräsentativitätskriterien ausreichend berücksichtigt werden sollen. Es müssen genügend Erhebungen vorliegen, damit auch auf nationaler Ebene Entwicklungstendenzen von Ökosystemen erkennbar werden können.

Bevor also mit einer bundesweiten Erhebung von Daten zur Berechnung von Funktionalitätsindikatoren aus dem Ansatz der Ökosystemforschung begonnen werden kann, sind noch eine Reihe **vorbereitender Aufgaben** zu erfüllen und Fragen zu klären. Dies betrifft z.B.

¹⁸³ Hierzu fand vom 30.8. bis 4.9.1996 ein Workshop in Salzwedel, Schleswig-Holstein, statt mit dem Thema "Unifying Goal Functions".

- Weiterentwicklung der Simulationsmodelle

Bislang wurden dynamische Meßgrößen und Modellvariable für Teilmodelle festgelegt. Die Einigung auf einen endgültigen Variablensatz, v.a. in Absprache mit anderen Vorhaben, steht aber noch aus. Um Goal Functions rechnerisch umsetzen zu können, müssen weiterhin die hierfür notwendigen **komplexen Simulationsmodelle** zur Verknüpfung der Teilmodelle entwickelt und erprobt werden. Ebenso müssen für alle als wichtig betrachteten Ökosysteme die spezifischen Sollbereiche (window of viability) bestimmt werden, um die Meßergebnisse bewerten zu können. Dies gilt auch für Landschaftssysteme (s.u.), wenn diese Ebene mitbetrachtet werden soll. Für Zwecke der deskriptiven Darstellung in den UGR ist jedoch die Festlegung eines Sollkreises verzichtbar. Man kann mit derselben Darstellungsform auch zeitliche Entwicklungen aufzeigen, was die Anforderungen beträchtlich reduziert. Die Festlegung **normativer Soll-Werte** wäre dann erst ein nächster Schritt. Durch wissenschaftliche Beratung unterstützt müssen politische und gesellschaftliche Entscheidungen zur Interpretation und Nutzung der Daten getroffen werden.

- Festlegung der Erhebungsräume und konzeptionelle Abstimmung mit der Ökologischen Flächenstichprobe

Die Erhebungsräume sollten, wie es in der Ökologischen Flächenstichprobe angestrebt ist, ein **repräsentatives Bild** für ganz Deutschland liefern. Da die Berechnung der ganzheitlichen Funktionalitätsindikatoren nur sinnvoll ist, wenn alle notwendigen Meßgrößen jeweils im gleichen Beobachtungsraum gewonnen werden, wäre langfristig gesehen die gemeinsame Erhebung mit den physischen Indikatoren in den Einheiten der Ökologischen Flächenstichprobe optimal. Die Strukturdaten aus der ÖFS - ergänzt um einige weitere, für die Indikation der Funktionalität wichtige Strukturdaten - könnten dann direkt in die Berechnung der Goal Functions eingehen. Aus Gründen der Finanzierbarkeit schlägt MÜLLER vor, pragmatisch vorzugehen, d.h.

- in einem ersten Schritt mit der Umsetzung in den wenigen, nicht nach Kriterien der ÖFS ausgewählten **Ökosystemforschungsräumen** zu beginnen und dort die Strukturdaten der Flächenstichprobe mitzubeobachten,
- in einem zweiten Schritt neu auszuweisende **Flächen in Biosphärenreservaten** zu nutzen und ggf. weitere Flächen in den Bundesländern zu finden und
- in einem dritten Schritt zu prüfen, welche wichtigen **Standorttypen der ÖFS** in einem bis dahin erreichten Basissatz von Beobachtungseinheiten (notwendige Anzahl noch festzulegen) fehlen und diese als prioritär für den weiteren Ausbau festzulegen.

Problematisch dürfte aber bei diesem Vorgehen die Repräsentativität und Hochrechenbarkeit bleiben, da der **Repräsentativitätsbegriff** in der Ökologischen Flächenstichprobe und in der Ökosystemforschung oft in unterschiedlichem Sinn verwendet wird.

Die zu verwendenden Simulationsmodelle der Funktionalität, die sich zunächst nur auf Ökosysteme beziehen, sollen langfristig auf die Skala des **Landschaftsniveaus** weiterentwickelt werden, damit die Funktionalitätsindikatoren in vereinfachter Form auch auf dem Landschaftslevel der Flächenstichprobe (Ebene I, 1 qkm) nutzbar sind.

- Konzeptionelle Abstimmung mit anderen Vorhaben und Institutionen

Bezüglich der Datenerfassung schlägt MÜLLER vor, die Zusammenarbeit mit empirisch aktiven Institutionen zu organisieren und sektoral arbeitende Behörden für eine Modifikation und Einbettung der Arbeiten in ein **Gesamtsystem** zu überzeugen. Wichtige Institutionen sind das UBA, BfN, Deutscher Wetterdienst, Umweltprobenbank und Bundesländer. Besonders wichtig ist eine künftige konzeptionelle Abstimmung hinsichtlich Meßgrößen, Methoden und Modellen mit dem ähnlich gelagerten Vorhaben der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten.

- Technische Abstimmung der Methoden

Grundsätzlich sind für alle vorgeschlagenen Meßgrößen Standardverfahren vorhanden, aber es müssen die am besten geeigneten Methoden ausgewählt werden. Für eine flächendeckende Vergleichbarkeit ist also die **Festlegung der Meßtechnik**, der Geräte, der Beprobungsmethodik oder der Analytik unumgänglich. Für die Indikatoren und Variablen (dynamische Meßgrößen) sowie die Rechenvorschriften und Aggregationsverfahren sind Kennblätter anzulegen. Es müssen ein Datenverarbeitungskonzept entwickelt und Auswertungs- und Bewertungsverfahren konzipiert werden.

- Erarbeitung eines Implementierungsplans

Insgesamt sind noch **erhebliche Anstrengungen** nötig, bevor eine Indikation der Ökosystemfunktionalität praktisch ausgeführt werden kann. Forschung, Festlegungen, Abstimmungen, Konkretisierungen sind erforderlich, für die sinnvollerweise ein Implementierungsplan zu erarbeiten ist. Eine Reihe inhaltlicher, organisatorischer und arbeitstechnischer Problemfelder ist näher ausgeführt bei MÜLLER (1987).¹⁸⁴

7.2 Funktionalität in der Landschaftsökologie (Bilanzansatz)

Wie unter Abschnitten 3.2.3.3 und 5.2.3 beschrieben, versteht sich der Bilanzansatz als breit angelegtes Informationssystem, aus dem Indikatoren nicht vorab, sondern ad hoc und je nach aktueller Problemlage zu bilden sind. Folglich kann an dieser Stelle nicht die Umsetzung der Indikatoren, sondern nur die des Beobachtungs- und Berichtssystems über **Basisdaten** thematisiert werden.

Für die Umsetzung des modellgeleiteten Weges der Umweltbeobachtung nach dem Bilanzmodell (siehe Abschnitt 3.2.3.3) eignen sich nach KERNER (1997) die **Stichprobenflächen der Ökologischen Flächenstichprobe** in den UGR in idealer Weise. Hervorgehoben wird der den Vorgehen in der UGR adäquate Versuch einer umfassenden

¹⁸⁴ MÜLLER (1997).
StBA, Beiträge zu den UGR, Band 5/1998

Bilanzierung sowie die Vorzüge des Top-down-Ansatzes, auch in den Fällen Daten zu liefern, in denen Beobachtungen vor Ort fehlen oder die Belegungsdichte für die Übertragung von Beprobungsergebnissen für die Standorttypen der Stichprobenflächen nicht ausreicht. Allerdings ist auch dieser Ansatz heute und morgen nicht ohne weiteres in die Praxis umsetzbar, und es gilt das bereits in Abschnitt 3.2.3.2 zur UBA-Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung Gesagte: Das Handwerkszeug zur Umsetzung und Bewertung muß noch entwickelt werden. Erschwerend kommt außerhalb der Biosphärenreservate sicher die unzureichendere Datenlage hinzu. Einige der noch **offenen Punkte** für die Anwendung seien aufgezählt; Vorbedingungen für ein Funktionieren des Modells sind u.a., daß

- eine endgültige Stoffauswahl für die zu berücksichtigenden Variablen des Bilanzansatzes (Hauptnährstoffe und Spurenelemente für Pflanzen, Fremd- und Belastungsstoffe) getroffen wird,
- die erforderlichen Variablen genau definiert sind. (Welche Variablen des „Kerndatensatzes“ aus den Biosphärenreservaten kommen hier noch zur Anwendung?),
- alle einmalig oder in großen zeitlichen Abständen einzugebenden Eingabedaten, nach jeder Beobachtungseinheit differenziert, bereits bekannt sind und zur Verfügung stehen,
- Flächendaten ausreichender Genauigkeit zu Landschafts- und Ökosystemen in den drei verschiedenen Maßstäben im GIS vorliegen, um den Anspruch der Verortung und der Flächendeckung zu erfüllen,
- die umfangreichen Algorithmen für die vielfältigen und komplexen Rechenvorgänge festgelegt sind und die Realität angemessen simulieren können. Nach KERNER ist die „mathematische Formulierung einzelner Funktionsbeziehungen ... Aufgabe einer intensiven Zusammenarbeit mit Fachbereichen der Grundlagenforschung und Modellieren.“¹⁸⁵

KERNER empfiehlt eine „**Arbeitsteilung**“ zwischen dem Vorgehen der Ökosystemforschung und dem Bilanzansatz. Eine iterative Ergänzung und Verifizierung zwischen modellgeleitetem und datengeleitetem Vorgehen soll zu gegenseitiger Befruchtung und Verifizierung führen. „Wir sehen den größten Gewinn dieser Art der Arbeitsteilung ... darin, daß der datengeleitete Weg in der Vielfalt seiner Aufgaben das Ziel nicht aus den Augen verliert und der modellgeleitete Weg nicht vom Boden der wissenschaftlichen Fakten, abgesicherter Methoden und validierter Daten abhebt.“¹⁸⁶

Grundsätzliche **Bedingung** für ein erstmaliges Anlaufen des Bilanzmodells ist aber, daß ein Grundstock von Daten aus der Ökosystemforschung und anderen Bereichen vorliegt, mit dem gearbeitet werden kann. Aussagen darüber, inwieweit das landschaftsökologische Top-Down Modell heute schon praktikabel ist, sind nur durch Pilotvorhaben (wie z.B. das F+E Pilotprojekt für die Rhön oder am Beispiel von Stichprobeneinheiten aus dem Testgebiet der ÖFS) zu prüfen und bedürfen bei dieser Gelegenheit der Ausarbeitung der methodischen Details.

Zu weiteren Überlegungen hinsichtlich des Ausbaus der Ökologischen Umweltbeobachtung siehe Abschnitt 11.

¹⁸⁵ KERNER (1997).

¹⁸⁶ KERNER (1997).

8 Physische Struktur: Ökologische Flächenstichprobe

8.1 Ziele und Aufgaben der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS)

Die derzeit regelmäßig erhobenen nationalen Informationen über den Umweltzustand konzentrieren sich vorrangig auf die Belastung von Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft) und Organismen mit schädlichen Stoffen (Blickwinkel „Stoffe“ in der Umwelt). Hier wurden seit Beginn der 70iger Jahre eine Reihe flächenhafter Meßnetze angelegt. Auch Daten über Zustand und Qualität von Landschaft und Natur unter **Strukturgesichtspunkten**, mit denen ebenso wichtige Aussagen über den Umweltzustand möglich sind (Blickwinkel „Physische Struktur“; zu den Blickwinkeln siehe Abschnitt 4.3), sind in großer Fülle vorhanden. Hier handelt es sich aber im Gegensatz zur Beobachtung der Stoffe um eine Anhäufung von Detailinformationen, die auf Einzelfälle bezogen sind und nur für begrenzte Raumausschnitte, günstigstenfalls für einzelne Bundesländer, gesammelt wurden. Die Erhebungs- und Untersuchungsorte sind unter nationalen Gesichtspunkten im allgemeinen wenig repräsentativ, die Methoden und Erhebungsmerkmale nicht abgestimmt und die Zeitreihen, sofern vorhanden, nicht vergleichbar.

Aus diesem Grund wurde im Rahmen des Indikatorenprojekts großes Gewicht auf die Konzeption der „Ökologischen Flächenstichprobe“ gelegt. Sie bietet auf Bundesebene erstmals eine verlässliche Basis zur repräsentativen Erfassung und zur Bewertung der strukturellen Veränderungen in Natur und Landschaft und damit auch eine Entscheidungsgrundlage für zielgerichtetes politisches Handeln. Die **Ziele und Aufgaben** der Flächenstichprobe werden u.a. darin gesehen,

- die Voraussetzung für eine systematische, repräsentative, bundesweit einheitliche und periodisch wiederholte Datenbeschaffung zur physischen Struktur mit einem vertretbaren Aufwand in Dauerbeobachtungsflächen zu schaffen,
- eine Berichterstattung über Bestand und Veränderung der Flächen von Biotoptypen sowie der Arten von Flora und Fauna in Biotoptypen zu ermöglichen,
- damit zum ersten Mal bundesweit verlässliche Angaben zur Verbreitung und Qualität von Biotopen vorzulegen und eine wichtige Unterstützung für naturschutzpolitisches Handeln zu liefern, weil hiermit Naturschutz in der Fläche, d.h. eine nachhaltige Nutzung auch außerhalb von Naturschutzgebieten, darstellbar wird,
- flächenhafte Veränderungen der biologischen Vielfalt in Deutschland für die bundesweite Naturschutzpolitik darzustellen,
- Erfolge und Mißerfolge der Naturschutzpolitik auf Bundesebene meßbar zu machen, da das Ausmaß der Veränderungen erkannt werden kann,
- eine Vergleichsbasis für gezielte Flächenschutzmaßnahmen bereitzustellen, um beispielsweise die Effektivität von Naturschutzgroßvorhaben des Bundes im Vergleich zum Zustand der Gesamtlandschaft aufzuzeigen.

Die ÖFS sollte als wichtiger Teilbeitrag zur Ökologischen Umweltbeobachtung, wie sie im Regierungsentwurf zur Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes gesetzlich verankert ist, gesehen werden (siehe auch Abschnitt 11). Dabei sind die Ziele der ÖFS nicht allein auf die Abbildung von Strukturinformationen beschränkt. Vielmehr wird die Flächenstichprobe von den Bearbeitern als geeignet angesehen, ein **Basisinstrument** für die **repräsentative ökologi-**

sche Umweltbeobachtung auf der nationalen Ebene zu bilden, dessen Ergebnisse so weit wie möglich auch für Fachplanungen auf Bundesebene herangezogen werden sollen.

Die Flächenstichprobe dient im Sinne der Indikatorenpyramide (vgl. Abbildung 2.1-1) der Erfassung von „Primary Data“. Das Schwergewicht der Darstellung im Abschnitt 8 wird aber auf die **Indikatorenbildung** und ihre Grundlagen gelegt. Auf das naturschutzfachliche Auswertungspotential der Primärdaten der ÖFS wird hier nicht näher eingegangen. Dies bleibt in Zukunft potentiellen Nutzern der erfaßten Basisdaten überlassen.

In der Flächenstichprobe wird die belebte Umwelt grundsätzlich in ihrer **sichtbaren Erscheinungsform** (entsprechend dem hier verwendeten Verständnis der physischen Struktur) erfaßt. Es werden demzufolge keine chemischen Analysen vorgenommen; der stoffliche Aspekt der Umwelt bleibt im Konzept auf sekundärstatistische Auswertungen beschränkt (Abschnitt 9: Stoffe). Dies geschieht aus pragmatischen Gründen, da eine parallele Analyse von Stoffen in den Stichprobenflächen - so wünschbar sie wäre - aus Kostengesichtspunkten ausscheidet.

8.2 Gesamtkonzept

Eine flächendeckende nationale Erhebung von Daten zum Biotoptypenbestand und zur physischen Struktur der Landschaft erscheint sowohl aus zeitlichen als auch finanziellen Gründen nicht realistisch. Gleichzeitig sind jedoch repräsentative Ausgangsdaten wünschenswert. Daher wurde das Konzept einer ökologischen **Stichprobe** erarbeitet. Dieses Stichprobenkonzept basiert in seinen Grundzügen auf dem im Rahmen des britischen Countryside Survey angewandten Verfahren.¹⁸⁷ Letzteres wurde für die speziellen Belange des Indikatorenprojekts in einer gemeinsamen Arbeitsgruppe aus Mitarbeitern des Bundesamts für Naturschutz und des Statistischen Bundesamtes und über Unteraufträge an die Firmen NATURNAH (Bonn) und ÖKON (Lohhof b. München) modifiziert und erweitert.¹⁸⁸

Abbildung 8.2-1 gibt einen **Überblick** über Inhalt und Aufbau der Ökologischen Flächenstichprobe. Zunächst wurde die Fläche der Bundesrepublik Deutschland auf der Basis abiotischer, zeitlich unveränderlicher Variablen (z.B. Relief, Temperatur, Niederschläge) mittels einer Clusteranalyse in 28 Standorttypen eingeteilt.¹⁸⁹ Diese Standorttypen stellen - wie in Abschnitt 4.8.1.4 erläutert - jeweils Räume mit ähnlichem natürlichem Entwicklungspotential bzw. ähnlicher Empfindlichkeit dar. Aufgrund ihrer zeitlichen Stabilität dienen sie zur Schichtung der Stichprobe.

Grundsätzlich sind alle Landschaften - Agrarlandschaften, urbane Räume, Waldlandschaften und sonstige Landschaftstypen - in eine derartige Stichprobe einzubeziehen, so daß der Aspekt der physischen Struktur im Indikatorensystem für die gesamte Fläche des Bundesgebietes dargestellt werden kann. Ausgehend von CORINE Land Cover lassen sich Typen einheitlicher

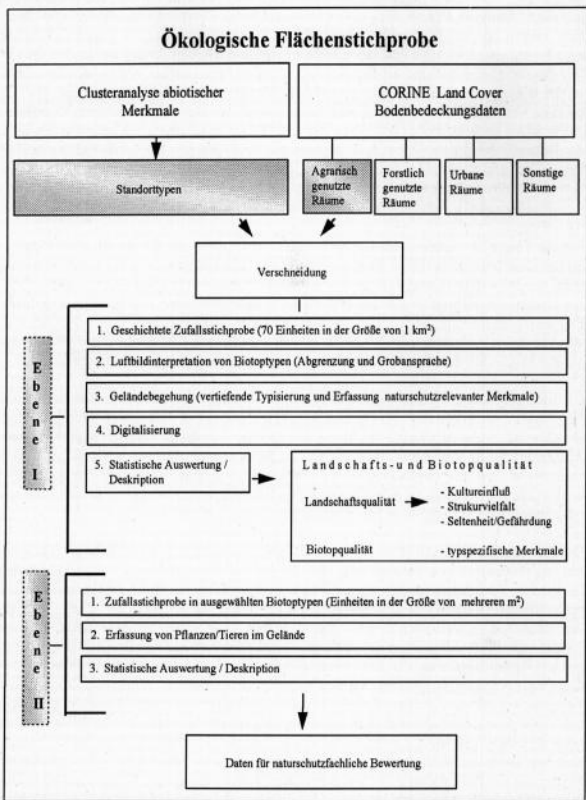
¹⁸⁷ BARR/BUNCE et al. (1993).

¹⁸⁸ BACK/ROHNER/SEIDLING/ WILLECKE (1996), SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996).

¹⁸⁹ Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde durch FRÄNZLE et al. (1987) im Rahmen der Auswahl von Hauptforschungsräumen für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland für die alten Bundesländer ebenfalls eine Raumlagerung der Bundesrepublik vorgenommen, die zur Auswahl von 19 Gruppen (vergleichbar den Standorttypen) führte. Die Ableitung der 28 Standorttypen beinhaltet eine Erweiterung auf die neuen Bundesländer, wurde bisher aber noch nicht dem Vorgehen bei der Auswahl der Hauptforschungsräume gegenübergestellt.

Bodenbedeckung im Sinne der dort verwandten Nomenklatur unterscheiden. Diese werden im folgenden als Raumtypen angesprochen.

Abbildung 8.2-1: Ablauf der Ökologischen Flächenstichprobe



Die Ökologische Flächenstichprobe unterscheidet zwischen zwei verschiedenen Maßstabsebenen: Auf der **Ebene I** werden **Indikatoren zur Landschafts- und Biotopqualität** erfaßt. Hierzu werden Luftbilder hinsichtlich der in einer Stichprobenfläche vorhandenen Biotoptypen, deren Abgrenzungen und ihrer Flächengrößen ausgewertet. Anschließend erfolgt eine Geländebegehung, bei der die Ergebnisse der Biotoperfassung aus dem Luftbild überprüft werden und die Biotoptypen anhand eines eigens entwickelten Biotoptypenschlüssels stärker differenziert werden können. Dieser Biotoptypenschlüssel unterscheidet ca. 500 Typen und enthält auch bereits einige wichtige qualitative Differenzierungen. Darüber hinaus werden bei der Geländebegehung Kleinbiotopie erfaßt, die im Luftbild nicht erkennbar sind, sowie für ausgewählte Biotoptypen besondere Zusatzmerkmale (Qualitätsmerkmale) aufgenommen. Die Ergebnisse von Luftbildinterpretation und Geländebegehung werden anschließend digitalisiert und in einem geographischen Informationssystem (STABIS - Statistisches Informationssystem zur Bodennutzung) gespeichert. Eine Auswertung der Ergebnisse zur Landschafts- und Biotopqualität erfolgt sowohl für Landschaften (oft Indikatorenbezogen auf einen Quadratkilometer (**Landschaftsqualität**, siehe Abschnitt 8.4.1) als auch für die ausgewählten Biotoptypen (**Biotopqualität**, siehe Abschnitt 8.4.2).

Für die **Ebene II** werden wiederum bestimmte Biotoptypen, nun für detailliertere Untersuchungen, ausgewählt. In diesen Biotoptypen werden Unterstichproben in der Größe von mehreren Quadratmetern (Flora) oder auch in Form von Transekten (Fauna) gezogen und auf diesen Flächen die vorhandenen **Arten** (Pflanzen, Arten ausgewählter Tierartengruppen) erfaßt. Erst die Zusammenführung von Landschafts- und Biotopqualität (Ebene I) mit dem Artenbestand bestimmter Biotoptypen (Ebene II) erlaubt eine optimale Beurteilung der Ökosystemqualität hinsichtlich der physischen Struktur, wie sie im Indikatorensystem angestrebt wird.

Die Erfassungsmerkmale zur Beschreibung und Bewertung der Qualität von Landschaft und Natur wurden im Hinblick auf das naturschutzpolitische **Ziel des Arten- und Biotopschutzes** (Biodiversität, siehe Abschnitt 3.3.3.3) und das **Ziel der Erhaltung von Schutzgütern** (siehe Abschnitt 3.3.3.2) ausgewählt. Bezogen auf das letztgenannte Ziel stehen Landschaften und Ökosysteme (und ihre Ausstattung) als Schutzgüter im Vordergrund. Andere, möglicherweise konkurrierende Schutzgüter (wie Grundwasser) bzw. Umweltthemen (wie Klima, Erholung o.ä.) finden in der Ökologischen Flächenstichprobe keine Berücksichtigung.

Das Konzept der ÖFS wurde im Anschluß an seine Entwicklung in einem **Pilotprojekt** getestet, um praxisorientierte Anhaltspunkte über Stärken und Schwächen bzw. Möglichkeiten und Grenzen zu bekommen. Dabei erfolgte im Pilotprojekt aufgrund seiner Zielsetzung und aus pragmatischen Gründen eine Beschränkung auf das Testgebiet der Agrarlandschaft (im Sinne des Raumtyps Agrarlandschaft bzw. der CORINE Land Cover Bodenbedeckungsklasse Landwirtschaftliche Flächen) in sieben ausgewählten Standorttypen von Brandenburg, Thüringen und Berlin. Die sieben Standorttypen umfassen etwa 80 % der Agrarlandschaft dieser Länder. Dieser etwas ungewöhnliche und für Ergebnispräsentationen nicht optimale Zuschnitt des Testgebiets erklärt sich im wesentlichen aus den Zielsetzungen des Pilotprojekts, die generell in der Vorbereitung einer späteren Haupterhebung im gesamten Bundesgebiet zu sehen ist. Zum einen wird dabei geklärt, inwieweit die bisher vorliegenden Konzepte (z. B. in Großbritannien) eine Anpassung an die deutschen Gegebenheiten und an den Datenbedarf erfordern. Zudem werden mit der Piloterhebung Stichprobenkonzept, Erhebungspapiere, die praxisgerechte Differenzierung der Erhebungsmerkmale und die Erhebungsorganisation überprüft, um mögliche Schwachstellen bereits vor einer Haupterhebung aufdecken zu können. Die Ergebnisse der Piloterhebung für das Testgebiet sind ferner notwendig, um mit Blick auf eine Haupterhebung

abschätzen zu können, welcher Stichprobenumfang zur Abdeckung der angestrebten Aussageziele notwendig erscheint. Auch der Aussagegehalt der Standorttypen für die Darstellung der Ergebnisse zum Blickwinkel der physischen Struktur läßt sich ohne einen solchen Test kaum sinnvoll beurteilen. Gerade bei einem neuen Erhebungsinstrument wie der ÖFS ist ein solcher methodisch ausgerichteter Praxistest letztlich unverzichtbar.

Eine vollständige Darstellung der Methoden und Konzepte der ÖFS an dieser Stelle würde den Umfang des Endberichts sprengen. Daher wird im folgenden nur eine knappe Übersicht über die zentralen Aspekte gegeben.

8.3 Design der Stichprobe

Da eine flächendeckende Erfassung der Landschafts- und Ökosystemstruktur Deutschlands aus zeitlichen und finanziellen Gründen nicht realisierbar ist, muß auf ein **Stichprobenkonzept** zurückgegriffen werden, d.h. man erhebt die gewünschten Daten nur auf einer bestimmten Anzahl von Teilflächen und rechnet die Ergebnisse anschließend auf die gesamte Bundesrepublik hoch. Für diesen Rückschluß von den Stichprobenflächen auf die Grundgesamtheit wird in der Fachliteratur auch oft der Begriff „Schätzung“ anstelle von „Hochrechnung“ verwendet.

8.3.1 Allgemeine Anforderungen an die Stichprobenziehung

Ziel muß es sein, mit der Auswahl einer begrenzten Anzahl von Untersuchungseinheiten ein möglichst genaues Abbild der Grundgesamtheit - d.h. des Gegenstands, für den eine Aussage erzielt werden soll - zu erhalten. Diese Auswahl kann grundsätzlich auf **zwei Arten** geschehen: auf der Basis von Expertenwissen („typische Auswahl“) oder als statistische Zufallsauswahl.

Vielfach herrscht im naturschutzfachlichen Bereich die **nichtzufällige typische Auswahl** vor. Diese gezielte Wahl erlaubt keinen statistisch gesicherten Rückschluß auf die Grundgesamtheit. Inwieweit die Ergebnisse verallgemeinerungsfähig sind, kann nicht beurteilt werden, es ist vielmehr eine Frage von einer nicht weiter beurteilbaren Akzeptanz der Ergebnisse oder des Auswahlverfahrens.¹⁹⁰ Das bedeutet nicht unbedingt, daß die entsprechenden Ergebnisse bei einem hinreichend großen Stichprobenumfang für die ausgewählten Typen in jedem Fall schlechter sein müssen als die einer statistischen Zufallsauswahl; letztlich ist dies allerdings kaum einschätzbar. Bei eher qualitativ ausgerichteten Untersuchungen mit starker Detailtiefe in einem überschaubaren Untersuchungsgebiet kann die nichtzufällige typische Auswahl durchaus vorteilhaft sein. Offensichtlich ist jedoch, daß bei zunehmender Komplexität eines Betrachtungsgegenstands die typische Auswahl immer schwieriger und fragwürdiger wird. Dies gilt insbesondere auch im Hinblick auf einen so komplexen Betrachtungsgegenstand wie die ÖFS, wo nicht nur die regionale Abgrenzung schwer überschaubar ist (Repräsentanz aller Standorttypen in Deutschland), sondern wo aufgrund der Vielfalt und Unterschiedlichkeit der Merkmale Repräsentanzkriterien für eine gezielte Auswahl schwer zu bestimmen sind.¹⁹¹

¹⁹⁰ Das gilt im Prinzip unabhängig davon, ob für die Auswahl der Typen bzw. ihrer Repräsentanten quantitative Informationen bzw. statistische Verfahren eingesetzt werden oder nicht.

¹⁹¹ Man denke etwa an eine Festlegung der Kriterien für Vegetationsplots durch die Begeher vor Ort „per Expertenwissen“, die sicherstellen mußten, daß unterschiedliche Ausprägungen eines Biotoptyps hinreichend berücksichtigt sind.

Als Alternative bietet sich daher trotz des deutlich höheren Arbeitsaufwands und der höheren Kosten eine **statistische Zufallsauswahl** an, die den Vorteil hat, daß Verallgemeinerungen im Hinblick auf Aussagen über die Grundgesamtheit (Deutschland insgesamt) hinsichtlich ihrer Aussagepräzision beurteilt werden können. Es können durch die Auswahl bedingte Fehlerspielräume für einzelne Aussagen berechnet werden. Dies ist aber wiederum an bestimmte Anforderungen an die Stichprobenziehung gebunden. Man muß - sieht man an dieser Stelle zunächst von Kostenrestriktionen und organisatorischen Aspekten ab - drei teilweise miteinander konkurrierende Ziele miteinander vereinbaren:

1. Die stichprobentheoretischen Grundanforderungen müssen erfüllt sein.
2. Der Stichprobenzufallsfehler soll möglichst klein sein.
3. Zuvor festgelegte räumliche Aussageeinheiten müssen hinreichend berücksichtigt werden.

ad 1: Grundvoraussetzung ist, daß aus stichprobentheoretischen Gründen zum einen die zur Hochrechnung auf die Grundgesamtheit verwendbare untersuchte Fläche innerhalb der interessierenden Gesamtfläche - oder Grundgesamtheit - liegen muß. Dabei muß jeder Punkt der Grundgesamtheit bei der Ziehung der Stichprobe eine berechenbare Chance haben, in die Stichprobe (d.h. die untersuchte Fläche) zu gelangen. Diese **Auswahlwahrscheinlichkeit** ist Grundlage der Hochrechnung.

ad 2: Der unvermeidliche **Stichprobenzufallsfehler** hängt - abgesehen von der Streuung der untersuchten Merkmale - in erster Linie vom Umfang der Stichprobe (d.h. von der Anzahl der Stichprobenflächen) und in geringerem Ausmaß vom Auswahlatz (d.h. vom Verhältnis der untersuchten Fläche zur Fläche der Grundgesamtheit) ab.

ad 3: Sind Aussagen nicht nur für die Grundgesamtheit, sondern auch für bestimmte Ausschnitte gewünscht, müssen entsprechend diese Ausschnitte bei der Stichprobenziehung hinreichend berücksichtigt werden. Will man beispielsweise Aussagen über Biosphärenreservate machen, müssen in ausreichendem Umfang Stichprobenflächen in Biosphärenreservaten liegen. Im Indikatorenprojekt zur Umweltzustandsbeschreibung in den UGR werden Aussagen zur Struktur von Landschaft und Ökosystemen auch für einzelne **Standorttypen** sowie getrennt für agrarisch genutzte Flächen, Waldflächen, Siedlungsflächen und sonstige Flächen verlangt. Die Einteilung folgt hier der Typisierung der Bodenbedeckung (CORINE Land Cover), in die neben Bodenbedeckungs- auch Bodennutzungsaspekte integriert sind; im folgenden wird der Einfachheit halber nur von „**Bedeckungstypen**“ gesprochen.

Sowohl die Reduzierung des Zufallsfehlers für die Gesamtheit als auch die hinreichende Berücksichtigung wichtiger räumlicher Aussageeinheiten (Nachweisungspositionen) kann über eine „**Schichtung**“ der Stichprobe erreicht werden. Dabei unterteilt man die Grundgesamtheit (hier die Bundesrepublik) in einzelne Schichten (z.B. die Standorttypen und Bedeckungstypen) und zieht für diese einzelnen Schichten getrennt einen zuvor festgelegten Teil der gesamten Stichprobe. Der Auswahlatz kann dabei von Schicht zu Schicht variieren. Insofern wird auch bei Zufallsstichproben Vorwissen über die Grundgesamtheit, das allerdings in Form quantitativer Informationen für die gesamte Grundgesamtheit vorliegen muß, genutzt.

8.3.2 Vorgehen bei der Pilotstudie der ÖFS

Für eine ÖFS, die quantitative Aussagen für Deutschland im Auge hat und mit den Ebenen I und II sehr komplexe Erhebungsinhalte aufweist, kommt aus statistischer Sicht nur eine Zufallsauswahl in Frage. Geht man für die **Haupterhebung** des Indikatorenprojekts auf der Ebene I (Landschafts- und Biotopqualität) bei ersten Plausibilitätsüberlegungen von einem Stichprobenumfang von etwa 800 Stichprobeneinheiten in Form von je 1qkm großen quadratischen Stichprobenflächen aus¹⁹², sollte die Anzahl der Standorttypen die Zahl von etwa 30 nicht überschreiten, um den Zufallsfehler für die Standorttypen vertretbar klein zu halten.

Für das **Pilotprojekt**, dessen Stichprobenumfang aus zeitlichen und finanziellen Gründen auf 70 Stichprobeneinheiten beschränkt ist, bedeutet dies, daß nicht alle Standorttypen und Bedeckungstypen berücksichtigt werden können, sondern daß die **Grundgesamtheit** eingeschränkt werden muß. Daher wurden sieben Standorttypen in den landwirtschaftlich genutzten Bodenbedeckungstypen der drei Bundesländer Brandenburg, Berlin und Thüringen ausgewählt. Der Bezug zu den Bodenbedeckungstypen implizierte automatisch auch die Einschränkung auf neue Bundesländer, da nur dort die Bodennutzungsdaten digital zum Beginn der Pilotstudie vorlagen. Die Auswahl der Standorttypen wurde so vorgenommen, daß zum einen möglichst viele der fünf Landschaftstypen repräsentiert sind und zum anderen ein möglichst großer Anteil der Agrarfläche Brandenburgs, Berlins und Thüringens abgedeckt wird. So bleibt lediglich der Landschaftstyp des Alpenvorlandes und der Alpen zwangsläufig unberücksichtigt, und nur etwas weniger als 17% der Agrarfläche der drei ausgewählten Länder fallen nicht in die Grundgesamtheit.

Die Grundgesamtheit für die **Ebene I** der ÖFS im Pilotprojekt ist somit definiert als die Fläche sieben ausgewählter Standorttypen in der agrarisch genutzten Fläche Brandenburgs, Berlins und Thüringens. Die Geometrie dieser Grundgesamtheit ist unregelmäßig: Die Informationen zu Standorttypen liegen zwar im regelmäßigen 1x1 km-Raster vor, wurden jedoch mit den CORINE-Landwirtschaftsflächen (Mindestgröße 25 ha, unregelmäßige Form) verschnitten. Insgesamt resultiert hieraus eine Geometrie, bei der die ursprüngliche Rasterstruktur der Standorttypen so gut wie nicht mehr zu erkennen ist; die Grundgesamtheit zerfällt in eine Vielzahl unregelmäßig geformter Teilstücke („Gebiete“). Die nachfolgende Abbildung 8.3.2-1 gibt am Beispiel Brandenburg einen Eindruck von der Geometrie der Grundgesamtheit.

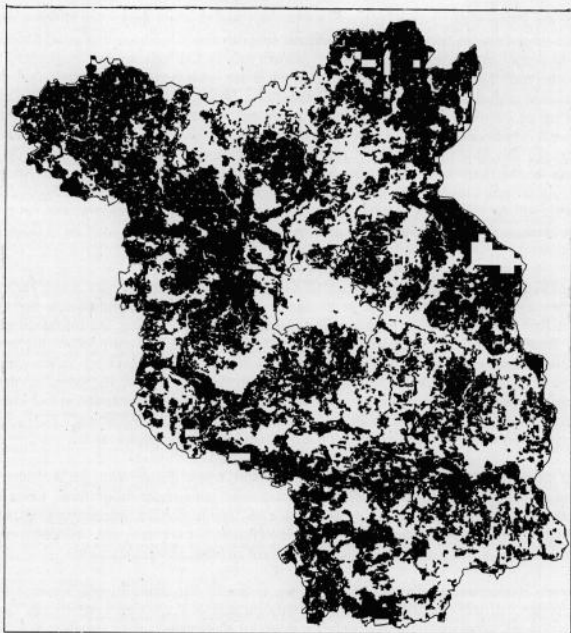
Für die **Ebene II** mußten aus finanziellen Gründen noch weitere Einschränkungen vorgenommen werden. Im Pilotprojekt beschränkt sie sich räumlich auf vier der sieben für die Ebene I ausgewählten Standorttypen (bei Vögeln nur auf zwei), und je nach Untersuchungsgegenstand erfolgten weitere Beschränkungen. So werden die Pflanzen nur in bestimmten Grünlandtypen, die Wassermollusken nur in Gräben und die Vögel nur im Mittelgebirge untersucht.

Diese Grundgesamtheit für die Pilotstudie wurde gemäß der Standorttypengliederung in Schichten unterteilt. Die Stichprobenziehung erfolgte dann in Form einer geschichteten Zufallsauswahl, wobei die Stichprobeneinheiten möglichst gleichmäßig auf die einzelnen Schichten aufgeteilt wurden. Für die Ebene II wurde in den Stichprobenquadratkilometern der Ebene I eine Unterstichprobe gezogen, wobei zusätzlich nach auf Ebene I erhobenen Biototypengruppen geschichtet wurde.

¹⁹² Hierbei handelt es sich um pragmatisch gesetzte Größen. Der Zusammenhang zwischen geforderter Aussagepräzision und notwendigem Stichprobenumfang kann erst nach Vorliegen und Auswertung aller Ergebnisse der Piloterhebung hinreichend beurteilt werden.

Die Ziehung der Stichproben erfolgte automatisch mit einem im StBA entwickelten Ziehungsprogramm in der ARC/INFO-Programmiersprache (ARC Makro Language, AML). Die Vorgehensweise kann BIHLER 1994 und HEIDRICH-RISKE 1994¹⁹³ entnommen werden. Das Programm zieht zufällig die Mittelpunkte der Stichprobenflächen bzw. Plots („Punktziehung“, siehe unten).

Abbildung 8.3.2-1: Ausgewählte Standorttypen in der CORINE - Landwirtschaftsfläche Brandenburgs und Berlins



¹⁹³ Zum Stichprobenkonzept siehe die ausführlichen Darstellungen in HEIDRICH-RISKE (1995) und HEIDRICH-RISKE/HOFFMANN-KROLL (1994). Zu entsprechenden Arbeiten in Großbritannien, die als Orientierung dienen, siehe z.B. BARR/BUNCE et al. (1993). Zum Auswahlverfahren siehe BIHLER (1994).

8.3.3 Technik der Stichprobenziehung in Pilotstudie und Haupterhebung

Das Zufallsprinzip bzw. die Gewährleistung von bekannten Auswahlwahrscheinlichkeiten für Stichprobeneinheiten können technisch mit verschiedenen **Ziehungsmethoden** sichergestellt werden. Zu nennen wäre hier neben der in der Piloterhebung praktizierten Ziehung von Mittelpunkten der 1 qkm großen Stichprobeneinheiten (Punktziehung) die Ziehung von 1 qkm großen Flächen (Rasterziehung). Beide Verfahren haben unterschiedliche Vor- und Nachteile und sind für die Pilotstudie bzw. für eine Haupterhebung der ÖFS in unterschiedlichem Maße geeignet. Pilotstudie und Haupterhebung unterscheiden sich im technischen Sinne insbesondere in folgenden Punkten:

1. In der Pilotstudie zerfällt die Grundgesamtheit wie dargestellt in eine Vielzahl unregelmäßig geformter Teilstücke. In der späteren Haupterhebung wird die Grundgesamtheit zwar entsprechend unregelmäßig in einzelne Schichten unterteilt, jedoch insgesamt stärker zusammenhängend sein und nur einige Lücken (Siedlungsflächen, die zunächst noch nicht untersucht werden, deren Einbeziehung aber durchaus denkbar ist) aufweisen.

2. In der Pilotstudie ist der Stichprobenumfang im Vergleich zur Haupterhebung sehr gering. Bei der Wahl der Ziehungsmethode ist der Geometrie der Grundgesamtheit und der Geometrie der Schichten Rechnung zu tragen; gleichzeitig dürfen die stichprobentheoretischen **Grundanforderungen** (s.o.) nicht außer Acht gelassen werden. Konkret heißt dies, daß die Stichprobeneinheiten so gezogen werden müssen, daß

1. alle Punkte einer Schicht eine berechenbare Auswahlwahrscheinlichkeit haben,
2. ein möglichst großer Flächenanteil der Stichprobeneinheiten in die Grundgesamtheit fällt (d.h. daß der Auswahlatz in der Grundgesamtheit möglichst gut realisiert wird),
3. der vorgesehene Auswahlatz in den einzelnen Schichten möglichst gut realisiert wird,
4. über die Stichprobeneinheiten bzw. Biotop gewonnene Aussagen eindeutig den fachlich gewünschten Aussageeinheiten zugeordnet werden können.

Diese **Anforderungen** sind teilweise wiederum **konkurrierend**: So ließen sich beispielsweise bei gegebener Geometrie der Grundgesamtheit die Forderungen 3 und 4 optimal realisieren, wenn man nur Stichprobeneinheiten zuließe, die keine Schichtgrenzen schneiden. Dann jedoch könnten für Punkte in der Nähe von Schichtgrenzen die Auswahlwahrscheinlichkeit nicht mehr bestimmt werden, was der Forderung 1 widerspräche. Es müssen also von Fall zu Fall Prioritäten bezüglich der vier Anforderungen gesetzt werden, wobei jedoch Forderungen 1 und 4 stets erfüllt sein müssen bzw. sollten. Die Forderungen 2 und 3 bedeuten im Grunde genommen, daß alle Stichprobenflächen zu einem möglichst großen Teil nicht nur innerhalb der Grundgesamtheit, sondern auch innerhalb der vorgesehenen Schicht liegen sollten. Letzteres bedeutet, daß - da die Hochrechnung auf der Basis der einzelnen Stichprobenflächen erfolgt - diese möglichst nicht durch Schichtgrenzen geschnitten werden sollten. Wird nämlich eine Stichprobeneinheit von einer Schichtgrenze in zwei Teile zerschnitten, müssen diese je nach Schichtzugehörigkeit getrennt hochgerechnet werden. Für eine bestimmte Schicht gehen somit in die Hochrechnung neben den Stichprobenflächen mit vorgesehener Größe auch kleinere Teilflächen ein. Diese Unterschiedlichkeit der Flächengrößen erhöht die Streuung und damit den Zufallsfehler.

Eine optimale Ziehung wäre dann realisiert, wenn die Geometrie der Grundgesamtheit nur Seiten von Quadraten mit Seitenlänge der Stichprobenflächen - d.h. 1 km - nachzeichnen wür-

de bzw. durch eine derartige Geometrie approximiert würde. Dann könnte eine an dieser neuen „aufgerasterten“ Geometrie orientierte **Rasterziehung** durchgeführt würde: Jeder Punkt der (aufgerasterten) Grundgesamtheit hätte gleiche Chancen, in die Stichprobe zu gelangen, und die gezogenen Stichprobeneinheiten würden stets vollständig innerhalb der vorgesehenen Schicht liegen. Bezüglich der Standorttypen, deren Gliederung bereits auf der Basis von einem Quadratkilometer großen Pixeln vorliegt, stellt die Geometrie kein Problem dar. Eine vollständig an Rastergeometrie orientierte Grundgesamtheit ist jedoch nur dann realisierbar, wenn auch das Aufrastern der an der Erfassungsuntergrenze von 25 ha orientierten Bodenbedeckungsgeometrie auf Rasterflächen von einem Quadratkilometer fachlich vertretbar ist. Zum Beispiel dürfen durch diese Aufrasterung nicht kleinere, aber fachlich interessierende Bedeckungstypen wie beispielsweise Moore oder Feuchtsflächen in nicht mehr vertretbarem Umfang verschwinden. Eine probeweise Aufrasterung der Bodenbedeckungskarte zur Klärung dieser Frage ist jedoch nur mit dem bundesweiten Datenbestand sinnvoll, der zu Beginn des Projekts noch nicht vorlag. Somit ist die Rasterziehung für eine Haupterhebung durchaus denkbar, schied für die Pilotstudie aber aus.

In der Pilotstudie mußte daher die Ziehung auf Basis der vorliegenden Geometrie der Grundgesamtheit optimiert werden. Gerade angesichts des geringen Stichprobenumfangs gewinnt dabei die Forderung 2 eine überproportionale Bedeutung, denn die Realisierung dieser Anforderung garantiert erst die Existenz vernünftiger (d.h. nicht zu stark fehlerbehafteter) Aussagen. Die vorgegebene Fläche der Stichprobeneinheiten liegt am wahrscheinlichsten dann zu einem möglichst großen Teil innerhalb der Grundgesamtheit, wenn die Auswahl durch die Ziehung ihres Mittelpunkts erfolgt (**Punktziehung**). Man erreicht mit dieser Methode, daß bei jeder Stichprobeneinheit auf jeden Fall der Mittelpunkt und damit in aller Regel (bei nicht zu unregelmäßiger Geometrie und nicht zu kleinen Gebieten) zumindest die Hälfte der Fläche innerhalb der Grundgesamtheit (bzw. auch der vorgesehenen Schicht) liegt. Bei einer Rasterziehung, die sich an der Geometrie der Standorttypen anlehnt und allen Punkten der Grundgesamtheit die Möglichkeit gibt, in die Stichprobe zu gelangen, wären dagegen Stichprobeneinheiten denkbar, deren Mittelpunkte außerhalb der Grundgesamtheit liegen und die mit ihr nur einen kleinen Randbereich gemeinsam haben. Insbesondere scheint somit die Punktziehung für die Ebene II, wo die Schichten durch die unregelmäßige Biotopgeometrie aus Ebene I gekennzeichnet sind, in jedem Fall geeignet. Tatsächlich hat sich gezeigt, daß mit der Punktziehung über 80% der auf Ebene I gezogenen Gesamtfläche innerhalb der Grundgesamtheit liegt. Von 70 qkm liegen 58,68 qkm tatsächlich in der agrarisch genutzten Fläche. Davon liegen weniger als 1,3 qkm in den 21 Standorttypen, die nicht zur Grundgesamtheit gehören.¹⁹⁴

Bezüglich der Biotopqualität im ÖFS-Ansatz stellt die **Zerschneidung** von Biotopflächen durch **Schichtgrenzen** inhaltlich - d.h. abgesehen von der oben erwähnten Vergrößerung des Zufallsfehlers - kein großes Problem dar, da die dazu erhobenen Daten alle biotoptypspezifisch sind und einzelne Biotope problemlos - gegebenenfalls über das Schwerpunktprinzip - einer bestimmten Schicht zugerechnet werden können. Problematischer ist das Schneiden von Schichtgrenzen hinsichtlich der Aussagen zur Landschaftsqualität im ÖFS-Ansatz, da hier in eine Indikatoraussage die Auswertung von erhobenen Parametern der gesamten Stichprobeneinheit eingeht. Auch hier muß mit Schwerpunktzuordnungen gearbeitet werden.

Zusammengefaßt überwiegen für die Pilotstudie die Vorteile der Punktziehung leicht, so daß auf Grund eines bereits vorhandenen und ausgetesteten Ziehungsprogramms (entstanden im

¹⁹⁴ Für die einzelnen ausgewählten Standorttypen wurden die vorgesehenen Auswahlätze - abgesehen von einem Ausreißer mit 53% - realisiert mit 77,5 bis 98,7%.

Rahmen der Arbeiten zur Validierung der Ergebnisse zur Bodenbedeckung) die Entscheidung nicht zuletzt aus arbeitsökonomischen Gründen zugunsten dieser Ziehungsmethode fiel. Für die Haupterhebung ist für die Ebene I eine Rasterziehung nach derzeitigem Diskussionsstand diskutabel. Für Ebene II scheint nach wie vor eine Punktziehung adäquat.

8.3.4 Anpassung im Rahmen der Hochrechnung

Bei einer Zufallsstichprobe werden Ergebnisse für die Grundgesamtheit anhand der Stichprobenergebnisse geschätzt. Bei dieser **Hochrechnung** werden den einzelnen Flächen zunächst Hochrechnungsfaktoren zugeordnet, die dem reziproken Wert ihrer Auswahlwahrscheinlichkeit entsprechen. Eine Verringerung des Stichprobenzufallsfehlers im Zuge der Hochrechnung ist anschließend durch eine sog. „Anpassung“ der Hochrechnungsergebnisse möglich. Dabei wird - stark vereinfacht ausgedrückt - das eigentliche Ergebnis korrigiert, indem der Verteilung des beobachteten Merkmals in der Stichprobe die bekannte Verteilung eines korrelierten Merkmals in der Grundgesamtheit gegenübergestellt wird. Beispielsweise können Stichprobenergebnisse zur Beobachtungsvariablen „Flächenanteil bestimmter Biotoptypen“ durch Anpassung an die entsprechend tief gegliederten Bodenbedeckungstypen der landwirtschaftlichen Fläche gemäß der Bodenbedeckungsgliederung von CORINE korrigiert bzw. verbessert werden.

Eine Anpassung liefert umso bessere Ergebnisse, je mehr die **Erhebungsmerkmale** mit den **Anpassungsmerkmalen** korreliert sind. Für die Standorttypen kann ein enger Zusammenhang mit den Erhebungsmerkmalen derzeit nur behauptet werden (siehe Abschnitt 4.8.2.4). Was speziell die Biotoptypenverteilung - eines der wichtigsten Erhebungsmerkmale - angeht, ist von einer größeren Übereinstimmung mit Bedeckungstypen als mit Standorttypen auszugehen. In der Pilotstudie wird im Rahmen der Hochrechnung auf Ebene I sowohl an Standort- als auch an die Bedeckungstypen von CORINE Land Cover angepaßt (siehe Abschnitt 8.8.2). Auf Ebene II erfolgt eine Anpassung an die (auf Ebene I geschätzten) Flächensummen der einzelnen Biotoptypengruppen.

8.4 Konzepte zur Erfassung von Landschafts- und Biotopqualität

8.4.1 Indikatoren und Merkmale zur Landschaftsqualität

Die Indikatoren zur Landschaftsqualität beziehen sich jeweils auf die Referenzfläche von 1 qkm. Jede Stichprobeneinheit ist vorab durch den langfristig konstanten Standorttyp und den Naturraum, in dem sie sich befindet, charakterisiert. Vor dem fachlichen Hintergrund des Natur- und Artenschutzes wurden Indikatoren ausgewählt, die bundesweit gültig und vergleichbar sind und die sinnvolle Aussagen für die Landschaften. Die primär deskriptiv angelegten Indikatoren wurden so ausgewählt, daß sie grundsätzlich einer Bewertung von seiten der Naturschutzpolitik - die im Rahmen des Projekts noch nicht vollzogen wurde - zugänglich sind. Sie sollen drei **übergeordnete Sachverhalte** beschreiben:

- Kultureinfluß/Nutzungsintensität,
- Strukturvielfalt und
- Seltenheit bzw. Gefährdung der Landschaft.

Jedem der Sachverhalte werden speziellere naturschutzrelevante Indikanda zugeordnet und die zugehörigen Indikatoren definiert. Als Indikatoren dienen entweder direkt aus den erhobenen

Daten (empirische Basisdaten von der „Objektebene“) berechnete Größen oder deren Verknüpfung mit Zusatzinformationen (z.B. Typ und Fläche von Biotopen verknüpft mit einer Skala von Natürlichkeitsstufen). Die Zusatzinformationen beinhalten eine durch Experten vorgenommene Zuweisung auf der „Typusebene“ des Objekts ohne individuelle Erhebung im Gelände. Diese mit Zusatzinformationen verbundenen Indikatoren befinden sich damit teilweise schon in einem Übergangsbereich von deskriptiver Darstellung zu naturschutzfachlicher Bewertung (wenn z.B. Angaben über den Rote - Liste - Status herangezogen wurden). Daher ist hier Transparenz besonders wichtig. Diese wurde bereits für die Pilotstudie durch die Veröffentlichung der Einordnungen hergestellt.¹⁹⁵ In Abschnitt 5.3 wurden die ausgewählten Indikatoren zu Beginn der Testphase schon kurz vorgestellt. Tabelle 8.4.1-1 gibt ergänzend eine Übersicht, aus welchen Basisdaten und Zusatzinformationen die Indikatoren ermittelt werden. Weitere Angaben sind den Kennblättern zu Indikatoren der Landschaftsqualität zu entnehmen (siehe Anhang; siehe auch Abschnitt 5.3 und Übersicht 5.3-1).

Die Indikatoren im Bereich **Kultureinfluß/Nutzungsintensität** beschreiben die Natürlichkeit (bzw. Hemerobie), Versiegelung, Erosionsgefährdung und Zerschneidung. Der Natürlichkeitsgrad wird dadurch bestimmt, daß jedem Biototyp der verwendeten Biototypenliste ein bestimmter Natürlichkeitsgrad zugewiesen wird (d.h. auf der „Typusebene“). Der Natürlichkeitsgrad der Stichprobenfläche wird dann über den Flächenanteil der Biototypen mit niedrigen Hemerobiestufen (d.h. natürliche und naturnahe Biototypen) definiert. Der Versiegelungsgrad bebauter Biototypen wird im Rahmen der Geländebegehung in %-Anteilen geschätzt und nach 5 Stufen klassifiziert. Zur Beschreibung der Erosionsgefährdung ist lediglich ein grober Indikator vorgesehen, der die Flächenanteile von Acker-, Weinbau- u. Intensivgehölzflächen mit einer Hangneigung von mehr als 9 % ermittelt.¹⁹⁶ Als Indikator der Zerschneidung dient die Länge des Wegenetzes (von Verkehrswegen, die breiter sind als 5 m) pro Hektar in den Flächen außerhalb des Siedlungsbereiches.

Als Kennzeichen der **Strukturvielfalt** in den Stichprobenflächen werden die Biotopvielfalt, die Parzellengröße von Äckern und Weinbauflächen, die Ausstattung mit linienhaften Elementen bzw. Kleinbiotopen, die räumliche Verteilung der Rote Liste-Biotope und der gliedernden Elemente erfaßt. Zur Darstellung der Biotopvielfalt wird die Anzahl der Biototypen pro km² ermittelt.¹⁹⁷ Die Ausstattung mit linienhaften Elementen wie Hecken und Feldrainen erfolgt über eine Berechnung der Gesamtlänge dieser Elemente pro km². Weitere Merkmale der Strukturvielfalt sind die Häufigkeit von Kleinbiotopen (wie Weiher, Einzelbäume, Felsen) oder der Anteil unbefestigter Wege am Gesamtwegenetz (außerhalb der Siedlungsflächen). Damit Indikatoren zur räumlichen Verteilung gefährdeter Biotope und von gliedernden Strukturelementen abgeleitet werden können, wird die Fläche der Stichprobeneinheit in jeweils vier Quadranten zerlegt, und es wird ausgewertet, in wievielen Quadranten entsprechende Biotope bzw. Strukturelemente vorkommen.

¹⁹⁵ S. BACK/ROHNER/SEIDLING/WILLECKE (1996).

¹⁹⁶ Die Winderosion sowie die Abhängigkeit der Erosion durch Wasser von anderen Faktoren wie z.B. Bodenart oder Nutzungsform bleiben dabei unberücksichtigt.

¹⁹⁷ Biototypen des besiedelten Bereichs und technische Biototypen wie Deponien, Straßen, Wege und Plätze bleiben dabei unberücksichtigt; bei den Ackerflächen wird nicht nach der Anbaufrucht differenziert.

Übersicht 8.4.1-1: Indikatoren der Landschaftsqualität (Bodenbedeckungstyp „Landwirtschaftliche Flächen“)

Übergeordneter Sachverhalt	Spezielles Indikandum	Erhobene Basisdaten auf der „Objektebene“ ¹⁾	Zusatzinformationen auf der „Typusebene“	Indikator
Nutzungsintensität	Natürlichkeitsgrad	Flächen von Biotoptypen laut Biotoptypenschlüssel (in ha)	Natürlichkeitsgrad aller Biotoptypen (nach 4 Stufen)	Flächenanteile natürlicher und naturnaher Biotoptypen in %
	Versiegelungsgrad	Versiegelungsgrad von Biotoptypen des besiedelten und technischen Bereichs		Anteil versiegelter Fläche in %
	Erosionsgefährdung durch Wasser; Verarmung von Ackerböden	Hangneigung und Fläche von Acker- und Weinbauflächen, Intensivgehölzen		Flächenanteil von Acker, Weinbau und Intensivgehölzen mit Hangneigung > 9 %
	Zerschneidung und Isolation der Lebensräume von Arten	Verkehrstrassen breiter 5 m		Gesamtlänge aller Verkehrswege (breiter 5 m) außerhalb von Siedlungen in m/km ²
Strukturvielfalt	Biotoptvielfalt/ Vielfalt von Lebensbedingungen	Nichttechnische Biotoptypen		Anzahl nichttechnischer Biotoptypen pro km ²
	Monotonie von Lebensbedingungen	Flächengröße von Acker- und Weinbaubiotopten inklusive angeschnittener Biotope		Durchschnittliche Parzellengröße von Acker- und Weinbauflächen in ha
	Dichte linienhafter Rückzugsgebiete und Ausbreitungsachsen wildlebender Arten	Länge linienhafter Biotoptypen (Hecken, Gehölzstreifen, Baumreihen, Alleen, Säume)		Länge linienhafter Elemente/Saumstrukturen pro km ²
	Dichte von Kleinbiotopten als Rückzugsgebiete und Ausbreitungszentren für wildlebende Arten	Kleinbiotope (< 400 qm): Tümpel, Weiher, Quellen, Felsen, Baumgruppen, Einzelbäume, Kleingehölze u.a.)		Anzahl von Kleinbiotopten pro km ²
	Dichte der kleinräumigen Trittstein- und Verbundstruktur für Arten mit geringem Aktionsradius	Linienhafte Elemente und Kleinbiotope in jedem von 4 Quadranten der Stichprobeneinheit Biotope in jedem von 4 Quadranten der Stichprobeneinheit		Mittlere Anzahl von Quadranten pro km ² , in denen gliedernde Strukturelemente vorkommen
Seltenheit/ Gefährdung	Vorkommen seltener und gefährdeter Biotope als Lebensraum wildlebender Arten	Flächen von Biotoptypen nach Biotoptypenschlüssel in ha	Gefährdungsgrade aller Biotoptypen nach Roter Liste (5 Klassen)	Mittlere Anzahl von Quadranten pro km ² , in denen flächenhafte gefährdete Biotope vorkommen
		Flächenanteil verschiedener stark gefährdeter Biotoptypen (gemäß Roter Liste) in %		

1) Vorkommen, Typ, Verbreitung und Größe von Biotoptypen.

Mit Blick auf den Bereich **Seltenheit/Gefährdung** wird die Erfassung der Biotope der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands¹⁹⁸ (Zuweisung des Gefährdungsgrades als Zusatzinformation auf der Typusebene) und die Ermittlung ihres Flächenanteils vorgenommen.

8.4.2 Indikatoren zur Biotopqualität

Diese Indikatoren beziehen sich nur auf ausgewählte Biotoptypen¹⁹⁹ als Obergruppen aus dem verwendeten Biotoptypenschlüssel. Sie leiten sich von den als Basisdaten erhobenen **Qualitätsmerkmalen**, also von objektspezifischen Eigenschaften, ab. Art und Anzahl der Qualitätsmerkmale sind biotoptypspezifisch. Dabei bieten eine Vielzahl von Angaben (Qualitätsmerkmalen), z.B. zu Vegetation, Altersklassen, Boden, Beeinträchtigungen usw., umfangreiche Auswertungsmöglichkeiten. Eine Auflistung der Indikatoren und erhobenen Qualitätsmerkmale zur Biotopqualität gibt Übersicht 5.3-2 (siehe auch Abschnitt 5.3). Übersicht 8.4.2-1 stellt beispielhaft die Erhebungsmerkmale und deren Ausprägungen zum Indikator Biotopqualität von Ackerland dar:

Übersicht 8.4.2-1: Erhebungsmerkmale und deren Ausprägungen zum Indikator „Biotopqualität von Ackerland“⁽¹⁾

Qualitätsmerkmal von Ackerflächen	Ausprägung des Merkmals
ohne Saum	
mit Saum/mehreren Säumen als	Grünland mager
	Grünland nährstoffreich
	Staudensaum mager
	Staudensaum nährstoffreich
	Rudersaum
	Gebüsche/Hecken
Saubreite	< 1m, 1-2 m, 2-4 m, 4-6 m
Neigung in %	eben (0-3), schwach (3-9), mäßig (9-17), stark (17-36)
Vegetation	ohne/wildkrautfrei
	Wildkraut lückig/fragmentarisch
	Wildkraut geschlossen/ganze Fläche
Boden	tiefgründig; flachgründig/steinig
Kontrollmerkmal von Ackerflächen	Ausprägung des Merkmals
Substrat	tonig; lehmig; sandig; kiesig; torfig
Stoffeintrag	Dünger/Gülle/Mist; Herbizide, Insektizide; Kombination 1-3; nicht feststellbar
Fläche	Angabe in qm für gesamtes Biotop

1) Jeweils als Anteil der Gesamtfläche aller Äcker in %.

Bei einem anderen Indikator der Biotopqualität (z.B. Biotopqualität von Feldgebüsch/Hecken) stehen dagegen andere Merkmale (in diesem Fall Anzahl der Gehölzarten, Alter oder Art des Unterwuchses) im Vordergrund.

¹⁹⁸ Siehe RIECKEN/RIES/SSYMANK (1994).

¹⁹⁹ Fließgewässer, stehende Gewässer, Ackerland, Weinbauflächen, Intensivgehölzkulturen, Grünlandbiotope, Staudenfluren und Staudensäume, Zwergstrauchheiden, Moore und Sümpfe, Riede und Röhrichte, Feldgehölze und Hecken, Streuobstwiesen, Laubwälder- und forste, Nadelwälder- und forste.

Die Qualitätsmerkmale werden durch sog. **Kontrollmerkmale** ergänzt. Letztere entstanden vor dem Hintergrund, daß im Rahmen der ÖFS-Konzeption zunächst eine Sammlung von in Fachkreisen diskutierten naturschutzfachlich relevanten Biotopstrukturmerkmalen vorgenommen wurde und aus dieser Liste für relevante Biotoptypen diejenigen Merkmale selektiert wurden, die für eine Bewertung der Biotopqualität geeignet schienen. Da jedoch zum einen die Aggregation von Erhebungsmerkmalen zu einem Indikator „Biotopqualität“ auf deskriptiver Ebene nicht mehr zu leisten und daher Gegenstand weiterer Diskussionen ist (s.u. und Abschnitt 5.3) und sich zum anderen die Brauchbarkeit der ausgewählten Qualitätsmerkmale in der Piloterhebung erst beweisen mußte, erschien es sinnvoll, im Pilotprojekt auch die Kontrollmerkmale zu erfassen, um für etwaige Ausfälle oder neue Bewertungsansätze Ersatzmöglichkeiten an der Hand zu haben bzw. um die Homogenität / Heterogenität der Biotoptypen besser einschätzen zu können.

Insgesamt läßt sich feststellen, daß viele der Merkmale relativ eindeutig zu erheben sind. Bei anderen dürften jedoch durchaus **Spielräume** für die Begeher bei der Einschätzung der Merkmalsausprägung bestehen (siehe in Übersicht 8.4.2-1 z.B. bei Vegetation). Bei einigen Biotoptypen werden im Rahmen der Pilotstudie auch Merkmale mit subjektiven Einschätzungen erfragt, die bestenfalls im Grenzbereich deskriptiver Darstellung liegen. Dies erschien im Pilotprojekt jedoch unumgänglich, um den Umfang der Erhebungsmerkmale in einem vernünftigen Rahmen zu halten.

Die erfaßten Qualitätsmerkmale müssen zur Darstellung der jeweils biotoptypspezifischen Indikatoren der Biotopqualität verknüpft oder selektiert werden. Diese **Verdichtung zum Indikator** wurde im Rahmen des Projekts noch nicht vollzogen und bleibt künftiger fachlicher Diskussion vorbehalten. Eine weitere Aggregation auf der deskriptiven Ebene des Indikators ist aus fachlichen Gründen nicht sinnvoll, hier wäre eher an eine Selektion gewisser Merkmale zu denken. Für eine Selektion liegen jedoch derzeit noch nicht genügend Erfahrungen vor (siehe Abschnitt 5.1.1).

Dagegen ist eine Aggregation bei dem sich an die Auswertung anschließenden Schritt der Bewertung der Biotopqualität denkbar. In einem diesbezüglichen Vorschlag²⁰⁰ werden den Ausprägungen der erfaßten Merkmale naturschutzfachlich begründete Werte zugewiesen, die anschließend zu einer groben Gesamtaussage über die Biotopqualität, beispielsweise in drei Kategorien (gut - mittel - schlecht), aggregiert werden. Die Möglichkeiten und die Reichweite der **Bewertung** sind derzeit noch nicht ausdiskutiert. Die Aggregation der Indikatoren im Rahmen der Bewertung soll nicht zu einem ökologischen Gesamtwert für die Stichprobenflächen bzw. für die Gesamtheit der Biotope in Deutschland führen, da unterschiedliche Biotoptypen kaum sinnvoll bewertend verglichen werden können. Vielmehr ist daran gedacht, durch die Bewertung ein Urteil über die Verteilung der Qualität der Biotope innerhalb eines Biotoptyps zu erreichen. Dieser Schritt ist besonders schwierig und bedarf einer möglichst hohen fachlichen Konsensbildung (vgl. auch Abschnitt 4.10).

²⁰⁰ S. BACK/ROHNER/SEIDLING/WILLECKE (1996).

8.5 Konzepte zur Artenerfassung

8.5.1 Ziel der Erfassung

Die weitere Detaillierung der Flächenstichprobe auf der Ebene II erfolgt mit dem Ziel, Aussagen über Bestand und Veränderungen von Pflanzengemeinschaften und ausgewählten Tierartengruppen zu machen. Die **Notwendigkeit** hierzu wird u.a. damit begründet, daß das Artenvorkommen differenziertere Rückschlüsse über den Zustand der Lebensräume (Biotope) zuläßt als die alleinige Erfassung von Landschafts- und Biotopqualität und damit eine Erweiterung der allgemeinen Aussagen zur Biotopqualität aus der ersten Ebene möglich ist. Vergleichbare Untersuchungen aus Großbritannien²⁰¹ haben belegt, daß sich qualitative Veränderungen von Biotoptypen durch Änderung der Zahl, Zusammensetzung und ökologischen Anspruchstypen von Arten zeigen, lange bevor es zu Flächenveränderungen durch Übergang in einen anderen Biotoptyp kommt. Beispielsweise zeigten die Gesamtlänge und das äußere Erscheinungsbild von Hecken in bestimmten Landklassen keine zeitlichen Veränderungen, während die Artenzahlen in Hecken im gleichen Zeitraum dramatisch abnahmen. Dieses Beispiel macht deutlich, daß es für eine Beschreibung der physischen Umweltstruktur mehrere relevante Maßstabebenen gibt. Je nach Problemstellung mag es nicht genügen, die physische Struktur der Umwelt lediglich auf der oben beschriebenen Ebene I (und mit Hilfe der dort genannten Indikatoren) darzustellen. Für Flora und Fauna wurden im Rahmen des Projekts differenzierte Erfassungskonzepte entwickelt.²⁰² Alle Untersuchungsflächen sind Unterstichproben und Teilflächen der bereits in Ebene I beobachteten 1 km²-Einheiten.

8.5.2 Auswahl geeigneter Biotoptypen

Auf der Grundlage eines Kriterienkatalogs wurden eine Reihe von Biotoptypen bzw. Biotoptypengruppen ausgewählt, die den gesamten **Intensitätsgradienten** anthropogener Flächennutzung im landwirtschaftlich geprägten Raum repräsentieren. Vor dem Hintergrund des Ziels „Naturschutz auf der ganzen Fläche“ erfolgt bewußt keine Konzentration auf die für den Arten- und Biotopschutz wertvollen Gebiete. Die Auswahl deckt sich nicht mit den hinsichtlich der Biotopqualität zu beobachtenden Biotoptypen, sondern liegt auf einem differenzierteren Level des Biotoptypschlüssels. Übersicht 8.5.2-1 zeigt die Zuordnung der jeweils für Flora und Fauna ausgewählten Typen.

²⁰¹ S. BARR/BUNCE (1993).

²⁰² SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996).

Übersicht 8.5.2-1: Biotoptypen bzw. -gruppen für die Erfassung von Flora und Fauna (++) = sehr wichtig, + = wichtig, - = nicht geeignet)

Standortcharakteristik der Gruppe	Biotoptypengruppe	Flora	Fauna
Intensivst genutzte, nährstoffreiche Standorte	Äcker (Getreide- und Hackfrucht)	++	+
	artenarmes Intensivgrünland	++	++
	Weinbauflächen in Nutzung	++	+
Nährstoffarme terrestrische Standorte	extensiv genutztes Grünland trockener Standorte	++	++
	extensiv genutztes Grünland feuchter bis nasser Standorte	++	++
	Niedermoor	++	++
	Zwergstrauchheiden	++	++
Relativ artenreiche Grünländer mittlerer Nutzungsintensität	artenreiches, frisches Mäh- und Weidegrünland	++	++
	nährstoffreiches, extensives Feucht- und Naßgrünland	++	++
Nährstoffreiche, aber extensiv genutzte Standorte	Staudenfluren und -säume an Gewässern	++	++
	Wald- und Gehölzaufensaum, Staudenfluren und -säume der offenen Landschaft	++	++
	Großseggenriede	+	++
	Ackerbrache	++	++
	Weinbaubrache	++	++
Gewässer	Quellen (unverbaut)	++	++
	Gräben	-	++
	Weiher/Teich	-	++
Gehölzstrukturen	Hecken/Gebüschränder	+	++
	Streuobstwiesen	-	++
Küstengebiet	Salzgrünland	++	++
Hochgebirge	Hochgebirgsrasen	++	+
	subalpine Zwergstrauchheiden	++	+

8.5.3 Methodik zur Erfassung der Flora²⁰³

Die Größe und Form der Stichprobenflächen/Plots orientiert sich am sog. Minimumareal und variiert je nach Biotoptyp zwischen 4 und 64 m² (Quadrate bzw. Rechtecke). Für jede ausgewählte Biotoptypengruppe wurden Biotoperfassungsbögen entworfen. Zu erhebende **Primärdaten** sind:

- Artenbesatz pro Plot
- Deckungsgrad
- Höhe und Anzahl der Bestandsschichten
- Deckungsgrad der Bestandsschichten
- Zugehörigkeit der Sippen zu Bestandsschichten

Hinzu kommen verschiedene Hilfsgrößen wie z.B. allgemeine Angaben zu den Aufnahmeflächen oder der Blühaspekt wichtiger Arten zur Vergleichbarkeit des phänologischen Zeitpunkts

²⁰³ Die ausführliche Beschreibung ist dem Endbericht von SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996) zu entnehmen.

der Aufnahme (siehe auch Erhebungsbogen in Übersicht 8.7.1-1 in Abschnitt 8.7.1). Weiterführende Angaben finden sich in Abschnitt 8.7.1, Ablauf der Erhebung.

Von vier vorgeschlagenen Programmvarianten einer floristischen Erhebung stellt das „**Minimalprogramm**“ die fachliche Mindestlösung dar, mit der sich die vorgeschlagenen Indikatoren ermitteln lassen. Es beschränkt sich u.a. auf

- die Erhebung auf allen ausgewählten Biotoptypen,
- eine einmalige Erhebung im Jahr in den Sommermonaten,
- eine Wiederholungsperiode von 5 Jahren,
- die Artenerfassung der Gefäßpflanzen, für Kryptogamen nur die Gesamtdeckung.

8.5.4 Indikatoren für die Flora

Eine vollständige Liste der für die Zwecke des Indikatorenprojekts geeigneten **Indikatoren für die Flora** wurde bereits in Übersicht 5.3-3 in Abschnitt 5.3 vorgestellt. Es handelt sich um eine nach projektbezogenen Kriterien (siehe Abschnitt 5.3) vorgenommene Auswahl aus den von SCHMIDT, H., FOECKLER, F. u. HERRMANN, T. (1996) konzipierten Indikatoren, die sich jeweils auf die Größe der Stichprobenplots eines Biotoptyps beziehen und sich entweder direkt aus den Basisdaten oder aber durch Verknüpfung mit Zusatzinformationen ergeben. Mit Verweis auf das vorgenannte seien an dieser Stelle nur Beispiele genannt:

- Die durchschnittliche Artenzahl bzw. die durchschnittliche Artenzahl pro Bestandsschicht der Vegetation indizieren die floristische Artenvielfalt. Die Indikatoren müssen aber vor dem Hintergrund zusätzlicher Informationen wie z.B. dem biotoptypischen Artenspektrum interpretiert werden.
- Die durchschnittliche Gesamtdeckung bzw. die durchschnittliche Höhe der einzelnen Vegetationsschichten (Flechten, Moose, diverse Krautschichten, Strauchschicht) bzw. die durchschnittliche Anzahl der Vegetationsschichten bzw. der durchschnittliche Deckungsgrad der Bestandsschichten indizieren jeweils die Stabilität und Produktivität eines Standorts.
- Der durchschnittliche Anteil bestimmter Strategietypen steht für den „Stress“ (Störung und Ressourcenverfügbarkeit), dem die Pflanzen eines Standorts ausgesetzt sind, indem man die Bestände unterteilt nach dem Anteil konkurrenzstarker Arten (C-Strategen), streßtoleranter Arten (S-Strategen) und Arten, die instabile, gestörte Verhältnisse ruderaler Standorte ertragen (R-Strategen).
- Die durchschnittliche Stickstoffzahl (ökologischer Zeigerwert) bzw. der Anteil an Magerkeitszeigern kennzeichnet die Nährstoffversorgung/Nutzungsintensität des Standorts.
- Der Anteil von Zeigerarten niedriger Hemerobiestufen. Hemerobie ist „die Gesamtheit aller beabsichtigten und unbeabsichtigten Wirkungen des Menschen auf ein Ökosystem“²⁰⁴. Über die Zuordnung von Hemerobiewerten zu einzelnen Arten wird der Natürlichkeitsgrad bzw. Kultureinfluß von Vegetationsbeständen angezeigt.
- Die Anzahl der Rote - Liste - Arten zeigt die Bedeutung des Biotoptyps für den Schutz gefährdeter Arten.

²⁰⁴ BLUME/SUKOPP (1976).

Auch diese Indikatoren lassen sich, über ihr spezielles Indikandum hinaus, den drei **übergeordneten Sachverhalten** Kultureinfluß/Nutzungsintensität, Strukturvielfalt und Seltenheit/Gefährdung zuordnen, die in der Ebene I für den Aussageschwerpunkt der Indikatoren der Landschaftsqualität verwendet wurden.

8.5.5 Methodik der Erfassung für die Fauna²⁰⁵

Für die faunistische Beobachtung wurden aufgrund eines Kriterienkatalogs (Indikatorwert, Zeitaufwand, Durchführbarkeit, Akzeptanz) geeignete **Artengruppen** ausgewählt. Aus der Gruppe der Wirbellosen sind dies Tagfalter, Libellen, Heuschrecken, Laufkäfer und Wassermollusken, von den Wirbeltieren die Vögel (siehe Abbildung 8.5.5-1). Für jede Artengruppe wird die Untersuchungsfläche (als Plot oder als Transekt) standardisiert. Die Beobachtung erfolgt entweder für die gesamte Stichprobenfläche der Ebene I (Transekt für Tagfalter, ganze Fläche für Vögel) oder nur in bestimmten Biotoptypen. Für jede Artengruppe wurden methodische Anleitungen, Geländeerfassungsbögen und Autökologiedateien zusammengestellt. Autökologiedateien enthalten Aufstellungen der ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten, so weit diese bekannt sind. Durch Verknüpfung dieser Informationen mit den am Standort vorgefundenen Arten lassen sich vielfältige Aussagen über die Standortverhältnisse und deren Veränderungen durch Nutzungen, d.h. auch über den Zustand des Ökosystems, ableiten.

Die zu erhebenden **Primärdaten** variieren mit den ausgewählten Artengruppen. Bei Vögeln beispielsweise werden als Hilfsgrößen allgemeine Angaben zu den Aufnahmeflächen wie

- Nr. der Stichprobeneinheit
- Datum
- Erfassungszeitraum
- Bearbeiter
- Witterungsverhältnisse
- Besonderheiten

und als Merkmale pro angetroffener Art

- Angaben zur Häufigkeit (halbquantitative Abundanzschätzung)
- Angaben zum Brutstatus und
- Angaben zum Habitat

gemacht (siehe auch Erhebungsbögen in den Übersichten 8.7.1-2 zu Mollusken und 8.7.1-3 in Abschnitt 8.7.1).

²⁰⁵ Auch hierzu sind ausführlichere Angaben zur Methodik in in SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996) enthalten.

Übersicht 8.5.5-1: Auswahl der für die Ökologische Flächenstichprobe geeigneten Artengruppen der Fauna in ausgewählten Biotoptypengruppen

VÖGEL (V)		TAGFALTER (TAG)					
VÖGEL (V)	HEUSCHRECKEN (HEU)	LIBELLEN (Li)		LAUFKÄFER (LK)			
Standortcharakteristik der Gruppe	Biotoptypengruppe	Artengruppe der Fauna					
Sehr intensiv genutzte, nährstoffreiche Standorte	- Äcker (Getreide- und Hackfrucht) - Artenarmes Intensivgrünland - Weinbauflächen in Nutzung	V					
		HEU		LK	TAG		
Relativ artenreiche Grünländer, mittel intensiv genutzt	- Artenreiches frisches Mäh- und Weideland	V	HEU		LK	TAG	
Extensiv genutzte, aber nährstoffreiche Standorte	- Staudenfluren, -slume an Gewässern - Wald- und Gehölzaußenstüme - Staudenfluren, -slume der offenen Landschaft - Röhricht/Großseggenriede - Ackerbrache und Weinbaubrache	V	HEU			TAG	
		V	HEU		LK	TAG	
		V	HEU			TAG	
		V	HEU	Li	LK		
Extensiv genutzte, aber nährstoffarme Standorte	- Extensiv genutztes Grünland trockener Standorte - Extensiv genutztes Grünland, feucht bis naß - Niedermoor - Zwergstrauchheiden	V	HEU		LK	TAG	
		V	HEU		LK	TAG	
		V	HEU	Li		TAG	
		V		Li	LK	TAG	
Gewässer	- Quellen (unverbaut) - Fließgewässer - Gräben - Stehende Gewässer			Li			WM
				Li			WM
				Li			A WM
				Li			A WM
Gehölzstrukturen	- Hecken/Gebüschränder - Streuobwiesen	V			LK		
		V	HEU		LK	TAG	
Küstengebiet	- Salzgrünland	V			LK		
Hochgebirge	- Hochgebirgsrasen	V	HEU		LK	TAG	

TAGFALTER (TAG) AMPHIBIEN (A) WASSERMOLLUSKEN (WM)

VÖGEL (V) TAGFALTER (TAG)

Die Erfassung der Fauna ist methodisch der schwierigste und in jeder Beziehung aufwendigste Teil der ÖFS. Von drei im Konzept vorgeschlagenen Varianten der Erfassungsintensität²⁰⁶ erscheint selbst das aus fachlicher Sicht formulierte **Minimalprogramm**, das im Hinblick auf den Detaillierungsgrad der Erfassung von Biotopen und Flora adäquat wäre, aus Gründen des erforderlichen Aufwands unrealistisch. Daher empfiehlt sich der stufenweise Aufbau eines Teilprogramms, das aus Bausteinen des Minimalprogramms besteht, aber hinsichtlich der fachlichen Ansprüche innerhalb der einzelnen Bausteine dem Differenzierungsgrad der Erfassung im Bereich Landschaft bzw. Flora adäquat ist. Diese Vorgehensweise kann auch dazu genutzt

²⁰⁶ SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996).

werden, um - über den im Forschungsprojekt durchgeführten Praxistest hinaus - die Tragfähigkeit der Methoden besser abzusichern. In Absprache mit dem Bundesamt für Naturschutz wird folgender stufenweiser Aufbau vorgeschlagen, wobei die Stichproben nicht auf einzelne Standorttypen, sondern auf das Aggregationsniveau von 5 Landschaftstypen bezogen werden und die Anzahl von Probeflächen je Landschaftstyp beschränkt ist:

1. Revierkartierung der Vögel in der Stichprobeneinheit und Erfassung der Heuschrecken in drei Grünlandbiotoptypen in Transekten,
2. zusätzlich Erfassung der Tagfalter in drei verschiedenen Saum- bzw. Gebüschbiotoptypen in Transekten,
3. zusätzlich Erfassung der Heuschrecken in drei verschiedenen Saum- bzw. Gebüschbiotoptypen in Transekten und Erfassung der Tagfalter in drei verschiedenen Grünlandbiotoptypen in Transekten,
4. zusätzlich Erfassung der Laufkäfer in Getreideanbauflächen und Ackerbrachen,
5. zusätzlich Erfassung der Tagfalter in Transekten über die Stichprobeneinheit,
6. zusätzlich Wassermollusken, Libellen und Libellenlarven in limnischen Biotoptypen.

8.5.6 Indikatoren für die Fauna

Die **Indikatoren für die Fauna**, die als für die Flächenstichprobe geeignet ausgewählt wurden, sind bereits in Abschnitt 5.3 (siehe Übersicht 5.3-4) dargestellt und erläutert worden. Sie beziehen sich jeweils auf standardisierte Untersuchungsflächen und betreffen

- die durchschnittliche Artenzahl einer Artengruppe, womit die faunistische Artenvielfalt indiziert wird,
- die durchschnittliche Evenness (Gleichverteilung der Arten) zur Indikation von Habitatveränderungen über lange Zeiträume,
- den durchschnittlichen Anteil bestimmter ökologischer Anspruchstypen (z.B. stenök) an der Gesamtartenzahl der Artengruppe, der die Nutzungsintensität und spezifische Standortbedingungen und Habitatveränderungen anzeigt sowie
- die durchschnittliche Anzahl gefährdeter Arten nach der Roten Liste, die für die Bedeutung des Biotoptyps für den Schutz gefährdeter Arten steht.

Detailliertere Angaben zum Aussagegehalt und zur Bildung dieser Indikatoren sowie zu weiteren Indikatoren, die zwar nicht für die Hochrechnung geeignet, aber für bestimmte naturschutzfachliche Aussagen nutzbar sind, sind im Konzept von SCHMIDT, H., FOECKLER, F. u. HERRMANN, T. (1996) nachzulesen.

Die **Wiederholungsperiode** faunistischer Beobachtungen beträgt parallel zu Flora und Landschaft fünf Jahre mit einer je nach Gruppe unterschiedlichen Anzahl von Durchgängen im Untersuchungsjahr.

8.6 Pilotstudie zur Landschafts- und Biotopqualität

8.6.1 Ablauf der Erhebung

Zur Vorbereitung der Umsetzungsphase von Ebene I der ÖFS im Pilotprojekt fand Ende Mai 1995 zunächst ein **Pretest zur Testphase (Pilotstudie)** auf zwei exemplarischen Erhebungseinheiten in Thüringen statt. Die hier gewonnenen Erfahrungen gingen, so weit machbar, noch in die Erhebungsunterlagen für die Testphase selbst ein. Die **Erhebungsarbeit der Testphase**, bestehend aus stereoskopischer Luftbildinterpretation und nachfolgender Geländebegehung, wurde im Sommer 1995 auf 70 Stichprobenflächen im **Testgebiet** Thüringen, Brandenburg und Berlin durchgeführt und beschränkte sich auf ausgewählte Standorttypen in der Agrarfläche von CORINE Land Cover.²⁰⁷ Mit der Erhebung wurden drei verschiedene Firmen beauftragt, die jeweils einen Teil der Stichprobenflächen vollständig bearbeiteten.

Zur Biotoptypenansprache bei der **Luftbildinterpretation** diente der im Projekt²⁰⁸ erarbeitete Interpretationsschlüssel. Für die Digitalisierung und die technische Verarbeitung der Interpretationsergebnisse waren ausführliche Vorgaben für die Firmen erarbeitet worden. Es fanden zwei Interpretentreffen zum Informationsaustausch und zum Erfahrungsbericht statt. Ergebnis der Luftbildinterpretation waren 70 digitalisierte Ergebnisplots mit zugehörigen Biotopverzeichnissen.

Zum Zwecke einer einheitlichen Vorgehensweise und zur Schulung wurden die verschiedenen Kartierer bei der **Geländearbeit** jeweils einmal auf einer Stichprobeneinheit gantztägig begleitet und eingewiesen. Der Bearbeitungszeitraum lag vergleichsweise spät im Jahr (Juli/August), was sich aus organisatorischen Gründen nicht umgehen ließ. Als Erfassungsunterlagen im Gelände wurden für die Stichprobeneinheiten die jeweiligen Luftbilder, die Ausschnitte der topographischen Karte, die digitalisierten Ergebnisplots der Luftbildinterpretation (Manuskriptkarte) und das Biotopverzeichnis der jeweiligen Stichprobeneinheit verwendet. Hinzu kamen die im Projekt erarbeiteten Erfassungsunterlagen wie der Biotoptypenschlüssel der ÖFS, der ÖFS-Interpretationsschlüssel für die Biotoptypen sowie die jeweiligen Geländeerfassungsbögen. Sofern erforderlich, wurden die Ergebnisse der Luftbildinterpretation (Manuskriptkarte, Biotopverzeichnis) korrigiert bzw. konkretisiert, und in die Erfassungsbögen für jedes Biotop der Stichprobeneinheit wurden der konkrete Biotoptyp (nach der tiefsten Untergliederung des Biotoptypenschlüssels) sowie die Qualitäts- und Kontrollmerkmale eingetragen. Im Gelände wurden beispielhaft Fotografien angefertigt. Die Ergebnisse wurden wiederum digitalisiert, die Geometrien in Form endgültiger Ergebnisplots ausgegeben und die Daten im Statistischen Bundesamt auf Plausibilität überprüft und bei Inplausibilitäten durch die Firmen korrigiert.

Zur **Kontrolle der Qualität der Geländearbeit** wurden zwei von 70 Stichprobenflächen im Gelände durch die mit der Einweisung befaßte Firma im August parallel bearbeitet, um Anhaltspunkte über den Grad von Abweichungen zwischen den Bearbeitern zu bekommen.

²⁰⁷ Auf den in Berlin liegenden, quantitativ geringen Anteil der Grundgesamtheit des Testgebiets (agrarische Fläche) entfielen bei der Ziehung zufällig keine Stichprobeneinheiten, da in der Piloterhebung bei der Stichprobenziehung bewußt nicht nach Bundesländern geschichtet wurde.

²⁰⁸ S. BACK et al. (1996).

8.6.2 EDV - Organisation

Das Indikatorenprojekt erforderte insgesamt eine gut strukturierte **EDV-Organisation**, da die erfaßten Primär- und Sekundärdaten in digitaler Form vorgehalten werden müssen. Dabei ist zwischen Geometrieinformationen (z.B. Lage von Meßpunkten, Biotoptypengeometrie der ÖFS-Stichprobenflächen) und Sachinformationen (z.B. Biotopqualitätsmerkmale für ein bestimmtes Biotop) zu unterscheiden. Geometrie- und Sachdaten müssen dabei stets aufeinander beziehbar sein (d.h. man muß z.B. stets die Verbindung zwischen einem Meßpunkt und den zugehörigen Meßwerten herstellen können). Als im StBA vorhandene Software hat sich für die Pilotstudie für die gemeinsame Verwaltung von Geometrie- und Sachdaten das Produkt ARC/INFO angeboten. Dabei werden die Geometrieinformationen in der Komponente ARC, die Sachinformationen in der Komponente INFO vorgehalten.

Speziell für die ÖFS wurde in der **Pilotstudie** die **EDV** folgendermaßen organisiert und eingesetzt:

- Erstellen einer digitalen Standorttypenkarte durch eine Clusteranalyse abiotischer digitaler Rauminformationen mit der Software ERDAS-IMAGINE.
- Automatische Ziehung aller Stichprobenflächen (Ebene I und Ebene II) unter Nutzung der Geometrien der Standorttypen sowie der digitalen Karte der Bodenbedeckung (CORINE) mit einem AML²⁰⁹-Ziehungsprogramm (im StBA entwickelt).
- Erstellen einer Kartier- und Digitalisierungsanleitung, um eine standardisierte Form der Erfassung und Dokumentation der Geometriedaten durch die beauftragten Firmen zu gewährleisten.
- Erstellen einer Feldbegehungsanleitung und EDV-gerechter Erfassungsbögen, um eine standardisierte Erfassung und Dokumentation der im Gelände zu erhebenden Sachdaten zu gewährleisten.
- Festlegung der zu verwendenden Software sowie des Datenübergabeformats.
- Plausibilitätsprüfung der gelieferten digitalen Daten mit Hilfe von im StBA entwickelten AML-Programmen.
- Aufbereitung und Auswertung der Daten mit im StBA entwickelten AML-Programmen zur Hochrechnung und Fehlerrechnung in INFO.

Für die Programmentwicklung standen im StBA zwei ARC/INFO-Arbeitsplätze zur Verfügung. Für die Bearbeitung der digitalen ÖFS-Ergebnisse aus der Pilotstudie stehen ein ARC/INFO- sowie ein PC-Arbeitsplatz zur Verfügung.

8.6.3 Erfahrungen bei der Durchführung

Die Aufteilung der Arbeiten auf mehrere Firmen hat sich in der Pilotstudie als wichtig erwiesen, weil dadurch ungleich mehr Erfahrungen, Anregungen und konstruktive Kritik zusammengetragen werden konnten. Zu diesem Zweck füllte jeder **Geländebegeher** nach Abschluß der Feldarbeit einen umfangreichen Fragebogen aus. Zudem fanden im Statistischen Bundesamt

²⁰⁹ AML = ARC Makro Language (ARC/INFO-Programmiersprache).

mehrere Besprechungen mit allen beteiligten Firmen statt, um Probleme und Anregungen zu diskutieren.

Im Grundsatz haben sich im Pilotprojekt die Vorschläge der konzeptionellen Phase auf der Ebene I bewährt. Dies betrifft sowohl den Ablauf der Arbeiten als auch die Gestaltung der einzelnen Teilelemente. Da zu entsprechenden Erhebungen bereits vielfache **Erfahrungen** vorliegen, die in der Konzeptionsphase genutzt wurden, ist dies nicht weiter überraschend. Allerdings hat die Pilotstudie in einigen Details der Vorgehensweise bzw. der Erfassung zu wertvollen Erfahrungen im Hinblick auf die Gestaltung einer Haupterhebung geführt. Diese sollen im folgenden kurz dargestellt werden.

- Luftbilder

Die exakte Dokumentation von **Flächengrenzen** während einer Geländearbeit ist oft mit erheblichen Ungenauigkeiten verbunden. Primär aus diesem Grunde wurde der Feldarbeit eine Luftbildinterpretation (Luftbilder im Maßstab 1: 10.000) vorangestellt, deren Ziel weniger die Biotoptypsprache als die Abgrenzung aller erkennbaren Geometrien war. Dies hat sich bewährt. Die Vorteile dieser mehrstufigen Erfassung können voll ausgenutzt werden, wenn die Luftbilder so aktuell sind, daß wenig Geometriekorrekturen anfallen. Im Pilotprojekt betrug die Zeitdifferenz zwischen Luftbildaufnahmen und Begehung 3 Jahre; mit Ausnahme von Sukzessionsflächen war das Ausmaß von Grenzkorrekturen im Gelände aber gering. Wenn eine Schätzung im Gelände notwendig wird, ist nach den Erfahrungen mit einem Schätzfehler von bis zu 10 bis 20 m zu rechnen.

Die **Erfassungsgenauigkeit** von Flächenabgrenzungen und die Erstansprache von Biotoptypen aus dem Luftbild hat sich als für die Belange der ÖFS ausreichend erwiesen. Für eine Haupterhebung werden Einzelbefliegungen der Stichprobenflächen notwendig, da entsprechende Luftbilder nicht vorliegen. Die Befliegungen sollten möglichst ein Jahr vor der Geländearbeit stattfinden. Hier wird es für vorteilhaft angesehen, die Luftbilder bereits im Arbeitsmaßstab 1: 5.000 anzufertigen.

Da neben der Geometrieabgrenzung auch eine erste **Typsprache** der Biotope erfolgen soll, wird die Entscheidung für CIR-Luftbildmaterial und damit für eine eigene Befliegung von Stichprobenflächen weiterhin als sinnvoll angesehen. Die Nutzung von Schwarz-Weiß-Luftbildern, die von anderen Stellen regelmäßig erstellt werden, verbietet sich außerdem deshalb, weil dort das Aufnahmedatum aus anderer Zweckbestimmung heraus außerhalb der Vegetationsperiode (meist Februar/März) liegt.

- Luftbildinterpretation: Qualität und Zeitaufwand

Die Ergebnisse der Luftbildinterpretation durch die Firmen haben eine gewisse Spannweite der **Qualität** erkennen lassen. Die Erfahrungen zeigen, daß für Ausschreibungen und Vergabe sehr konkrete Qualitätsanforderungen festgelegt werden müssen, die Vorrang vor der ausschließlichen Betrachtung von Kostengesichtspunkten haben sollten.

Der **Zeitaufwand** für die Luftbildinterpretationen wurde von den Anbietern aus verschiedenen Gründen vorab zu niedrig kalkuliert. Daraus ergab sich teilweise eine zu geringe Arbeitsqualität. Diesem Problem ist für die Zukunft unter anderem durch eine Fixierung des realistischere zu erwartenden Zeitrahmens schon in einer Ausschreibung zu begegnen.

- Kartenmaterial

Wegen des Detaillierungsgrades der ÖFS ist es notwendig, im Maßstab 1 : 5 000 zu arbeiten. Da im Testgebiet nur die TK 10 zur Verfügung stand, wurde diese auf photomechanischem Wege entsprechend vergrößert. Auch wenn dieses Verfahren aus verschiedenen Gründen keine optimale Lösung darstellt, so muß in den neuen Ländern längerfristig weiterhin auf diese Weise vorgegangen werden, da die Grundkarten auch in Zukunft allein im Maßstab 1 : 10 000 vorliegen werden. In den alten Bundesländern kann dagegen künftig mit den Grundkarten des Maßstabs 1 : 5 000 gearbeitet werden.

- Biotoptypenschlüssel

Das Biotoptypenverzeichnis ist mit wenigen Abweichungen bzw. Kürzungen aus der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen (RIECKEN et al., 1994) übernommen worden, um die entsprechende Zuordnung der Typen zu den Gefährdungskategorien zu gewährleisten. **Änderungen** bei den Definitionen des Biotoptypenschlüssels bzw. den Biotoptypenbezeichnungen sind daher nur bedingt möglich, wenn die Verbindung mit dem Rote - Liste - Status beibehalten werden soll. Die Testphase zeigte jedoch, daß einige ausgewählte Biotoptypen im Gelände anhand des benutzten Biotoptypenschlüssels nicht befriedigend einzuordnen waren.²¹⁰ Änderungsansätze wurden bereits formuliert.

- Biotopqualitätsmerkmale

Es stellte sich heraus, daß für einige Biotopqualitätsmerkmale die **Merkmalsausprägungen** nicht hinreichend differenziert sind. Die Liste und Differenzierung von Qualitätsmerkmalen wird auf Basis der Erfahrungen nochmals leicht überarbeitet. Generell muß dabei gewährleistet sein, daß bei jedem Erhebungsmerkmal stets genau eine Merkmalsausprägung in einem konkreten Biotop zutreffend ist.

Für einige zentrale Auswertungen ist es wichtig, die **Gesamtfläche** bzw. **-länge** von durch den Stichprobenquadratkilometer angeschnittenen Biotopen zu kennen. Dies bedeutet, daß ggf. schon bei der Luftbildinterpretation über den Rand der Stichprobeneinheiten hinaus erfaßt werden muß. Die in der Pilotstudie intendierten groben Schätzungen im Gelände durch die Begeher haben sich nicht bewährt.

Generell stellt sich das Problem, mit welcher **Detaillgenauigkeit** Kleinstrukturen zu erfassen sind. Eine Vereinfachung der Erhebung könnte dadurch erreicht werden, daß Kleinstrukturen auf den Biotoperfassungsbögen als Merkmale der umgebenden größeren Flächen erfaßt werden. Damit wäre auch eine Verringerung des Zeitaufwands (s.u.), des Materials (s.u., weniger Erfassungsbögen) sowie der subjektiven Gewichtung verbunden.²¹¹ Hierzu muß nach der Auswertung der Ergebnisse nochmals eine genaue Abwägung der Vor- und Nachteile verschiedener Varianten erfolgen.

²¹⁰ Dies gilt u.a. für einzelne fehlende Biotoptypen bei Grünland und Wäldern sowie Probleme bei der Zuordnung von Sukzessionsflächen, linienhaften Gebüschern, Übergangsbereichen von Offenland zur Siedlung, Rohbodenbiotopen oder, als Sonderfall in den neuen Ländern, ehemaligen LPG-Flächen.

²¹¹ Es besteht die Gefahr, daß wichtige Kleinstrukturen in einer ausgeräumten Landschaft, wo sie wegen ihrer Seltenheit hervorstechen, detaillierter aufgenommen werden als in einer reich strukturierten Landschaft, wo sie häufiger vorkommen.

- Kartierzeitpunkt

Für Flächenabgrenzungen und Typfassung im Grünland ist der Kartierzeitpunkt ausschlaggebend: Vor der Mahd können die Biotoptypen, nach der Mahd im Prinzip die geometrischen Abgrenzungen besser erkannt werden. Da eine zweimalige Begehung aus Kostengründen ausscheidet, müssen hier **Kompromisse** geschlossen werden. Der Begehung vor der Mahd wird der Vorzug eingeräumt (Mai/Juni), zumal nach der Mahd eher die Besitzparzellen als unterschiedliche Nutzungen deutlich werden.

- Materialbelastung im Gelände

Die Kartierer hatten durchweg mit **hoher Materialbelastung** durch den Umfang der zahlreichen Erfassungsunterlagen im Gelände zu kämpfen, der sinnvoll nur durch zwei Begeher gleichzeitig zu bewältigen war. Für eine Haupterhebung müssen Möglichkeiten der Vereinfachung geprüft werden. Der Einsatz von GISPAD und Laptop im Gelände wurde von den Begehern bzw. Firmen aus verschiedenen Gründen derzeit allerdings nicht unbedingt als Alternative angesehen. Als Argumente wurden die Kosten für Geräte und Lizenzen, zahlreiche Vorarbeiten (Softwarekonfiguration), das hohe Gewicht wettertauglicher Geräte, kaum Zeitersparnis und zu viele Lagefehler wegen des kleinen Bildschirms vorgebracht. In Anbetracht zwischenzeitlicher technischer Weiterentwicklungen auf diesem Gebiet (Verbesserung der Lesbarkeit des Bildschirms, kleinere und handlichere Geräte) sind aber vor einer Haupterhebung die Einsatzmöglichkeiten von Notebooks nochmals eingehend zu prüfen. (Zum Einsatz von **GPS** siehe auch unter 8.7.2, Erfahrungen bei der Artenerfassung in der Pilotstudie).

- Darstellungsprobleme

Bei der Geländekartierung zeigte sich, daß mehrere parallel verlaufende **lineare Elemente** (z.B. Feldweg, Saum, Graben usw.) auf den Ergebniskarten nicht mehr praxisgerecht darstellbar sind. Bei einer Haupterhebung werden möglicherweise alle erfaßten Biotope als Flächen dargestellt.

- Qualität der Geländeinterpretation

Bei einigen wenigen Flächen waren auch von erfahrenen Kartierern nicht immer eindeutig die vorgegebenen Biotoptypen zuzuordnen. Es traten Fälle auf, deren **Einstufung** mehrere Möglichkeiten zuließ. Insbesondere bei der Erfassung der Ebene II fallen Fehlinterpretationen von Ebene I ins Gewicht, wenn die für Stichproben gezogenen Biotoptypen nicht richtig zugeordnet sind. Daher sollten Probleme bei einer Haupterhebung durch folgende Maßnahmen vermieden werden:

- Ergänzung des Biotoptypenschlüssels entsprechend den gemachten Erfahrungen.
- Festgeschriebene und zu überprüfende Qualitätsanforderungen an Kartierer.
- Ausgiebige Schulung vor und ständige Betreuung während der Kartierung; gemeinsame Begehung von „Musterflächen“. Eine kurze Einweisung wie zu Beginn des Pilottests reicht für eine Haupterhebung nicht aus.
- Nach Möglichkeit Bildung eines festen Stammes qualifizierter Kartierer für periodische Wiederholungserfassungen.

Es wäre auch denkbar, die Begehung einer Stichprobeneinheit mit einer aus zwei Kartierern bestehenden Gruppe durchführen zu lassen. Dies würde allerdings die Kosten beträchtlich erhöhen.

- Zeitaufwand für Geländearbeit

Auch die von den Anbietern kalkulierten Zeiten für die Geländearbeit haben sich im Pilotprojekt eher als zu niedrig erwiesen. Für die Ebene I ergab sich nach den Firmenangaben, daß je Stichprobeneinheit für Anfahrt, Geländearbeit und Nacharbeiten (Eintragung und Änderung in der Karte und im Biotopverzeichnis) für gute Qualität durchschnittlich 20 Stunden zu veranschlagen sind - in kleinteilig gegliederten Landschaften mehr, in großräumig strukturiertem Gelände weniger. Die Hauptursachen für die **Fehlkalkulation** lagen darin begründet, daß die Anzahl der Biotope pro Fläche vorab unterschätzt wurde. Dies könnte durch die oben ange-dachte andere Form der Kartierung von Kleinbiotopen reduziert werden.

- EDV-Organisation

Aus EDV-Sicht sind folgende Punkte als Verbesserungsvorschläge für die Haupterhebung von besonderer Bedeutung:

- Es ist zu prüfen, ob eine flächige Darstellung aller erfaßten Biotope nicht sinnvoller ist als eine von der Biotopgröße abhängige Flächen-, Linien- oder Punktdarstellung. In Abhängigkeit von dieser Entscheidung wären sinnvolle Mindesterfassungsgrenzen zu definieren, und es wäre entsprechend festzulegen, wie zu kleine Flächen in den Umgebungsflächen „aufgelöst“ werden müssen.
- Die Biotoperfassungsbögen sind in einigen Details EDV-freundlicher gestaltbar.
- Da INFO für umfangreiche Datenbankauswertungen ziemlich schwerfällig ist, wird zukünftig die zusätzliche Einspeisung der Sachdaten in ACCESS angestrebt. Die Firma CADMAP hat hierzu ein umfassendes Datenbanksystem für das Indikatorensystem gegen Ende der Projektlaufzeit entwickelt, welches die Komponenten ARC/INFO, ARCVIEW und ACCESS mit der Browser-Technologie verbindet und zukünftig genutzt werden soll. Diese kombinierte Softwarelösung ermöglicht einerseits die effizientere Dokumentation und Verwaltung der Daten, stellt aber andererseits auch Werkzeuge zur geometriebezogenen und geometriunabhängigen Datenauswertung und -aufbereitung bereit.

8.7 Pilotstudie zur Artenerfassung

8.7.1 Ablauf der Erhebung

- Auswahl der Untersuchungsfläche

Die Testerhebung für die Artenebene fand in der Vegetationsperiode 1996, also ein Jahr nach der Erhebung der Landschafts- und Biotopqualität, statt. Die Zufallsauswahl der Stichprobenflächen erfolgte in der Regel in zwei Schritten. Zunächst wurden zufällig Biotope zuvor festgelegter Typen innerhalb der Stichprobenquadratkilometer aus Ebene I bestimmt. Danach wurden die Mittelpunkt der Untersuchungsflächen („Plots“) in den ausgewählten Biotopen zufällig gezogen.

- Auswahl von Artengruppen und Biotoptypen

Beim Vorgehen in der Piloterhebung wurde von den Vorschlägen für ein fachliches Minimalprogramm zur Beobachtung von Pflanzen und Tieren aus dem für die Ebene II der Flächenstichprobe erarbeiteten Konzept ausgegangen.²¹² Die Untersuchung der **Flora** beschränkte sich dabei auf drei ausgewählte Biotoptypen bzw. Biotoptypengruppen des Grünlands (Grünland trockener Standorte, artenarmes Intensivgrünland, Säume), in die per Zufallsstichprobe Vegetationsplots gelegt wurden.

Die **Fauna** wurde am Beispiel der Vögel im gesamten Landschaftsausschnitt des Quadratkilometers und am Beispiel der Artengruppe der Wassermollusken im Biotoptyp Gräben (bestehend aus Biotoptyp 23100 Fließgewässer technischer Art - Gräben, 26500 Stehende Gewässer technischer Art - Gräben) untersucht.

- Zeitplanung, Kartierzeitpunkt

Da die ÖFS als Dauerbeobachtung konzipiert ist, muß die Erfassung der **Flora** wegen der Vergleichbarkeit der Daten zu einem phänologisch einheitlichen Zeitpunkt erfolgen, kann also nicht vorab durch ein bestimmtes Datum festgelegt werden. Als Startzeitpunkt gilt die Ligustrum-Stachys sylvatica Blüte am Ende des Frühsommers. In dieser Phänophase blühen oder fruchten auch vegetativ schwer zu bestimmende Grasartige. Die Phase fällt in tieferen Lagen in Deutschland etwa auf Anfang Juni. Daneben sollte eine phänologische Karte der Winterroggenblüte (Beginn des Frühsommers) als Orientierung herangezogen werden. Es war vorgegeben, die Blüte der beiden Arten in einem klimatisch günstigen Gebiet im Pilotgebiet zu ermitteln, daran den Startzeitpunkt der Erhebung zu knüpfen und einen Einsatzplan zu erstellen. Plots des gleichen Entwicklungsstands sollten möglichst zeitgleich erfaßt werden. Dies bedeutet, daß zur Einschränkung zeitpunktspezifischer Schwankungen der Ergebnisse der Zeitraum für die Gesamtheit der Erhebung möglichst knapp zu fassen ist und mit einer ausreichenden Zahl an parallel tätigen Geländebegehern gearbeitet werden muß.

Für die **Vögel** fand eine zweimalige Begehung zur Beschreibung des Frühjahrsaspekts im Juni statt. Da die Erfassung der **Wassermollusken** jahreszeitunabhängig ist, sie aus Organisationsgründen zeitlich parallel mit der floristischen Erfassung durchgeführt worden.

- Anzahl und Größe der Plots

Für die Untersuchung der **Flora** wurden vier von sieben Standorttypen berücksichtigt, die bereits in der Pilotstudie zur Ebene I untersucht wurden. Innerhalb der dort erfaßten Stichprobeneinheiten wurden 425 Vegetationsplots als Zufallsstichprobe gezogen. Die Größe der Plots orientierte sich im Pretest grob am sog. „Minimumareal“ der ausgewählten Biotoptypen.²¹³

Wassermollusken wurden in 100 Untersuchungsplots in den 4 Standorttypen aufgenommen, die auch zur Flora-Untersuchung dienen. Die Untersuchung der **Vögel** fand auf der gesamten Fläche der 1 km² großen Stichprobeneinheiten statt, und zwar in zwei Standorttypen der in Ebene I untersuchten 7 Typen.

²¹² SCHMIDT/FOECKLER/HERRMANN (1996).

²¹³ Vgl. hierzu DIERSCHKE (1994).

- Schulung

Zur Standardisierung der Erfassung fand vor Beginn der Erhebung eine 2-tägige gemeinsame Schulung aller Begeher für Flora und Wassermollusken statt. Dabei wurden **Theorie und Vorgehensweise** abgesprochen und danach an Beispielen im Gelände durchgespielt.

- Lagebestimmung der Plots

Zur Orientierung und **Lagebestimmung** der Vegetationsplots dienen:

- die für die 1 km² - Stichprobeneinheiten der Ebene I maßgeblichen Ausschnitte der TK - Blätter im Maßstab 1:10 000, auf 1:5 000 hochvergrößert, in schwarz-weiß;
- die Eckpunkte dieser Stichprobeneinheiten in Gauß - Krüger - Koordinaten, Bessel - Ellipsoid;
- Farbkopien der CIR-Luftbildaufnahmen der Stichprobeneinheiten;
- die Ergebnisplots der flächendeckenden Biotoptypenkartierung der Stichprobeneinheiten mit Eintrag der für die Untersuchung als Stichproben gezogenen Vegetationsplots (bei flächig dargestellten Biotopen) bzw. mit Kennzeichnung der linienhaft dargestellten Biotope, in denen ein Plot zu untersuchen war;
- die Mittelpunkte der Vegetationsplots in flächig dargestellten Biotopen in Gauß-Krüger-Koordinaten, Bessel - Ellipsoid;
- Meterangaben zur Bestimmung der Plotlage in linienhaft dargestellten Biotopen.

Die Lagebestimmung der Plots sollte mit einer **Genauigkeit** von +/- 0,5 m im Gelände vorgenommen werden. Dies sollte bei Vegetationsplots entweder mittels differentieller GPS oder auf konventionelle Weise durch Anpeilen fester Geländepunkte aus den Kartengrundlagen und Einmessen im Gelände geschehen. Die Plots waren entsprechend fester Vorgaben nach der Himmelsrichtung auszurichten. Auf speziellen Vegetationszusatzbögen wurde das Vorgehen beim Auffinden der Flächen (bzw. von zwei vorgegebenen Ersatzflächen für den Fall, daß die ersten Zufallsplots nicht bearbeitbar waren) dokumentiert. Für das Auffinden der Fauna - Plots in Gräben wurden ebenfalls genaue Anweisungen gegeben; die Vorgehensweise war auf entsprechenden Molluskenzusatzbögen zu dokumentieren.

- Zusatzmerkmale

Für die Eintragung der Erhebungsmerkmale für die Flora waren insgesamt 24 spezielle **Erhebungsbögen Flora** für unterschiedliche Biotoptypengruppen entwickelt worden. Abbildung 8.7.1-1 zeigt als Beispiel den Kopfbogen für die im Pilotprojekt untersuchte Biotoptypengruppe „Grünlandbiotope trockener Standorte“. Dieser Bogen enthält mehr als 400 Pflanzenarten. Am Ende sind Leerstellen zum Eintrag weiterer vorgefundener Arten im Gelände enthalten.

Die inhaltlich bedeutsamen Erhebungsmerkmale wurden bereits in den Abschnitten 8.5.3 und 8.5.5 dargestellt. Folgende **Zusatzmerkmale** je Vegetationsplot waren als allgemeine Angaben zu erheben und in den passenden Erhebungsbogen einzutragen:

- Nummer der 1 qkm-Stichprobenfläche;
- Nummer der Aufnahmefläche (Subplot) innerhalb des qkm;
- Erfäßer Biotoptyp;

- Exposition und Neigung der Aufnahme­fläche (zu messen mit Kompaß und Neigungsmesser, kombinierte Geräte empfehlenswert);
- Vorgefundene Nutzung der Fläche, sofern sie das Ergebnis beeinflußt (z.B. Wiese kurz nach Mahd);
- Angabe, ob ein Foto gemacht wurde (wenn ja, Nr. des Fotos);

- Ansprache des Entwicklungsstadiums (Aspekt) des aufzunehmenden Bestandes, i.d.R. anhand der blühenden, aspektbestimmenden Sippen;
Ansprache mit Hilfe der phänologischen Schätzskala von DIERSCHKE (auf dem Erhebungsbogen abgedruckt).

Die **Erhebungsmerkmale für die Wassermollusken** wurden im Gelände bzw. im Labor in einen entsprechenden Erfassungsbogen für Wassermollusken (siehe Übersicht 8.7.1-2) eingetragen. Als Zusatzmerkmale sind im Bogen enthalten:

- die Nummer der Stichprobeneinheit (qkm)
- die Subplot-Nr.
- der Biotoptyp
- das Datum der Erfassung
- der Bearbeiter
- ggf. Bemerkungen
- Hinweis auf Foto, ggf. dessen Nummer
- die Wassertiefe in cm
- die Uferstruktur (flach oder steil)
- die Substrat- und die Vegetationsverhältnisse sowie die Beschattung nach Häufigkeitsklassen

Für die Avifauna lag ein **Geländeerfassungsbogen für Vögel** vor (siehe Übersicht 8.7.1-3).

Übersicht 8.7.1-1: Beispiel für Erhebungsbogen Flora

OFS: Erhebungsbogen Flora 5: Grünlandbiotope trockener Standorte		Neigung (in °): <input type="checkbox"/> normal <input type="checkbox"/> vorübergehend <input type="checkbox"/> lisch bzw. ungünstig für Aufnahme		Foto Nr.	
Exposition (in °):		Nutzungsverhältnisse		Deckung gesamt %:	
Aspekt		Schichtung		Höhe (in cm)	
Art		Entwicklungsstufen (DIERSCHKE)		Deckung (in Prozentschritten)	
Stufe		0 ohne Blütenknospen 1 Blütenknospen erkennbar 2 Blütenknospen stark geschwollen 3 kurz vor der Blüte 4 beginnende Blüte 5 bis 25 % erblüht 6 bis 50 % erblüht 7 Vollblüte 8 abblühend 9 völlig verblüht 10 fruchtend 11 Ausstreuen der Samen bzw. Abwerfen der Früchte		Strauchschicht (S) obere Krautschicht (oK) mittlere Krautschicht (mK) untere Krautschicht (uK) Moose Flechten	
Plot Nr.		Stichprobeneinheit (km²) Nr.			
Biotyp/Code-Nr.		Grünland trockener Standorte:			
Frochtenrasen 50110 <input type="checkbox"/> Halbrochenrasen 50120 <input type="checkbox"/> Halbrochenrasen, Brache 50121 <input type="checkbox"/> naturschutz Steppenrasen 50140 <input type="checkbox"/>					

Symbole der Markierungsliste:

• 50-75 %
 • 75-100 %
 • Artengruppe
 • Art im engeren Sinne

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 5-12,5 %
 12,5-25 %
 25-50 %

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 < 1 %
 1-3 %
 3-5 %

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 10 mlu
 10 mlv
 S K K K K

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 10 mlu
 10 mlv
 S K K K K

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 10 mlu
 10 mlv
 S K K K K

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 10 mlu
 10 mlv
 S K K K K

Deckungsgrad
 + 1a 1b 2a 2b b 4 5
 10 mlu
 10 mlv
 S K K K K

Datum
 Leerzeilen zum Nachtragen nicht erhaltener Arten am Listenende!

Bearbeiter

Name	Deckungsgrad					Schicht	10 mlu	10 mlv	S	K	K	K	K
	+	1a	1b	2a	2b								
Namenkürzel													
Acer camp													
Acer monsp													
Acer platan													
Acer sp 1/2													
Achn mil													
Achn mil colf													
Achn mil penn													
Achna arv													
Achna vernal													
Agrim exp													
Agroa caput = ten													
Alyce geniv													
Alisma angulo													
Alisma obr													
Alisma scorodop													
Alium sancez													
Alium sphaer													
Alium vineal													
Alisep prat													
Namenkürzel													
Campain pensif													
Campain rap/od													
Campain rot/ra													
Campain trach													
Cerdan prat													
Ceres caryoph													
Ceres digit													
Ceres flacca													
Ceres hr													
Ceres hum													
Ceres mont													
Ceres mur													
Ceres palus													
Ceres pilos													
Ceres sup													
Ceres tenet													
Callu vul													
Callu bet													
Cent'ea jacea ang													

Übersicht 8.7.1 -2: Erhebungsbogen für Wassermollusken im Pilotprojekt (Auszug)

Stichprobeneinheit (km ²) Nr.:				Datum:							
Plot-Nr.:				Bearbeiter:							
Biotyp/Code-Nr.:				Foto-Nr.:							
Besonderheiten: Störungen/Landwirtschaft Störungen/Freizeit Störungen/Sonstige											
Uferstruktur: Flachufer Steilufer											
Wassertiefe _____ cm, Beschattung _____											
Substrat/Vegetationsverhältnisse (Probestelle):											
Unterwasserpflanzen: _____ Überwasserpflanzen: _____ Schwimmblattpflanzen: _____ Holzteile: _____											
Schlamm: _____ Sand: _____ Kies: _____ Steine: _____ Felsen: _____ (Σ = 100% Deckungsverhältnis)											
Häufigkeitsklassen für Beschattung und Substrat/Vegetationsverhältnisse: 0, 1 = <10%, 2 = 10-50%, 3 = 50-90%, 4 = >90%											
H = absolute Individuenzahlen Angabe ab 31 Individuen: IV = >31				E: Erhaltungszustand / Arten L = Lebendfund Tfr = tot, Schale frisch Tv = tot, Schale verwittert Tfo = tot, Schale fossil							
Code	Arten	H	E	Code	Arten	H	E	Code	Arten	H	E
20011	Theodoxus trans			20244	Stagnicola pal. Komplex			30032	Unio pictorum		
20012	Theodoxus flav.			20231	Galba truncatula			30031	Unio tumidus		
20013	Theodoxus danubialis			20251	Radix auricularia			30030	Unio crassus		
20031	Viviparus coriaceous			20252	Radix aur. f. ampla			30011	Anodonta cygnea		
20032	Viviparus viviparus			20254	Radix peregra			30012	Anodonta anatina		
20033	Viviparus ater			20253	Radix ovata			30021	Pseudanodonta com.		
20034	Viviparus acerosus			20251	Anodonta fuvialis			30101	Congeria cochleata		
20041	Valvata cristata			20061	Ferussia wuellerstorfi			30091	Dreissena polymorpha		
20044	V. pulchella macrostoma			20281	Planorbis planorbis			30111	Corbicula fluminea		
20043	Valvata peccatrix			20282	Planorbis carinatus			30112	Corbicula fluminalis		
20045	Valvata natona			20293	Anisus vortex			30041	Sphaerium rivicola		
20085	Bythinella dunkeni			20294	Anisus vorticulus			30042	Sphaerium solidum		
20084	Bythinella compr.			20292	Anisus sprotus			30043	Sphaerium cornutum		
20086	Bythinella badensis			20291	Anisus leucostoma			30051	Musculium lacustre		
20081	Bythinella bavaria			20295	Anisus l. septemgyr.			30061	Psidium amnicum		
20082	Bythinella austriaca			20301	Bathymphalus cont.			30062	Psidium herosiae		
20060	Bythospeum spec.			20311	Gyraulus albus			30063	Psidium supinum		
20021	Avenionia brevis ro.			20317	Gyraulus arconicus			30064	Psidium milium		
20072	Sadleriana flum.			20316	Gyraulus crista			30065	Psidium pseudo		
20091	Potamopygus anti.			20315	Gyraulus riparius			30066	Psidium subtrun.		
20051	Marstoniopsis schol.			20314	Gyraulus rossmaesi			30067	Psidium pulchellum		
20111	Lithoglyphus natco.			20312	Gyraulus laevis			30068	Psidium nitidum		
20121	Bitynia tentaculata			20313	Gyraulus parvus			30069	Psidium liljeborg		
20122	Bitynia leachi			20321	Hippelute complanata			30074	Psidium hibern.		
20191	Acetoloxus lacustris			20331	Segmantina nitida			30072	Psidium obtusale		
20261	Myxas glutinosa			20351	Menetus dilatatus			30071	Psidium persona		
20271	Lymnaea stagnalis			20341	Planorbis corn.			30073	Psidium caserta		
20241	Stagnicola corvus			20211	Physa fontinalis			30075	Psidium conventus		
20243	Stagnicola palustris			20221	Physella acuta			30076	Psidium mollesser		
20246	Stagnicola luteus			20222	Physella heterostoma			30077	Psidium tenuis		
20242	Stagnicola turricula			20201	Aplexa hyporum			30060	Psidium spec.		
20245	Stagnicola glaber			30001	Margaritifera mar.						

Übersicht 8.7.1-3: Geländeerfassungsbogen für Vögel im Pilotprojekt (Auszug)

Stichprobeneinheit (km ²) Nr.:				Datum:				Erfassungszeitraum:						
Witterung: sonnig/heiter, warm [] , sonnig/heiter, kühl []				bedeckt, warm [] , bedeckt, kühl [] , regnerisch []				Bearbeiter:						
Besonderheiten: Störungen/Landwirtschaft [] , Störungen/Freizeit [] , Störungen/Sonstige []														
H = halbquantitative Abundanzschätzung				S - Status:				F - Habitat für:						
I = 1 IV = 15-49				A = Beob. zur Brutzeit				B = Fortpflanzung						
II = 2-4 V = 50-249				B = möglicherweise brütend				N = Nahrungssuche						
III = 5-14 VI = > 250				C = wahrscheinlich brütend				D = Durchzug						
				D = sicher brütend				J = Jahreslebensraum						
Code: 92 + Artencode (z.B. 920101 Haubentaucher)														
Code		H	S	F	Code		H	S	F	Code		H	S	F
0101	Haubentaucher				1111	Seeadler				2603	Uferschnepfe			
0102	Rothalstaucher				1105	Mäusebussard				2607	Waldschnepfe			
0103	Schwarzhalstau				1115	Wespenbussard				2609	Flußuferläufer			
0104	Zwergtaucher				1102	Sperber				2606	Kampfläufer			
0501	Kormoran				1101	Habicht				2611	Rotschenkel			
0601	Graureiher				1113	Rotmilan				2610	Waldwasserläufer			
0606	Nachtreiher				1112	Schwarzmilan				2801	Austernfischer			
0602	Purpureiher				1107	Kornweihe				3306	Lachmöwe			
0603	Rohrdommel				1106	Rohrweihe				3305	Schwarzkopfmöwe			
0605	Zwergdommel				1108	Wiesenweihe				3301	Silbermöwe			
0902	Schwarzstorch				2002	Baumfalke				3302	Sturmmöwe			
0901	Weißstorch				2003	Turmfalke				3405	Flußseeschwalbe			
1014	Höckerschwan				2001	Wanderfalke				3401	Trauerseeschwalbe			
1019	Brandgans				2108	Auerhuhn				3404	Zwergseeschwalbe			
1008	Graugans				2107	Birkhuhn				3701	Hohltaube			
1012	Kanadagans				2102	Haselhuhn				3702	Ringeltaube			
1006	Knäkente				2106	Fasan				3703	Türkentaube			
1003	Krickente				2105	Rebhuhn				3704	Turteltaube			
1004	Pfeifente				2103	Wachtel				3801	Kuckuck			
1002	Löffelente				2401	Kranich				4001	Rauhfußkauz			
1007	Schnatterente				2502	Bläßhuhn				4009	Schleiereule			
1001	Speiëente				2504	Kleines Sumpfhuhn				4006	Sperlingskauz			
1005	Stockente				2503	Teichhuhn				4004	Steinkauz			
1017	Kolbenente				2505	Tüpfelsumpfhuhn				4002	Sumpfohreule			
1011	Moorente				2501	Wachtelkönig				4005	Uhu			
1010	Reiherente				2507	Wasserralle				4007	Waldkauz			
1009	Tafelente				2301	Großtrappe				4003	Waldohreule			
1018	Eiderente				3003	Flußregenpfeifer				4101	Ziegenmelker			
1013	Schellente				3006	Goldregenpfeifer				4202	Alpensieger			
1015	Gänsesäger				3007	Kiebitz				4201	Mauersegler			
1016	Mittelsäger				3004	Sandregenpfeifer				4401	Wiedehopf			

8.7.2 Erfahrungen bei der Durchführung

Auch bei der Ebene II haben sich die konzeptionellen Vorschläge zu Ablauf und Inhalt der Erhebung im Grundsatz bewährt. Allerdings hat sich auch gezeigt, daß hier insbesondere bei der Fauna der allgemeine Erfahrungshintergrund für den Einsatz von Zufallsstichproben deutlich geringer ist als bei der Ebene I. Insofern kann es auch wenig überraschen, daß bei der Ebene II die Erkenntnisse aus der Pilotstudie zu größeren Modifikationen am Konzept führen als auf der Ebene I. Um die Konsequenzen für eine Haupterhebung nicht ausschließlich aus der Testphase abzuleiten, wurden die Ergebnisse auch intensiv mit den englischen Kollegen des Countryside Survey diskutiert, wo seit 1980 umfangreiche empirische Erfahrungen beim Einsatz von Zufallsstichproben zur Erfassung von Flora und Fauna gesammelt wurden. Als kritische Punkte im Hinblick auf die konzeptionellen Vorschläge haben sich dabei die im folgenden dargestellten Sachverhalte herauskristallisiert:

- Schulung

Obwohl erfahrene KartiererInnen eingesetzt waren, stellte sich eine ausführliche Schulung und Einweisung als **zwingende Voraussetzung** für einen reibungslosen Ablauf einer Haupterhebung heraus. Die angesetzte Schulungszeit erwies sich auch auf der Ebene II als zu kurz, zumal die Methodik insbesondere zum Auffinden der Flächen noch nicht immer ausgereift war. Auch ein ständiger, geschulter Ansprechpartner für auftretende Probleme bei der Feldarbeit wäre sinnvoll.

- Genauigkeit der Lagebestimmung

Bei der **Vegetation**: Da sich die von der Firma eingesetzten nicht differentiellen GPS-Geräte als erheblich zu ungenau erwiesen und ein differentielles GPS daraufhin nicht mehr kurzfristig einsetzbar war, fand die Einmessung durch Einpeilen und Bandmaß statt. Als Orientierung wurden neben den topographischen Karten der jeweilige Papierausdruck von der Lage der Subplots verwendet. Letzterer war aber dann nicht mehr hilfreich, wenn Subplots und Ersatzplots auf dem Ausdruck zu dicht beieinander lagen. Die auf diesem Wege zu erreichende Genauigkeit (Erfassung immer durch 2 Personen) wurde von den Kartieren bei linearen Biototypen (Säume) als hoch, bei großen Flächen mit welligem Gelände oder Staudenaufwuchs dagegen als etwas geringer bezeichnet. Sie wurde hier auf 2 m genau und damit bei Biototypen mit kleinen Plotgrößen als zu gering eingeschätzt, wenn man die Konsequenzen für die Wiederauffindbarkeit berücksichtigt. Für eine Haupterhebung wird die Verwendung von GPS favorisiert.

Das Auffinden der großen Flächen für die **Avifauna** war unproblematisch. Die **Molluskenplots** wurden mit einer Genauigkeit von 1 - 2 m erfaßt. Die methodische Vorgehensweise für die Festlegung der Fläche stellte sich als kompliziert und problematisch heraus und mußte aus Sicht der Kartierer vereinfacht und weniger streng gehandhabt werden. Viele Probleme treten erst in der Praxis auf, z.B. wenn Hecken den Zugang zu Gräben unmöglich machen oder der Staudenbewuchs zu dicht ist. Ein Teil der Gräben enthielt zum Begehungszeitpunkt kein Wasser und konnte daher nicht untersucht werden. Dies schwächt das Ergebnis beträchtlich. Bei der Stichprobenziehung für eine Haupterhebung müssen daher bestimmte Qualitätsmerkmale vorab mitberücksichtigt werden.

- Ergänzungen des Biotoptypenschlüssels

In einigen Fällen stellten sich in der Ebene II beim Aufsuchen der Plots **Fehlkartierungen** aus der Ebene I heraus (Biotoptypenansprache). In diesen Fällen konnten diese Flächen nicht entsprechend bearbeitet werden, und auch die Anzahl von Ersatzflächen reichte teilweise nicht aus. Zur Vermeidung derartig grundsätzlicher, das Ergebnis beeinträchtigender und die Arbeit erschwerender Probleme muß bei einer **Haupterhebung** dringend auf die Qualität der Geländeinterpretation geachtet werden (vgl. Vorschläge in Abschnitt 8.6.3).

Hinsichtlich des **Biotoptypenschlüssels** ergaben sich auch auf dieser Ebene sinnvolle Hinweise für Präzisierungen. (z.B. stärkere Differenzierung für Grünländer, Umstellungen bei Säumen und Aggregation der zu tiefen Gliederung bei Gräben).

- Erfassungsunterlagen

Die Erfassungsunterlagen für **Vegetation** wurden im Gelände noch als zu wenig benutzerfreundlich und als zu umfangreich empfunden. Sie sollten nicht mehr als 1 - 2 Blätter umfassen und müssen klarer gestaltet werden. Zudem stellte sich heraus, daß über die in der Schulung zu vermittelnden Hinweise künftig zusätzlich eine kurze handliche Beschreibung für die Methodik der Erhebung sinnvoll wäre.

Der Wunsch der Bearbeiter nach **Blankbögen für Artenlisten**, wie sie bei Vegetationskartierungen meist üblich sind, sollte überdacht werden. Viele derjenigen Arten, die auf den Bögen enthalten waren, kamen angesichts der relativ kleinen Unterstichprobeneinheiten nicht vor, andere dagegen fehlten noch, so daß ohnehin in starkem Umfang nachträgliche handschriftliche Eintragungen notwendig waren. Zwingende Voraussetzung für ein offenes Vorgehen wäre wegen der Lesbarkeit der Notizen und Übertragbarkeit in die EDV, daß die Geländekartierung in den gleichen Händen wie die EDV-Eingabe liegt. Eine nachträgliche Plausibilitätskontrolle ist hier schwierig, so daß hohes Vertrauen in die Zuverlässigkeit der Geländearbeit gesetzt werden muß.

- Methodische Vorgaben

Die **Artenansprache** und die Bestimmung der **Deckungsgrade** der Pflanzenarten ergab bei interpersonellem Vergleich der Bearbeiter gute Übereinstimmungen, während die Erfassung der **Schichtzugehörigkeit** Probleme machte und folglich für eine Auswertung bei der Pilotstudie mit Vorsicht betrachtet werden muß. Diese Erfahrung könnte dazu führen, daß in einer Haupterhebung weniger Schichtmerkmale aufgenommen werden (z.B. Wegfall der Differenzierung in verschiedene Krautschichten, auch bei der Erfassung der Schichthöhe).

Die je nach Biotoptyp unterschiedlichen **Plotgrößen** wurden teilweise als zu groß und unübersichtlich empfunden (z.B. bei Halbtrockenrasen) oder als zu klein (bei Säumen). Da die Orientierung der Flächengröße am Minimumareal für die vorliegende Zielsetzung als nicht hinreichend begründet angesehen wird (hier Orientierung an Biotoptypen, nicht - wie für Minimumareal sinnvoll - an pflanzensoziologischen Einheiten), ist für die Haupterhebung eine stärkere Vereinheitlichung der Plotgrößen (z.B. alle Grünländer einheitlich 20 m²) anzustreben, was auch ihre Vergleichbarkeit fördert (siehe auch Abschnitt 8.8). Eine einheitliche Plotgröße wurde auch von den englischen Kollegen des Countryside Survey in intensiven Fachdiskussionen als unverzichtbar bezeichnet.

Für eine reibungslose Erfassung der **Mollusken** wurden von den Kartierern noch einige Verbesserungsvorschläge hinsichtlich Methodenbeschreibung, Erfassungsbögen und Plotgröße gemacht. Für die Erfassung der **Vögel** wurde eine Erweiterung der Methodenbeschreibung und die Ausgabe von Blankbögen vorgeschlagen. Im Bogen sind noch zusätzliche Merkmale aufzunehmen (z.B. Irrgäste oder Status anderer als Brutvögel). Zum Zeitbedarf in der landwirtschaftlichen Fläche stellte sich ein Ansatz von 3-4 Stunden als sinnvoll heraus.

- EDV

Während die Bearbeiter der Pilotphase nach Vorgaben des Auftraggebers ein eigenes Programm zur elektronischen Datenverarbeitung erstellen mußten, womit ein entsprechender Zeitaufwand verbunden war, wird für eine Haupterhebung auf bereits bestehende Programme (wie z.B. FLOREIN oder SORT) zurückzugreifen, sein bzw. es werden diese Programme vorab den erforderlichen Merkmalen entsprechend überarbeitet und mit ARC-INFO kompatibel gemacht.

8.8 Auswertung

Nach der Darstellung der Erfahrungen bei der Piloterhebung im Hinblick auf EDV-Organisation und Durchführung der Erhebung stellt sich weiter die Frage nach den Ergebnissen der Datenauswertung und den sich daraus ergebenden Konsequenzen.

8.8.1 Ziele der Auswertung

Mit der Pilotstudie zur Ökologischen Flächenstichprobe werden hinsichtlich der Auswertung der erhobenen Daten vier **methodische Ziele** verfolgt:

- Die Erhebungsmerkmale sollen auf ihren Aussagegehalt hin überprüft werden.
- Es soll abgeschätzt werden, inwieweit die vorgeschlagenen Indikatoren sich in der Praxis bewähren.
- Der Stichprobenzufallsfehler und die Besetzungszahlen (Anzahl der Erfassungseinheiten, in denen die jeweilige nachzuweisende Gruppe vorkommt²¹⁴) sollen Rückschlüsse auf den benötigten Stichprobenumfang bei einer Haupterhebung geben.
- Der Aussagegehalt der Standorttypen als Darstellungseinheiten und damit auch ihre Eignung zur Schichtung der Stichprobe sollen analysiert werden. Dabei sind auch Alternativen wie eine Zusammenfassung von Standorttypen zu Landschaftstypen oder eine Gliederung der Darstellung nach Bodenbedeckungspositionen (CORINE Land Cover) zu diskutieren. (Zur Gliederung der Standort- bzw. Landschaftstypen siehe Abschnitt 6.5, zu CORINE Land Cover siehe Abschnitt 4.8.2.2.)

Dem Ziel **inhaltlich aussagefähiger Ergebnisse** für das Testgebiet wurde angesichts der beschränkten finanziellen Mittel geringere Priorität als den methodischen Zielen eingeräumt, wie dies bei Pilotstudien zumeist der Fall ist.²¹⁵ Aus dieser **Prioritätensetzung** ergaben sich Kon-

²¹⁴ Z.B. Anzahl der Stichprobenquadratkilometer, in denen ein bestimmter Biotoyp vorkommt.

²¹⁵ Siehe auch EHLING (1997).

sequenzen für den Aufbau der Pilotstudie und insbesondere die Struktur der Grundgesamtheit, um den oben genannten Zielen gerecht zu werden:

- Es mußten auf jeden Fall verschiedene **Standorttypen** in die Grundgesamtheit einbezogen werden. Eine sinnvolle Abschätzung ihrer Aussagefähigkeit verlangte zudem, daß einerseits möglichst viele der zusammengefaßten Landschaftstypen vertreten sind, andererseits aber auch „verwandte“ Standorttypen innerhalb eines Landschaftstyps verglichen werden können.
- Um bei geringem Stichprobenumfang keine zu großen Zufallsfehler zu haben, die die Analyse der Differenzierung unterschiedlicher Darstellungseinheiten sowie die Beurteilung der Indikatoren und Erhebungsmerkmale erschweren oder gar unmöglich machen würden, sollte die Grundgesamtheit bezüglich des Untersuchungsgegenstands (hier Biotoptypen) möglichst homogen sein. Umso bedeutender ist es - gerade vor dem Hintergrund der Forderung nach einer Einbeziehung verschiedener Standorttypen -, jede weitere Möglichkeit einer Homogenisierung des Untersuchungsgebiets zu nutzen. Dazu bot sich die Bodenbedeckungsinformation aus CORINE Land Cover an, die zu Beginn des Projekts bereits flächendeckend für die neuen Bundesländer vorlag. Da die ÖFS-Konzepte mit Schwerpunkt für agrarisch geprägte Räume entwickelt wurden, erfolgte eine Beschränkung der Grundgesamtheit auf die **landwirtschaftliche Fläche** gemäß der Bodenbedeckungsnomenklatur von CORINE Land Cover (siehe Abschnitt 4.8.2.2).
- Aus finanziellen Gründen war es ebenfalls unmöglich, alle neuen Länder in die Pilotstudie einzubeziehen. Der notwendige Kompromiß zwischen Berücksichtigung unterschiedlicher Standortbedingungen einerseits und weitestgehender Homogenisierung andererseits führte zur Auswahl von **Brandenburg mit Berlin** (als überwiegend durch Niederungen und Flachländer geprägt) und **Thüringen** (mit Schichtstufen- und Mittelgebirgscharakter).

Insgesamt ergab sich für die **Grundgesamtheit** somit das heterogene Bild, wie es Abb. 8.3.2-1 beispielhaft für Brandenburg veranschaulicht. Abbildung 8.8.1-1 stellt die in der Bundesrepublik bzw. den Pilotländern anzutreffenden **CORINE-Bodenbedeckungspositionen** dar. Die Tabelle zeigt, daß bundesweit die landwirtschaftlichen Flächen mit etwa 60% den flächenmäßig bedeutendsten Teil ausmachen. Dies war auch ein Grund für ihre Auswahl für die Pilotstudie. Auch in Brandenburg und Thüringen ergibt sich ein ähnliches Bild: Es dominieren landwirtschaftliche Flächen mit deutlich über 50% der Bodenbedeckung; der Wald macht ungefähr ein Drittel der Fläche aus, und der Rest ist überwiegend bebaut. In Brandenburg, Berlin und Thüringen zusammen hat die CORINE-Landwirtschaftsfläche einen Anteil von 55,7% an der Gesamtfläche.

Die konkrete Auswahl der **Standorttypen** unter den oben genannten Rahmenbedingungen erfolgte dergestalt, daß die CORINE-Agrarfläche von Brandenburg, Berlin und Thüringen möglichst gut repräsentiert wird, gleichzeitig die ausgewählten Standorttypen jedoch auch bundesweit flächenmäßig bedeutsam sind. Abbildung 8.8.1-2 zeigt die absoluten Flächen und Flächenanteile der einzelnen Standorttypen bundesweit sowie in der CORINE-Landwirtschaftsfläche Brandenburgs, Berlins und Thüringens. Die sieben für Ebene I der Pilotstudie ausgewählten Standorttypen sind durch dunkle Balken hervorgehoben. Man erkennt, daß nicht nur (außer Alpen/Alpenvorland) alle Landschaftstypen mit zumeist zwei Standorttypen vertreten sind, sondern auch über 83% der CORINE-Agrarfläche von Brandenburg, Berlin und Thüringen mit den ausgewählten Standorttypen abgedeckt sind. Ferner handelt es sich um die sechs

Tabelle 8.8.1 -1: Bodenbedeckung in Deutschland 1990¹⁾

Nr. der Klassifikation ²⁾	Bedeckungsart	Bodenflächen insgesamt		Darunter			
				Berlin/Brandenburg/Thüringen insgesamt		CORINE-Agrarfläche in Berlin/Brandenburg/Thüringen ³⁾	
		km ²	% ⁴⁾	km ²	% ⁴⁾	km ²	% ⁴⁾
Bodenflächen insgesamt 4)		257922	100,00	48541	100,00		
1 Bebaute Flächen		28718	7,48	3351	7,18		
11	Städte und geringe Flächen	21032	5,89	2439	5,24		
111	Durchgängig städtische Prägung	223	0,06	49	0,11		
112	Nicht durchgängig städtische Prägung	20809	5,83	2381	5,14		
12	Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen	3090	0,87	418	0,88		
121	Industrie- und Gewerbeflächen	2338	0,65	296	0,64		
122	Straßen-, Eisenbahnnetze und funktional zugeordnete Flächen 3)	162	0,05	25	0,05		
123	Hafengebiet	112	0,03	0	0,00		
124	Flugplätze	478	0,13	83	0,20		
13	Absaufachen, Deponien und Baustellen	1514	0,42	328	0,70		
131	Absaufachen	1277	0,36	301	0,65		
132	Deponien und Abraumhalden	169	0,05	18	0,04		
133	Baustellen	68	0,02	7	0,02		
14	Künstlich angelegte, nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	1080	0,30	148	0,32		
141	Städtische Grünflächen	336	0,09	38	0,08		
142	Sport- und Freizeitanlagen	744	0,21	110	0,24		
2 Landwirtschaftliche Flächen		216610	80,87	35913	85,88	25913	100,00
21	Ackerflächen	142703	39,87	21770	46,78	21770	84,01
211	Nicht bewässertes Ackerland	142703	39,87	21770	46,78	21770	84,01
212	Regelmäßig bewässertes Ackerland	-	-	-	-	-	-
213	Rieselfeld	-	-	-	-	-	-
22	Dauerkulturen	2580	0,72	204	0,44	204	0,79
221	Weinbauflächen	1277	0,38	-	-	-	-
222	Obst- und Beerenobstbestände	1303	0,36	204	0,44	204	0,79
223	Obstweine	-	-	-	-	-	-
23	Grünland	43289	12,12	2946	6,33	2946	11,37
231	Wiesen und Weiden	43289	12,12	2946	6,33	2946	11,37
24	Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	28058	7,86	994	2,14	994	3,84
241	Erfolgreiche Kulturen in Verbindung mit Dauergrünland	-	-	-	-	-	-
242	Komplexe Parzellenstrukturen	20564	5,76	97	0,21	97	0,37
243	Landwirtschaft, genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von sign. Größe	7494	2,10	896	1,83	896	3,46
244	Land- und forstwirtschaftliche Flächen	-	-	-	-	-	-
3 Wälder und naturnahe Flächen		108210	30,31	18558	35,88		
31	Wälder	104241	29,20	16828	34,01		
311	Laubwälder	23634	6,82	2882	5,78		
312	Nadelwälder	57070	15,99	11779	25,31		
313	Mischwälder	23537	6,59	1368	2,84		
32	Strauch- und Krautvegetation	3312	0,93	682	1,42		
321	Natürliches Grünland	1956	0,55	438	0,94		
322	Heiden und Moosheiden	1050	0,29	188	0,40		
323	Hartlaubbewuchs	-	-	-	-		
324	Weid- und Strauch-Übergangsflächen	306	0,09	37	0,08		
33	Offene Flächen ohne/niedrig Vegetation	857	0,18	68	0,15		
331	Strände, Dünen und Sandflächen	176	0,05	35	0,08		
332	Felsflächen ohne Vegetation	164	0,05	0	0,00		
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	317	0,09	32	0,07		
334	Brandflächen	-	-	-	-		
335	Gleisener und Dauerwegebahn	0	0,00	0	0,00		
4 Feuchtwiesen		1689	0,47	81	0,17		
41	Feuchtwiesen im Landesinnern	1550	0,43	81	0,17		
411	Sumpfe	499	0,14	81	0,17		
412	Torfmoose	1051	0,29	-	-		
42	Feuchtwiesen an der Küste	139	0,04	-	-		
421	Salzwiesen	83	0,03	-	-		
422	Salinen	-	-	-	-		
423	in der Gezeitenzone liegende Flächen	46	0,01	-	-		
5 Wasserflächen		3798	1,06	608	1,41		
51	Wasserflächen im Landesinnern	3427	0,98	606	1,41		
511	Gewässernetz 3)	621	0,17	44	0,09		
512	Wasserflächen	2806	0,79	612	1,31		
52	Meeresspiegel	371	0,10	-	-		
521	Lagunen	60	0,02	-	-		
522	Mündungsgebiete	260	0,07	-	-		
523	Meere und Ozeane	51	0,01	-	-		

¹⁾ Ergebnis einer Erhebung auf Basis von Satellitenbildern der Jahre 1990 bis 1992 im Rahmen des Aufbaus eines europaweiten geographischen Datenbestandes über die Bodenbedeckung. Bodenflächen mit einer Größe von 25 ha und mehr.

²⁾ Klassifikation der Bodenbedeckungskategorien, Ausgabe 1988.

³⁾ Landwirtschaftliche Flächen nach der Systematik der Bedeckungskategorien mit CORINE Land Cover.

⁴⁾ Bodenflächen heterogener Struktur mit einer Breite von 100 m und mehr.

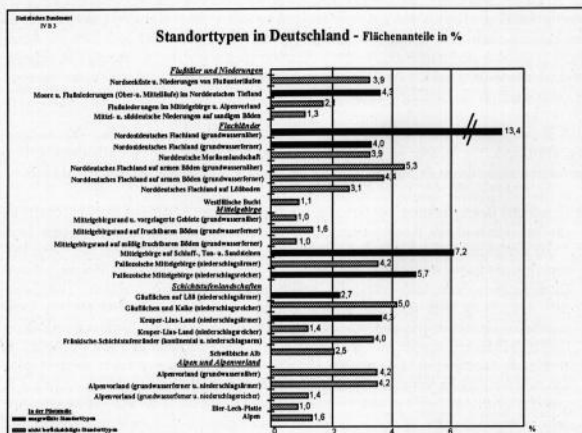
⁵⁾ Die Landwirtschaftlichen Flächen in Abhängigkeit von der geographischen Datenbedeckung über die Verwaltungsgrenzen Deutschlands des Institutes für Angewandte Geographie bestimmt und auf die amtlichen Landesflächen abgeleitet.

⁶⁾ An Bodenflächen insgesamt.

⁷⁾ An Berlin/Brandenburg/Thüringen insgesamt.

⁸⁾ An CORINE-Agrarfläche in Berlin/Brandenburg/Thüringen.

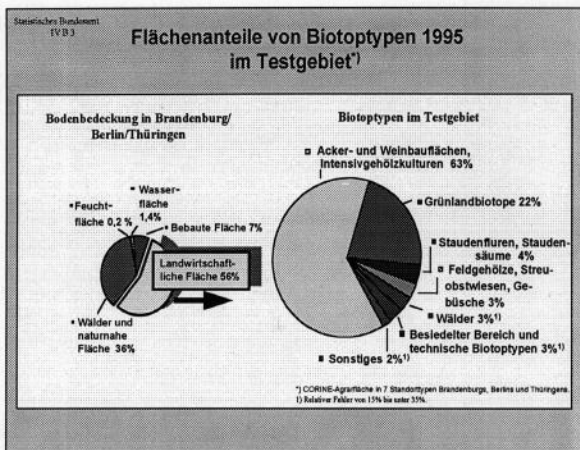
Abbildung 8.8.1-2: Flächenübersichten zu den Standorttypen



im Testgebiet flächenmäßig dominierenden Standorttypen und einen weiteren Mittelgebirgstyp, der für Gesamtdeutschland mit einem Flächenanteil von etwa 6% eine bedeutsame Rolle spielt. Die vier auf Ebene II ausgewählten Standorttypen vertreten immer noch drei Landschaftstypen (mit zweimal einem bzw. einmal zwei Standorttypen), decken jedoch nur noch 23% der Agrarfläche in den drei Bundesländern ab. Diese Einschränkung war nicht zu umgehen, da sichergestellt werden mußte, daß die für Vegetationsuntersuchungen ausgewählten Grünlandbiotypen in ausreichendem Umfang vorhanden sind.

Vor diesem Hintergrund lassen sich nun einerseits Grenzen der inhaltlichen Aussagemöglichkeiten, andererseits aber auch die eingangs bereits angesprochenen **methodischen Fragekomplexe**, zu denen die Auswertung der Daten Antworten liefern soll, klarer umreißen:

- Gerade die **Beschränkung der Grundgesamtheit auf die CORINE-Landwirtschaftsfläche** hat entscheidende Konsequenzen: So sind lediglich Aussagen zu Biototypen, deren Vorkommen sich wesentlich auf diesen Bedeckungstyp konzentriert, sinnvoll interpretierbar. Dies sind aber uneingeschränkt nur Acker sowie als Wiesen oder Weiden genutzte Grünlandtypen. Natürliche Grünländer zählen gemäß CORINE-Nomenklatur (vgl. Übersicht 4.8.2.2.-1.) nicht zur Landwirtschaftsfläche, sondern zu naturnahen Flächen. Diese natürlichen Grünlandtypen sind in der ÖFS-Pilotstudie somit nur mit Flächen unterhalb der CORINE-Erfassungsgrenze von 25 Hektar vertreten. Damit kann die ÖFS-Pilotstudie zu zahlreichen Biototypen keine insgesamt repräsentativen Aussagen machen, sondern lediglich zu ihrem (häufig marginalen) in der CORINE-Agrarfläche liegenden Teil. Aussagen zu diesem kleinen Anteil sind jedoch in der Regel nicht von großem fachlichen Interesse, sondern interessieren eher unter methodischen Gesichtspunkten. Beispielsweise ergeben sich interessante Aufschlüsse über die tatsächliche Heterogenität der einzelnen CORINE-Bodenbedeckungsarten. Zur Veranschaulichung sei auf Abbildung 8.8.1.-3 hingewiesen. Danach haben im Testgebiet die Ackerbiotope einen Flächenanteil von 63%, das Grünland von 22%. Landwirtschaftliche Biotypen bzw. Ökosysteme machen also 85% der Fläche im Testgebiet aus. Der Waldanteil und der Siedlungsanteil liegen bei jeweils nur 3%. Dies verwundert nicht, wenn man sich vergegenwärtigt, daß das Testgebiet vollständig in der CORINE-Landwirtschaftsfläche liegt. Deutlich wird zum einen durch einen Vergleich mit der obigen Tabelle 8.8.1.-2 noch einmal die Tatsache, daß mit den Ergebnissen der ÖFS-Pilotstudie somit keine repräsentativen Ergebnisse für Brandenburg, Berlin und Thüringen insgesamt erwartet werden können. Es zeigt sich zum anderen aber auch, wie sich eine auf recht grobem Maßstab definierte CORINE-Bedeckungsposition („Landwirtschaftliche Flächen“) bei Veränderung des Betrachtungsmaßstabs in unterschiedliche, durchaus auch nicht-agrarische Biotypen aufteilt. Ferner erkennt man, daß das „Auflösen“ von Flächen unterhalb der Mindestfassungsgrenze in die Umgebungsfäche bei CORINE zu deutlichen Verschiebungen bezüglich der Flächenanteile von Bedeckungstypen führen kann: Während die Bedeckungstypen Acker und Grünland (bei CORINE) im Testgebiet 84 bzw. 11% der Fläche beanspruchen, nehmen die Biotypengruppen Acker und Grünland (in der ÖFS-Pilotstudie) im Testgebiet 63 bzw. 22% der Fläche ein. Es ist eher unwahrscheinlich, daß diese Diskrepanz allein durch die unterschiedlichen Erhebungszeitpunkte bedingt ist und damit eine Folge von Flächenumwidmungen nach der Wiedervereinigung darstellt.

Abbildung 8.8.1 -3: Flächenanteile von Biotoptypen insgesamt 1995 im Testgebiet¹⁾

- Die Tatsache, daß die auf Ebene I ausgewählten sieben Standorttypen 83% der **CORINE-Agrarfläche** in Brandenburg, Berlin und Thüringen **abdecken**, die auf Ebene II ausgewählten vier jedoch nur noch 23%, hat zur Folge, daß die Auswertungsergebnisse zur Landschafts- und Biotopqualität (Ebene I) die Situation in der landwirtschaftlichen Fläche der drei Länder insgesamt wohl recht gut widerspiegeln, die Ergebnisse zum Artenvorkommen (Ebene II) jedoch wirklich nur für die ausgewählten Standorttypen stehen und - auch bei großzügiger Interpretation - kaum eine Einschätzung der Situation in der Agrarfläche insgesamt erlauben.
- Bei insgesamt nur 70 Stichprobeneinheiten auf der Ebene I ist jede Schicht lediglich mit durchschnittlich 10 Stichprobeneinheiten repräsentiert. Diese Tatsache impliziert, daß in vielen Fällen in der Pilotstudie nicht mit hinreichend verlässlichen fachlichen Ergebnissen gerechnet werden kann. Methodisch kann jedoch der Frage nach dem **Stichprobenezufallsfehler** bzw. den Besetzungszahlen in Abhängigkeit von der Gliederungstiefe der Ergebnisse nachgegangen werden, um darauf aufbauend den für eine Haupterhebung benötigten Stichprobenumfang abschätzen zu können. Derartige Schätzungen fußen auf dem mathematischen Zusammenhang zwischen Schätzfehler und Stichprobenumfang (siehe Abschnitt 8.8.2). Angenommen wird dabei, daß die Struktur der Stichprobe nicht grundlegend verändert wird und die Streuung der Merkmale gleich bleibt.

- Von großer Bedeutung ist die Einschätzung, inwieweit die **Erhebungsmerkmale** aussagefähig und sinnvoll in Merkmalsausprägungen unterteilt sind. Möglicherweise sollten bestimmte Merkmalsausprägungen stärker differenziert, andere jedoch zusammengefaßt werden. Auch für die theoretisch formulierten **Indikatoren** selbst stellt die konkrete Berechnung im Rahmen der Auswertung der Pilotstudie eine erste Bewährungsprobe dar.
- Zentral ist ferner die Frage, wie gut die zur Schichtung herangezogenen **Standorttypen** (bzw. auf Ebene II die Biototypen) differenzieren. Dabei wird der Aussagekraft der Zusammenfassungen von Standorttypen zu Landschaftstypen sowie den Unterschieden zwischen Landschaftstypen und den tiefer differenzierten Standorttypen besondere Aufmerksamkeit zukommen. Auch eine Gliederung der Ergebnisse nach tief gegliederten CORINE-Bodenbedeckungspositionen ist als denkbare Alternative zu prüfen. Diese Analysen der Aussagefähigkeit haben unmittelbare Konsequenzen für Vorschläge zu einer Schichtung der Stichprobe in der Haupterhebung, da es stets sinnvoll ist, nach gewünschten Gliederungspositionen zu schichten.

Insgesamt kann also festgehalten werden, daß fachliche Ergebnisse aus der Pilotstudie zwar soweit wie möglich dargestellt werden sollen, der Schwerpunkt der Auswertungen jedoch eindeutig im methodischen Bereich liegt.

8.8.2 Schätzung und Fehlerrechnung

Die Auswertung der Daten aus der ÖFS-Pilotstudie erfolgte in der Regel, indem aus diesen in der Stichprobe erhobenen Daten Ergebnisse für die Grundgesamtheit geschätzt wurden. Dies geschah für Ebene I durch freie **Hochrechnung** der Daten für die einzelnen Biotope auf die Grundgesamtheit. Die Hochrechnungsfaktoren entsprachen dabei den Kehrwerten der Auswahlwahrscheinlichkeiten. Anschließend erfolgte eine getrennte Anpassung²¹⁶ der hochgerechneten Werte an die Flächen der sieben ausgewählten Standorttypen sowie der tiefgegliederten Bodenbedeckungsarten von CORINE Land Cover. Für die Ebene II wurde ebenfalls eine freie Hochrechnung der in den Untersuchungsplots erhobenen Daten mit dem Kehrwert der Auswahlwahrscheinlichkeit des jeweiligen Plots durchgeführt. Danach wurde wiederum eine Anpassung durchgeführt: Da die Zufallsauswahl der Plots getrennt nach verschiedenen Biototypengruppen (z.B. Grünländer trockener Standorte) vorgenommen wurde, erfolgte die Anpassung an die Flächensummen dieser Biototypengruppen, gegliedert nach den vier ausgewählten Standorttypen und den CORINE-Bedeckungstypen. Da die exakten Flächensummen der einzelnen Biototypengruppen in der Grundgesamtheit nicht bekannt sind - deswegen wurden sie ja auf Ebene I geschätzt -, erfolgte die Anpassung ersatzweise an die aus der Ebene I hochgerechneten Werte.

Die **Anpassung** an die Standorttypen dient lediglich dazu, Verzerrungen zu korrigieren, die dadurch entstehen, daß manche Stichprobenquadratkilometer über den Rand von Standorttypen hinausragen. Die Anpassung an die CORINE-Bodenbedeckungspositionen ist von größerer Bedeutung. Hintergrund ist die Annahme, daß die zu beobachtenden und zu schätzenden Merkmale (d.h. hier die Biototypenzusammensetzung, die Qualität und die Artenausstattung der Biotope) eng mit einem bekannten Merkmal (hier der Verteilung der CORINE-Positionen)

²¹⁶ Zur Anpassung siehe Abschnitt 8.3.4.

berer Bedeutung. Hintergrund ist die Annahme, daß die zu beobachtenden und zu schätzenden Merkmale (d.h. hier die Biotoptypenzusammensetzung, die Qualität und die Artenausstattung der Biotope) eng mit einem bekannten Merkmal (hier der Verteilung der CORINE-Positionen) korrelieren. In einem solchen Fall kann durch eine Anpassung der geschätzten Beobachtungsmerkmale an die Ausprägungen des bekannten Merkmals mit einer Verbesserung der Ergebnisse gerechnet werden. Die Annahme über den Zusammenhang zwischen Biotoptypenverteilung und CORINE-Positionen wird durch die Ergebnisse der Pilotstudie gestützt. Es zeigt sich beispielsweise deutlich, wie in der Bodenbedeckungsposition „Nicht bewässertes Ackerland“ der Biotoptyp Acker mit 73% und in der Einheit „Wiesen und Weiden“ der Biotoptyp „Grünland“ mit 71% dominiert (vgl. Tab. 8.8.2.-1). Es hat sich in der Pilotstudie gezeigt, daß bei mehr als zwei Drittel aller Auswertungen der Zufallsfehler von an die CORINE-Bodenbedeckung angepaßten Schätzwerten kleiner ist als der Zufallsfehler der nicht angepaßten Schätzwerte. Somit hat die Anpassung tatsächlich wie erwartet zu einer Verbesserung der Ergebnisse geführt.

Tabelle 8.8.2-1: Flächenanteile von Biotoptypen in CORINE Land Cover Nutzungspositionen 1995 im Testgebiet^{a)}

Biotoptypen	Nicht bewässertes Ackerland	Wiesen und Weiden
	Flächenanteil in %	
Acker- und Weinbauflächen, Intensivgehölkulturen	73	6
Grünlandbiotope	14	71
Staudenfluren, Staudensäume	3	5
Feldgehölze, Streuobstwiesen, Gebüsche	2	5
Wälder	2	7
Besiedelter Bereich und technische Biotoptypen	3	1
Sonstiges	2	4

^{a)} CORINE-Agrarfläche in 7 Standorttypen Brandenburgs, Berlins und Thüringens.

1) Gewässer, Rohbodenbiotope, Moore, Sümpfe, Riede, Röhrichte.

Nicht abschließend geklärt ist bisher der Weg, auf dem Indikatoren, in die mehr als ein Datum einfließt (z.B. Verhältniswerte, etwa der Anteil von Weizenanbaufläche an der Getreideanbaufläche), geschätzt werden. Grundsätzlich kann hier die **Hochrechnung auf zwei verschiedene Arten** erfolgen: Entweder werden alle zur Indikatorrekonstruktion benötigten Ausgangsdaten (im Beispiel die Weizenanbaufläche und die Getreideanbaufläche) zunächst getrennt hochgerechnet und anschließend der Indikator (hier durch Division) auf dem hochgerechneten Level berechnet. Oder der Indikator wird mit den (nicht hochgerechneten) Ausgangsdaten für jede Erfassungseinheit konstruiert (in unserem Beispiel würde man den Anteil der Weizenanbaufläche an der Getreideanbaufläche für jede einzelne Stichprobeneinheit berechnen) und anschließend hochgerechnet. Bei der ersten Variante sind in der Regel stabilere Ergebnisse zu erwarten, weshalb in der Pilotstudie nach dieser Methode vorgegangen wurde. Jedoch hätte die

vom Strukturreichtum der Landschaft erleichtern. Für eine Haupterhebung mit einem größeren Stichprobenumfang und somit geringeren Fehlern ist daher zu überlegen, ob zumindest die Indikatoren der Landschaftsqualität nicht wie in der Pilotstudie berechnet werden sollten, sondern ob der alternative Weg - die Berechnung auf der Ebene der Stichprobeneinheiten und die anschließende Hochrechnung des Indikators - praktiziert wird.

Der **Gesamtfehler** in den Schätzergebnissen setzt sich aus den zwei Komponenten „**systematischer Fehler**“ und „**Zufallsfehler**“ zusammen. Der systematische Fehler ist inhaltlicher Natur. So könnte beispielsweise der Flächenanteil eines bestimmten Biotoptyps unterschätzt werden, wenn alle Geländebegeher - etwa aufgrund regionaler Erfahrungen - diesen Typ falsch ansprechen. Der Zufallsfehler ist durch die Tatsache bedingt, daß keine Vollerhebung stattfinden kann, sondern eine Auswahl der Untersuchungseinheiten erfolgt. Bei Zufallsstichprobenansätzen ist man in der Lage, den durch die Auswahl bedingten Fehler zu quantifizieren. Alle im Folgenden angestellten Überlegungen zum Stichprobenfehler beziehen sich nur auf diesen berechenbaren, auswahlbedingten Teil des Gesamtfehlers.

Bei der **Fehlerrechnung** wurde in der Pilotstudie sowohl bei Ebene I als auch bei Ebene II eine vereinfachte Rechnung durchgeführt, die lediglich die Anpassung an die Bodenbedeckungstypen berücksichtigte, aber zu verlässlichen Fehlerangaben führt. Die Fehlerrechnung erfolgte für Ebene I auf der Basis der Auswahlseinheiten, d.h. der Stichprobenquadratkilometer. Auch für Ebene II war eine vereinfachte Fehlerrechnung auf der Basis der Stichprobenquadratkilometer möglich, obwohl es vom Stichprobenansatz her noch zwei tiefere Auswahlstufen (die Biotope in den Stichprobenquadratkilometern und die Plots in den Biotopen) gab.²¹⁷

Die Interpretation des **Zufallsfehlers** (in den Tabellen ausgewiesen als „absoluter“ bzw. „relativer Standardfehler“) basiert auf dem zentralen Grenzwertsatz. Dieser Satz erlaubt bei hinreichend großem Stichprobenumfang unabhängig von der Verteilung des Untersuchungsgegenstandes die Angabe von Wahrscheinlichkeiten, mit denen der tatsächliche Wert innerhalb eines bestimmten Intervalls um den Schätzwert liegt. Für einen hypothetischen Schätzwert 100 gilt - unter Vernachlässigung der systematischen Fehler -

- bei einem Standardfehler von 10 (absoluter Standardfehler = 10, relativer Standardfehler = 10%), daß
 - mit ca. 68%iger Sicherheit der tatsächliche Wert zwischen 90 und 110 liegt,
 - mit ca. 95%iger Sicherheit der tatsächliche Wert zwischen 80 und 120 liegt und
 - mit 99,7%iger Sicherheit der tatsächliche Wert zwischen 70 und 130 liegt,
- bei einem Standardfehler von 20 (absoluter Standardfehler = 20, relativer Standardfehler = 20%), daß
 - mit ca. 68%iger Sicherheit der tatsächliche Wert zwischen 80 und 120 liegt,
 - mit ca. 95%iger Sicherheit der tatsächliche Wert zwischen 60 und 140 liegt und
 - mit 99,7%iger Sicherheit der tatsächliche Wert zwischen 40 und 160 liegt.

Damit stellt sich die Frage nach den noch **akzeptablen Größenordnungen** der Fehler. Diese Frage kann jedoch nicht eindeutig beantwortet werden; vielmehr hängt die Beantwortung von den Anforderungen der Nutzer einerseits und den zur Verfügung stehenden Mitteln andererseits ab. So kann aufgrund des mathematischen Zusammenhangs zwischen Stichprobenumfang und Zufallsfehler bei einer Verdoppelung des Stichprobenumfangs in grober Annäherung von

²¹⁷ Auf den tieferen Auswahlstufen der Biotope und der Plots werden die Auswahlsätze (d.h. das Verhältnis von der untersuchten Fläche zur Fläche der Grundgesamtheit) so gering, daß die resultierenden Varianzen von ihrer Größenordnung her gegenüber den Varianzen zwischen den Stichprobenquadratkilometern vernachlässigbar werden.

einer Reduktion des Schätzfehlers auf 70%, bei Vervierfachung des Stichprobenumfangs von einer Halbierung des Fehlers ausgegangen werden. In der Regel werden in der amtlichen Statistik bei Veröffentlichungen folgende Faustregeln angewendet: Bei einem Zufallsfehler von bis zu 10% besitzt der Schätzwert eine relativ gute Aussagefähigkeit. Bei einem Zufallsfehler zwischen 10 und 15% ist die Aussagefähigkeit des Schätzwertes zwar eingeschränkt, dennoch ist der Schätzwert brauchbar. Bei noch größerem Fehler erfolgt in der Regel keine Angabe des Schätzwerts mehr, da der Zahlenwert nicht sicher genug ist. Es ist jedoch nicht generell sinnvoll, Schätzwerte mit einem Zufallsfehler von mehr als 15% gar nicht mehr anzugeben. Dies gilt insbesondere dann, wenn zu einem bestimmten Themen- oder Problemfeld erstmals Zahlen vorgelegt werden oder für die Beantwortung relevanter Fragestellungen bereits die Kenntnis ungefährender Größenordnungen ausreicht. Größenordnungen können durchaus noch bei einem Zufallsfehler von 20 bis 30% hinreichend abschätzbar sein.

Die **Piloterhebung** der ÖFS ist - gemessen an sonstigen vorliegenden Daten im ökologischen Bereich - eher eine größere Erhebung und deckt daher den politischen Informationsbedarf relativ gesehen durchaus zuverlässiger ab als viele andere Quellen oder grobe Abschätzungen, bei denen in der Regel eine Angabe von Fehlerintervallen überhaupt nicht möglich ist. Insofern scheint es bei der folgenden, eher an methodischen Problemen orientierten Präsentation gerechtfertigt, daß nicht die strengen Maßstäbe der amtlichen Statistik angelegt werden.

Bei der Interpretation der Fehler in der ÖFS-Pilotstudie im Hinblick auf eine **Haupterhebung** sind ferner zwei Tatsachen zu berücksichtigen, die unabhängig von einer Vergrößerung des Stichprobenumfangs in der CORINE-Agrarfläche des Testgebiets **fehlerreduzierend** wirken:

- Zum einen ist - wie dargestellt - die Grundgesamtheit für methodische Erkenntnisse zwar sinnvoll gewählt, für inhaltliche Aussagen jedoch weniger geeignet. So sind zahlreiche Biotoptypen - wie oben ausgeführt - in der CORINE-Agrarfläche nur mit einem marginalen Teil vertreten, da ihr schwerpunktmäßiges Vorkommen unter andere CORINE-Bodenbedeckungspositionen fällt. Konkret sind daher für alle Biotoptypen, deren Hauptverbreitung nicht in der CORINE-Agrarfläche liegt, bei einer Haupterhebung, die die anderen Bedeckungstypen einschließt, geringere Fehler als in der Pilotstudie zu erwarten.
- Zum anderen dienen die Bestandsaufnahmen langfristig dazu, durch Vergleich der Erhebungen verschiedener Jahre Aussagen über zeitliche Entwicklungen abzuleiten. Solche Trendaussagen sind bei Dauerbeobachtungsflächen (wie im Fall der ÖFS) in der Regel mit geringeren Fehlern behaftet als die Bestandsaufnahmen zu einem Zeitpunkt.

Die nachfolgende Tabelle 8.8.2.-2 zur Biotoptypenverteilung im Testgebiet dient beispielhaft der Erläuterung der Fehlerangaben und gliedert die bereits oben in Abbildung 8.8.1.-3 dargestellten Zahlen nach Zusammenfassungen von Landschaftstypen auf.²¹⁸ Sie enthält neben den Schätzwerten **Angaben zum absoluten und relativen Standardfehler**. Man erkennt daran die unterschiedlich gute Aussagefähigkeit der dargestellten Ergebnisse: Die im Testgebiet flächenmäßig dominierenden Äcker haben bei der Darstellung der Flächenanteile die kleinsten relativen Fehler von maximal 10% (bei einer Differenzierung nach zwei Landschaftstypen). Die Angaben zum Flächenanteil der Äcker sind daher sehr verlässlich. In Niederungen und Flachlän-

²¹⁸ Um die Stichprobenfehler auf einem den Landschaftstypen in der Haupterhebung entsprechenden Niveau zu beurteilen, war es sinnvoll, nicht nur die jeweils maximal zwei Standorttypen auf das Niveau der Landschaftstypen zu aggregieren, sondern eine weitere Zusammenfassung von Landschaftstypen vorzunehmen. So wurden für die aggregierten Darstellungen alle Standorttypen der Flußtäler, Niederungen und Flachländer einerseits und alle Standorttypen der Schichtstufenlandschaften und Mittelgebirge andererseits zusammengefaßt.

dern beispielsweise, wo der absolute Standardfehler bei den Ackerflächen nur 4 beträgt, liegen mit 95% Wahrscheinlichkeit die tatsächlichen Ackeranteile zwischen 54 und 70%.

Die Wald- und Siedlungsbiotope, deren Hauptverbreitung eindeutig außerhalb des Testgebiets liegt und die daher in der Stichprobe nur mit marginalen Anteilen vertreten sind, weisen mit bis zu knapp 30% in der Pilotstudie deutlich größere Fehler auf. Ihre ausgewiesenen Flächenanteile dürfen daher allenfalls als Größenordnungen interpretiert werden. Grünländer, Stauden, und Gehölze liegen bezüglich des Zufallsfehlers erwartungsgemäß dazwischen, da für diese Biotoptypen zwar die CORINE-Landwirtschaftsfläche das wichtigste Verbreitungsgebiet sein dürfte, jedoch die Konzentration auf diesen Bedeckungstyp nicht so deutlich wie bei den Ackerbiotopen ist. Die Rubrik „Sonstiges“ weist auf Grund der Heterogenität der unterschiedlichen, hier zusammengefaßten Biotoptypen erwartungsgemäß den größten Fehler auf. Auch bei der Differenzierung nach Landschaftstypen zeigt der Zufallsfehler ein eindeutiges Verhalten. Während sich bei der Differenzierung die Schätzwerte selbst nicht wesentlich verändern, ist ein deutliches Anwachsen der Fehler im Vergleich zur Spalte „Insgesamt“ zu verzeichnen. Der relative Fehler bei den Äckern in Schichtstufenlandschaften und Mittelgebirgen ist beispielsweise zweieinhalb Mal so groß wie der bei Äckern insgesamt. Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, daß bei zunehmender Differenzierung die Anzahl der Stichprobenflächen, in denen die jeweilige Nachweisgruppe überhaupt vertreten ist, sehr klein wird. Ergebnisse werden also in der Regel umso unsicherer, je tiefer sie differenziert werden. Zwei zusätzliche Spalten zeigen hier am Beispiel, wie sich der relative Standardfehler unter der Annahme einer gleichbleibenden Streuung und Stichprobenstruktur grob geschätzt verbessert, wenn man den Stichprobenumfang verdoppelt bzw. vervierfacht. Entsprechende Abschätzungen sind für die Konzeption der Haupterhebung wichtig

Tabelle 8.8.2-2: Flächenanteile von Biotoptypen in Landschaftstypen 1995 im Testgebiet^{a)}

Biotoptypen	Insgesamt										Biederungen und Flachländer					Mittengebige und Schichtenduldenlandschaften				
	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ¹⁾	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ²⁾	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ¹⁾	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ²⁾	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ¹⁾	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ²⁾	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ¹⁾	Relativer Standardabweichung des Standardfehler bei 95% Vertrauensgrenze ²⁾
Acker und Weidenaufflächen, Mähwiesen, Grünland	63	3	4	3	2	62	4	6	4	4	3	66	7	10	7	5	5	5	5	5
Grünland	22	2	11	6	6	24	4	15	11	8	8	19	3	18	12	9	9	9	9	9
Staudenfluren, Staudenröhre	4	0	12	8	6	4	1	14	10	7	7	2	0	12	9	6	6	6	6	6
Feldgehölze, Streuobstwiesen, Gestrüch	3	0	19	7	5	2	0	16	11	8	8	4	1	18	11	8	8	8	8	8
Wälder	3	1	17	12	9	3	1	24	17	12	12	5	1	28	19	14	14	14	14	14
Brennstoffbereich und technische Biotoptypen	3	0	15	11	8	3	1	20	14	10	10	4	1	23	16	12	12	12	12	12
Sonstiges ³⁾	2	0	27	19	13	2	1	30	21	15	15	1	1	33	23	17	17	17	17	17

¹⁾ CORINE-Angabewerte in 7 Standardtypen Braunsdorf, Berlin und Thüringen.

²⁾ Abweichung einer der Anzahlen gegenüber der Gesamtzahl.

³⁾ Gestrüch, Feldgehölze, Moos, Sumpf, Heide, Heide.

8.8.3 Darstellung der Ergebnisse

Die folgende Darstellung der Ergebnisse greift die bereits in Abschnitt 8.8.1 erläuterte Schwerpunktsetzung auf und konzentriert sich somit auf die **methodischen Fragestellungen**

- Aussagegehalt der Erhebungsmerkmale,
- Brauchbarkeit von Indikatoren,
- Stichprobenfehler und -umfang sowie
- Aussagegehalt der Gliederungspositionen bzw. potentieller Schichtungsmerkmale (z.B. Standorttypen).

An diesen Fragen orientiert sich auch die Gliederung des Abschnitts. In vielen Fällen bereitet es jedoch Probleme, die genannten Punkte unabhängig voneinander zu diskutieren. Beispielsweise ist es durchaus möglich, daß tiefer gegliederte Nachweisungseinheiten (z.B. Standorttypen) die Ergebnisse besser (oder sogar erst hinreichend) differenzieren, gleichzeitig aufgrund der feineren Gliederung die Besetzungszahlen jedoch geringer werden und der Zufallsfehler zu groß wird. Oder es können bei grober Gliederung schon zu geringe Besetzungszahlen dazu führen, daß der entsprechende Indikator als ungeeignet eingestuft werden muß. Daher wird im folgenden anhand einer Ergebnistabelle zunächst einmal beispielhaft die Gesamtheit der interessierenden Fragen diskutiert. Anschließend wird dann zu jeder der vier genannten Fragestellungen getrennt der aus der Pilotstudie resultierende Gesamteindruck zusammengefaßt und anhand ausgewählter Ergebnisse der Pilotstudie das Vorgehen bei der Beurteilung illustriert. Bei allen Tabellen wird eingangs kurz auf ihre inhaltlichen Aussagemöglichkeiten eingegangen. Dabei ist zu beachten, daß aufgrund des geringen Stichprobenumfanges die Unterschiede in den dargestellten Ergebnissen vielfach nicht signifikant sind, sondern häufig nur eine Einschätzung der wahrscheinlichen Größenordnungen erlauben.²¹⁹

8.8.3.1 Interpretation einer Beispieltabelle

Die Tabelle 8.8.3.1-1 stellt ausgewählte Zahlen zum Einfluß des Menschen auf die Landschaft in Standort- bzw. den aggregierten Landschaftstypen dar. Es handelt sich um drei Indikatoren der Landschaftsqualität (Versiegelung, Zerschneidung und Erosionsgefährdung)²²⁰ sowie um die Angaben zum Anteil der Siedlungs- und Ackerbiotoptypen, die bei der Interpretation der Ergebnisse sinnvoll genutzt werden können.

Der Anteil versiegelter Fläche beträgt im Testgebiet (sieben Standorttypen in der CORINE-Landwirtschaftsfläche Brandenburgs, Berlins und Thüringens) durchschnittlich 2%. Diese sehr geringe Zahl erscheint plausibel, wenn man berücksichtigt, daß auch die Biotoptypen des besiedelten Bereichs im Testgebiet nur 2% der Fläche ausmachen. Bezüglich einzelner Standorttypen sind lediglich die Werte im paläozoischen Mittelgebirge auffällig, die sich größenordnungsartig deutlich abheben (4% Versiegelung, 8% besiedelter Bereich). Dabei ist der höhere Versiegelungsanteil mit dem größeren Flächenanteil von Siedlungsbiotoptypen erklärbar.

²¹⁹ Eine nicht signifikante Differenz zweier Schätzwerte bedeutet, daß mit einer nicht vernachlässigbaren Restwahrscheinlichkeit die tatsächliche Differenz ein anderes Vorzeichen als die geschätzte hat.

²²⁰ Siehe Abschnitt 5.3, Tab. 5.3-1.

Gleichzeitig sind aber die relativen Fehler bei Versiegelung und Siedlungsanteil in der Differenzierung nach Standorttypen mit zumeist deutlich über 30% so hoch, daß keine verlässlichen Aussagen möglich sind. Selbst bei einer Verdoppelung des Stichprobenumfangs müssen bei einer Differenzierung nach Standorttypen noch relativ große Fehler in Kauf genommen werden. Es ist zudem zu erwarten, daß sich auch bei einer Einbeziehung von Wald und naturnahen Flächen (gemäß CORINE) in die ÖFS ein vergleichbares Bild ergeben würde. Solange der CORINE-Bedeckungstyp „Bebaute Fläche“ nicht einbezogen ist, scheint der Indikator „Versiegelung“ kaum relevante Zusatzinformationen zum Anteil von Siedlungsbiotoptypen zu liefern, da jeweils nur marginale Flächenanteile unterhalb der CORINE-Erfassungsgrenze betroffen sind. Für ein nationales Indikatorensystem muß der Indikator „Versiegelung“ daher aufgrund seiner geringen Aussagefähigkeit, seiner geringen Differenzierung und des hohen Fehlers als nicht sinnvoll eingestuft werden, solange die CORINE-Bedeckungsposition „Bebaute Fläche“ nicht in die Grundgesamtheit einbezogen ist.

Bezüglich der **Zerschneidung** ergibt sich ein weitaus deutlicheres Bild: Mittelgebirge und Schichtstufenlandschaften (als aggregierte Landschaftstypen mit den Standorttypen Gäuflächen auf Löß, Keuper-Lias-Land, Mittelgebirge auf Schluff-, Ton- und Sandsteinen sowie dem paläozoischen Mittelgebirge)²²¹ sind mit 984 m/km² stärker zerschnitten als Niederungen und Flachländer (Moore und Flußniederungen sowie grundwassernahes und grundwasserfernes Flachland) mit 762 m/km². Hier offenbart jedoch die Darstellung nach Standorttypen eine zusätzliche Differenzierung: Das grundwasserferne Flachland ist mit 479 m/km² weniger zerschnitten als das grundwassernahe mit 796 m/km². Auch beim Mittelgebirge und der Schichtstufenlandschaft unterscheiden sich die jeweils zwei Standorttypen erkennbar voneinander (886 bzw. 1043 m/km² im Schichtstufenland und 1053 bzw. 717 m/km² im Mittelgebirge).

²²¹ Diese Aggregation erscheint inhaltlich nicht unbedingt befriedigend, wurde hier aber trotzdem vorgenommen, um Zufallsfehler auf der Ebene der Landschaftstypen in einer Hauptehebung grob abschätzen zu können. Siehe auch Abschnitt 8.8.3.5.

Tabelle 8.8.3.1-1: Ausgewählte Indikatoren zum Einfluß des Menschen auf die Landschaft in Landschaftstypen und Standorttypen 1995 im Testgebiet^{a)}

Standorttyp	Versiegelung			Besiedelter Bereich			Zerschneidung unbesiedelter Flächen ^{b)}		
	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	m / km ²	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler
Insgesamt	2	0	17	2	0	23	821	104	16
Niederungen und Flachländer	2	0	21	2	1	31	762	117	20
davon:									
Moore und Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland	2	1	41	3	1	60	888	191	26
Nordostdeutsches Flachland (grundwasserreicher)	2	0	27	2	1	39	796	182	28
Nordostdeutsches Flachland (grundwasserarmer)	1	0	30	1	0	51	479	185	43
Mittelgebirge und Schichtstufenlandschaften	2	0	31	3	1	34	984	215	28
davon:									
Gäufächen auf Löss (niederschlagsreicher)	1	1	72	2	1	75	886	358	50
Keuper-Lias-Land (niederschlagsreicher)	2	1	40	4	0	45	1043	385	46
Mittelgebirge auf Schluß-, Ton- und Sandsteinen	2	1	49	2	1	63	1053	304	37
Paläozoische Mittelgebirge (niederschlagsreicher)	4	2	43	8	3	37	717	325	50

Standorttyp	Ackerflächen					
	Insgesamt			Darunter		
	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ^{c)}	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler
Insgesamt	63	3	8	6	2	34
Niederungen und Flachländer	62	4	10	5	2	42
davon:						
Moore und Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland	57	8	15	-	-	-
Nordostdeutsches Flachland (grundwasserreicher)	57	7	18	3	2	69
Nordostdeutsches Flachland (grundwasserarmer)	66	8	3	21	9	45
Mittelgebirge und Schichtstufenlandschaften	66	7	6	6	2	44
davon:						
Gäufächen auf Löss (niederschlagsreicher)	79	12	10	8	4	70
Keuper-Lias-Land (niederschlagsreicher)	61	11	16	4	2	75
Mittelgebirge auf Schluß-, Ton- und Sandsteinen	58	7	11	8	3	64
Paläozoische Mittelgebirge (niederschlagsreicher)	11	4	64	1	1	88

^{a)} CORNE-Agrarfläche in 7 Standorttypen Brandenburgs, Belfex und Thüringens

^{b)} Länge von Verkehrsachsen mit einer Breite von mehr als 5 Metern pro Querschnittsmeter

^{c)} Hergruppung = 0%

^{d)} An Fläche des jeweiligen Standorttyps bzw. Landschaftstypus im Testgebiet.

Bei den Flachland- und den Schichtstufen-Standortstypen, die sich durch eher geringe Reliefenergie auszeichnen, dürfte dieser Effekt darauf zurückzuführen sein, daß der jeweils fruchtbarere Standorttyp weniger zerschnitten ist. Dies sind das grundwasserferne Flachland und die Gäuflächen auf Löß, die sich auch durch entsprechend hohe Ackeranteile (86 bzw. 79%) deutlich von den übrigen Standortstypen abheben. Bei der Erklärung des Zerschneidungsunterschieds im Mittelgebirge könnte die Tatsache zum Tragen kommen, daß auf Sand-, Schluff- und Tonsteinen Ackerbiotope, im paläozoischen Mittelgebirge jedoch Grünlandbiotope überwiegen (vgl. auch Tabelle 8.8.3.5-1). Eine zusätzliche Auswertung der Zerschneidung nach CORINE-Bedeckungseinheiten hat gezeigt, daß Acker deutlich mehr als Grünland zerschnitten ist. Die Zufallsfehler beim Indikator Zerschneidung liegen in einem Bereich, der eine vernünftige Abschätzung der Größenordnung der Zerschneidung zuläßt. Insgesamt ist „Zerschneidung“ somit ein brauchbarer Indikator. Diskutabel bleibt jedoch, welche Verkehrswege bei der Berechnung des Zerschneidungsindikators berücksichtigt werden. Bei den genannten Werten gingen Straßen und Wege ab einer Breite von 5 Metern ein. Es hat sich jedoch gezeigt, daß die Einbeziehung auch schmalerer Wege - sofern sie zumindest teilversiegelt sind - sinnvoll ist, da ihr Längenanteil teilweise beträchtlich ist. Es ändern sich dadurch jedoch nur die absoluten Zerschneidungswerte, nicht die Unterschiede zwischen den Standortstypen.

Die Ackerflächen dominieren erwartungsgemäß dort, wo es am fruchtbarsten ist: im grundwasserfernen Flachland und auf den Gäuflächen. Auffällig ist der hohe Anteil **erosionsgefährdeter** (d.h. mehr als 9% geneigter) Ackerflächen gerade im grundwasserfernen Flachland. Dort sind 86% der Fläche im Testgebiet Ackerbiotope, von denen rund ein Viertel (21% der Fläche des Testgebiets) erosionsgefährdet ist. Hier kommt zum einen eine gewisse Heterogenität der Standortstypen zum Tragen (es gibt auch in Flachlandstypen geneigte Flächen). Zum anderen macht sich negativ bemerkbar, daß in die Indikatorkonstruktion (erhebungstechnisch bedingt) nur die Hangneigung einfließt, nicht jedoch weitere erosionsrelevante Größen wie z.B. die Bodenart oder die Niederschlagsverhältnisse. Die Untergliederung nach Standortstypen zeigt deutliche Unterschiede. Allerdings erkennt man, daß bei einer sehr tief gegliederten Darstellung (Erosionsgefährdung nach Standortstypen) der Zufallsfehler deutlich höher wird (durchweg über 40% bis fast 90%) als beispielsweise bei den Ackeranteilen insgesamt nach Standortstypen (Zufallsfehler mit einer Ausnahme unter 20%) oder dem Anteil erosionsgefährdeter Äcker im Testgebiet insgesamt (34%). Man kann jedoch davon ausgehen, daß unter Berücksichtigung der genannten fehlerreduzierenden Effekte bei einer Hauptehebung mit einer Verdoppelung des Stichprobenumfangs hinreichend verlässliche Zahlen zur Erosionsgefährdung geliefert werden. Allerdings sollte überlegt werden, ob die Aussagefähigkeit des Indikators durch Einbeziehung der Parameter Boden- und Niederschlagsverhältnisse erhöht werden kann.

Unter methodischen Gesichtspunkten vermittelt diese Tabelle somit folgende Eindrücke:

- Von den in der Tabelle enthaltenen **Indikatoren** zum Kultureinfluß hat sich die Zerschneidung auf jeden Fall bewährt. Die Erosionsgefährdung ist zwar vernünftig darstellbar, es sollte jedoch über eine differenziertere Indikatorberechnung nachgedacht werden. Der Indikator Versiegelung ist nur sinnvoll, wenn besiedelte Bereiche (gemäß CORINE) in der Grundgesamtheit nicht ausgeschlossen sind.
- Die **Fehler** sind in der Pilotstudie für Aussagen über Versiegelung und den besiedelten Bereich zu hoch. Hohe Fehler ergeben sich ferner bei tief gegliederten Darstellungen (d.h. insbesondere bei gleichzeitiger zweidimensionaler Differenzierung des Untersuchungsgegenstands - z.B. erosionsgefährdete Äcker - und der räumlichen Darstellungsebene - hier

Standorttypen). Es kann jedoch, wenn für die Haupterhebung von einer Verdoppelung oder Verdreifachung des Stichprobenumfangs ausgegangen wird, mit vernünftigen Ergebnissen gerechnet werden.

- **Standorttypen** sind inhaltlich geeignete räumliche Bezugseinheiten, da sie die darzustellenden Sachverhalte hinreichend differenzieren. Die Aggregation zu Landschaftstypen differenziert teilweise noch klar (z.B. bei Zerschneidung), nivelliert z.T. aber auch Unterschiede zwischen den Standorttypen (z.B. Anteil an Ackerflächen insgesamt und erosionsgefährdeten Ackerflächen). Der Informationsgehalt des Systems steigt also mit einer Differenzierung nach Standorttypen. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß die Zusammenfassung von Standorttypen zu Landschaftstypen letztendlich auf dem Kriterium der geologischen Verhältnisse beruht. Alternative Zusammenfassungen (beispielsweise auch im Zuge einer hierarchischen Clusterung) würden Ergebnisse möglicherweise weniger nivellieren.

8.8.3.2 Erhebungsmerkmale

In Abschnitt 8.3 bzw. 8.4 wurde dargelegt, welche **Merkmale** im Konzept der ÖFS herangezogen werden, um Indikatoren zur physischen Struktur zu konstruieren bzw. Landschaften und Ökosystemtypen bezüglich ihrer physischen Struktur zu charakterisieren. Bezüglich der Landschaftsqualität handelt es sich lediglich um die Biotoptypenzugehörigkeit sowie um typespezifische Zusatzinformationen. Diese typespezifischen Merkmale können hier nicht Gegenstand der Diskussion sein, da ihre Ausarbeitung in anderem fachlichen Kontext erfolgte und sie lediglich für die ÖFS genutzt werden.²²² Bezüglich der Biotopqualität stehen die Qualitätsmerkmale im Mittelpunkt der Betrachtungen.

Die Beurteilung der Aussagefähigkeit der Erhebungsmerkmale erfolgte - sofern sinnvoll - auf der Basis der hochgerechneten Ergebnisse für das Testgebiet. Teilweise wurde aber auch auf die Schätzung für die Grundgesamtheit verzichtet, insbesondere bei nur in geringem Umfang vertretenen Biotoptypen, bei denen eine nach Erhebungsmerkmalen differenzierte Hochrechnung nicht mehr sinnvoll gewesen wäre. Hier wurde zu einer groben Analyse des Differenzierungsgrads der Merkmalsausprägungen die Verteilung der einzelnen Merkmalsausprägungen des jeweiligen Merkmals in den jeweiligen Biotopen der Stichprobe herangezogen.

Das Vorgehen bei der Beurteilung der Erhebungsmerkmale anhand der Ergebnisse soll zunächst kurz anhand von Tabelle 8.8.3.2-1 erläutert werden, die die **Qualität von Grünlandbiotopen** bezüglich der Merkmale Nutzungsintensität und Artenreichtum darstellt. Auffällig ist zunächst einmal, daß in der CORINE-Landwirtschaftsfläche des Testgebiets, die immerhin größere Flächen natürlichen Grünlands ausschließt (vgl. Kap. 8.8.1.), mit 23% der Anteil nicht genutzten Grünlands nur wenig niedriger als der der intensiv genutzten Flächen ist (28%). Am größten ist mit 41% der Anteil extensiv genutzten Grünlands. Ein weitaus deutlicheres Bild ergibt sich, wenn man nach Landschaftstypen differenziert: Während in Niederungen und Flachländern die extensive Nutzung fast 50% Flächenanteil hat und es deutlich mehr ungenutzte als intensiv genutzte Flächen gibt, dominiert in den Schichtstufenlandschaften und im Mittelgebirge mit annähernd 60% eindeutig die intensive Nutzung. Der Flächenanteil ungenutzter

²²² Genausowenig können hier artspezifische Merkmale (wie beispielsweise Zeigerwerte oder Strategietypen) diskutiert werden, die im Rahmen der Ebene II der ÖFS zur Indikatorberechnung auf der Artenebene herangezogen werden.

Grünländer ist dort marginal. Dieses Bild ändert sich auch nicht wesentlich bei Betrachtung einzelner Standorttypen, weshalb in der Tabelle auf deren Darstellung verzichtet wurde. Insgesamt kann somit das Merkmal **Nutzungsintensität** ein deutliches, differenziertes Bild vermitteln.

Tabelle 8.8.3.2-1: Qualität von Grünlandbiotopen 1995 im Testgebiet¹⁾

Grünland	Insgesamt		Ohne Nutzung		Mäh/Beweidung extensiv		Mäh/Beweidung intensiv		Nicht feststellbare Nutzung	
	Flächenanteil in % ¹⁾	Absoluter Standardfehler	Flächenanteil in % ¹⁾	Absoluter Standardfehler	Flächenanteil in % ¹⁾	Absoluter Standardfehler	Flächenanteil in % ¹⁾	Absoluter Standardfehler	Flächenanteil in % ¹⁾	Absoluter Standardfehler
Insgesamt										
Insgesamt	100	0	23	9	41	8	28	9	7	2
Artenarm/grasdominant ..	43	9	6	3	15	7	18	6	4	2
Mäßig artenreich	29	7	4	1	14	4	9	6	2	1
Biotoptypisch	27	9	13	8	12	5	0	0	2	1
Ohne Angabe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Niederungen und Flachländer										
Insgesamt	100	0	28	11	46	16	19	9	7	3
Artenarm/grasdominant ..	40	10	7	3	19	8	10	6	4	2
Mäßig artenreich	28	8	4	1	14	5	9	7	1	1
Biotoptypisch	32	10	16	11	13	6	0	0	2	2
Ohne Angaben	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
Mittelgebirge und Schichtstufenlandschaften										
Insgesamt	100	0	7	2	25	7	69	8	9	3
Artenarm/grasdominant ..	56	9	3	1	3	1	45	8	5	2
Mäßig artenreich	31	8	2	1	15	5	11	5	2	1
Biotoptypisch	13	5	2	1	8	4	2	1	1	1
Ohne Angaben	0	0	-	-	-	-	-	-	0	0

¹⁾ Ergebnisse für das Testgebiet CORNE LC-Agrarfläche in 7 Standorttypen: Brunnberge, Berles und Thüringer.
²⁾ Von Grünland insgesamt.

Bezüglich des Merkmals **Artenreichtum** können 43% der Grünländer als „artenarm“, 29% als „mäßig artenreich“ und 27% als „biotoptypisch“ angesehen werden. Im Mittelgebirge und in den Schichtstufenlandschaften ist diese Tendenz zu nicht biotoptypischer Artenausstattung noch ausgeprägter (56% der Grünländer sind hier artenarm und nur 13% biotoptypisch), in Niederungen und Flachländern jedoch halten sich mäßig artenreiche und biotoptypische Grünländer mit ungefähr 30% in etwa die Waage.

Ein Beispiel für die kombinierte Auswertung von zwei Merkmalen ist die **Verbindung von Nutzungsintensität und Artenreichtum**. Man erkennt deutlich den Zusammenhang zwischen fehlender Nutzung und biotoptypischer Artenausstattung sowie intensiver Nutzung und Artenarmut. In Schichtstufenlandschaften und Mittelgebirgen, wo es nur wenige ungenutzte Grünlandflächen gibt, zeichnet sich bei der extensiven Nutzung deutlich der gegenüber der intensiven Nutzung erhöhte Artenreichtum ab.

Allerdings sind diese inhaltlichen Aussagen zu den Merkmalen Artenreichtum und Nutzungintensität auch unabhängig von den Stichprobenzufallsfehlern nicht ohne **Probleme**. Es fällt z.B. auf, daß in Mittelgebirge und Schichtstufenlandschaften ein auffällig deutlicher (und auch zu erwartender) Zusammenhang zwischen intensiver Nutzung und Artenarmut besteht (von 59% intensiv bewirtschaftetem Grünland sind 45% artenarm), bei Niederungen und Flachländern jedoch trotz intensiver Nutzung fast gleichviele Grünländer als „artenarm“ (10 von 19%) und „mäßig artenreich“ (9 von 19%) eingestuft werden. Es besteht sicher die Gefahr, daß sich beim Merkmal „Artenreichtum“ eine gewisse Subjektivität bemerkbar macht, ist man bei der Erfassung doch gezwungen, bei der Zuweisung der Merkmalsausprägung stets den „regionalen Biotop-Normaltyp“ vor Auge zu haben. So ist es durchaus denkbar, daß aufgrund mangelnder Standardisierungen bezüglich der Merkmalsausprägungen in unterschiedlichen Räumen mit unterschiedlichen Grünlandbiotypen leicht unterschiedliche Situationen dargestellt werden, obwohl in Wirklichkeit womöglich keine oder nur geringe Unterschiede vorhanden sind. Zudem ist fraglich, ob dieser „Vergleichstyp“ zeitlich stabil ist. Schließlich ist als zusätzliche Schwierigkeit zu werten, daß bereits die Definition unterschiedlicher Grünlandbiotypen teilweise Angaben zum Artenreichtum beinhaltet, so daß es bei der Feldarbeit zu entscheiden gilt, ob beispielsweise ein als dem Biotyp „artenarmes Intensivgrünland“ zuzuordnendes Biotop in seiner individuellen Ausprägung als artenarm, mäßig artenreich oder biotypisch einzustufen ist. Insofern ist es besonders wichtig, diese Ergebnisse durch Auswertungen der Vegetationsplots auf der Artenebene zu ergänzen, um die richtigen Schlußfolgerungen zu ziehen. Im konkreten Fall der Pilotstudie hat sich beispielsweise gezeigt, daß durch die gleichzeitige Berücksichtigung des Artenreichtums bei der Grünlandtyp-Zuordnung und bei der Qualitätsansprache in einigen Fällen unzutreffende Typzuweisungen vorgenommen wurden. Daher dürfen die Zahlen der dargestellten Tabelle nicht überinterpretiert werden. Sie zeigen jedoch, daß das Merkmal „Artenreichtum“ generell - bei hinreichend standardisierter Operationalisierung - sinnvolle und differenzierte Aussagen ermöglicht.

Insgesamt ergaben die Auswertungen, daß von über 30 Qualitätsmerkmalen abgesehen vom oben diskutierten Artenreichtum lediglich die **Ausstattung mit Säumen** bisher unbefriedigend erfaßt wird. Die Säume sollten in der Haupterhebung als eigenständige Biotope und nicht als Qualitätsmerkmal der Biotope, an die sie angrenzen, erfaßt werden sollte (vgl. dazu auch Punkt d). Ansonsten gab es keinerlei Hinweise auf untaugliche Qualitätsmerkmale.

Dagegen erscheint bei einigen Qualitätsmerkmalen - wie zu erwarten war - eine Überarbeitung der **Unterteilungen von Biotopqualitätsmerkmalen in einzelne Merkmalsausprägungen** auf der Basis der Erfahrungen der Pilotstudie sinnvoll:

- Bei den Merkmalen „Nutzung“ sowie „Störungszeiger“ scheint in vielen Fällen die Ausprägung „ohne“ nicht sauber von „nicht feststellbar“ zu trennen zu sein.
- Bei der Breite von Stauden sollte die Kategorie „> 6 m“ weiter ausdifferenziert werden.
- Beim Merkmal „Uferausbau“ ist zu überlegen, ob die Ausprägungen mit vorhandenem Uferausbau nicht zusammengefaßt werden.
- Das Merkmal „Anzahl an Gehölzarten“ ist zu wenig differenziert.
- Bei den Altersklassen von Streuobstbeständen sind in der Pilotstudie die Klassen bis 50 Jahre so stark besetzt, daß hier eine zusätzliche Differenzierung naheliegt.
- Bei der Erhebung der Vegetationsausprägung nach den Kategorien „lückig/fragmentarisch“, „geschlossen“ und „biotypisch“ oder auch „artenarm“, „mäßig artenreich“ und „biotypisch“ ist problematisch, daß „biotypisch“ je nach Biotyp (und nach Region) etwas völlig anderes bedeuten kann und der Begeher somit - da konkrete Anhaltspunkte fehlen -

diesbezüglich auf seine persönliche Einschätzung angewiesen ist. Die subjektive Einschätzung erstreckt sich dabei auf mehrere Ebenen: Abschätzung des Artenreichtums, Bewertung dieser Einschätzung vor dem Hintergrund des betreffenden Biotoptyps, Bewertung dieser Einschätzung wiederum vor dem Hintergrund der Region, in der die Erfassung stattfindet. Das Merkmal enthält damit aufgrund der Verwendung unscharfer Begriffe eine stark subjektive, wertende Komponente. Deshalb ist zu überlegen, inwieweit hier weitere Standardisierungen möglich sind.

- Bei einigen Merkmalen häuften sich die Fälle, wo auf dem Erfassungsbogen keinerlei Angaben gemacht wurden. Dies legt die Vermutung nahe, daß es sich nicht um vergessene Angaben handelt, sondern um Fälle, bei denen eine Angabe aufgrund der vor Ort angetroffenen Situation nicht möglich war. Prinzipiell müssen daher bei jedem Merkmal die Kategorien „Sonstiges“ und „keine Angabe möglich“ vorhanden sein. Nur so ist sichergestellt, daß jedes Merkmal tatsächlich eindeutig codiert werden kann. Kontrollen ermöglichen dann auch zweifelsfrei die Identifikation tatsächlich vergessener Codierungen.

Im Zweifel sollte bei der Erhebung durchaus stärker differenziert werden. Eine nachträgliche Zusammenfassung von Klassen im Zuge der Auswertung ist immer möglich.

Da es keinerlei Hinweise auf untaugliche Qualitätsmerkmale gibt und die Aggregationsproblematik nach derzeitigem Diskussionsstand unabhängig von den konkreten Merkmalen ist, erscheint eine Berücksichtigung der **Kontrollmerkmale** als Ersatz für Qualitätsmerkmale im Rahmen einer Haupterhebung aus Sicht des Indikatorensystems nicht unbedingt notwendig. Ungeachtet dessen mögen die Kontrollmerkmale für naturschutzfachliche Auswertungen relevante Primärdaten sein.

8.8.3.3 Indikatoren

In Abschnitt 5.3 wurden die Indikatoren genannt, die für die ÖFS vorgeschlagen werden. Sie lassen sich gliedern in Indikatoren zur Landschaftsqualität, Indikatoren zur Biotopqualität von Ökosystemtypen und Indikatoren zur Artenausstattung von Ökosystemtypen. Ziel der Pilotstudie war es unter anderem, diese Indikatoren auf ihre praktische Umsetzbarkeit zu testen.

Die vorgeschlagenen **Indikatoren zur Landschaftsqualität** haben sich in der Pilotstudie im wesentlichen als erhebungstechnisch umsetzbar und sinnvoll operationalisiert erwiesen (siehe auch Tabelle 8.8.3.1-1). Insbesondere die Indikatoren Natürlichkeit und Zerschneidung zur Charakterisierung des **Kultureinflusses** waren problemlos zu berechnen und sinnvoll darstellbar. Bei der Erosionsgefährdung sollte eine differenziertere Operationalisierung versucht werden, die außer der Hangneigung auch andere Gesichtspunkte wie beispielsweise Niederschlagsmenge oder Substratverhältnisse einbezieht. Angesichts des Ziels eines möglichst knappen Sets relevanter Indikatoren ist der Indikator Versiegelung am ehesten verzichtbar, solange CORINE-Siedlungsflächen von der Grundgesamtheit ausgeschlossen sind. Die rein flächenmäßige Entwicklung der Siedlungsflächen in CORINE werden im Rahmen der UGR und der Umweltzustandsbeschreibung bereits mit Flächenbilanzen dargestellt (siehe z.B. Abschnitt 5.1.1).

Bezüglich der **Strukturvielfalt** hat sich die Darstellung der „**Anzahl nichttechnischer Biotoptypen pro Quadratkilometer**“ in der Pilotstudie bewährt. Tabelle 8.8.3.3-1 stellt die durchschnittliche Anzahl unterschiedlicher Biotoptypen nach Standorttypen dar.

Tabelle 8.8.3.3-1: Biotopvielfalt von Standorttypen 1995 im Testgebiet^{*)}

Standorttyp	Durchschnittliche Anzahl der Biotoptypen pro km ²
Insgesamt	32
Moore und Flußniederungen (Ober- und Mittellaufe) im Nordostdeutschen Tiefland	29
Nordostdeutsches Flachland (grundwassernäher)	35
Nordostdeutsches Flachland (grundwasserferner)	32
Gäufächen auf Loß (niederschlagsärmer)	23
Keuper-Lias-Land (niederschlagsärmer)	30
Mittelgebirge auf Schiefer-, Ton- und Sandsteinen	30
Paläozoische Mittelgebirge (niederschlagsreicher)	35

^{*)} Ergebnisse für das Testgebiet CORINE LC-Agrarfläche in 7 Standorttypen Brandenburgs, Berlins und Thüringens.

Zugrundegelegt ist dabei der auch bei der Geländeerfassung verwandte tiefgegliederte Biotoptypenschlüssel.²²³ Die fruchtbaren Gäufächen sind mit 23 Biotoptypen pro km² am monotonsten, während im paläozoischen Mittelgebirge und dem grundwassernahen Flachland, wo übrigens auch der Anteil natürlicher, naturnaher und halbnatürlicher Biotoptypen am größten ist, jeweils 35 unterschiedliche Biotoptypen pro Flächeneinheit anzutreffen sind.

In Tabelle 8.8.3.3-2 werden die durchschnittlichen **Einzelbiotopanzahlen pro Quadratkilometer** (differenziert nach flächenhaften und linien- bzw. punkthaften Biotopen) für die einzelnen Standorttypen dargestellt. Auch hier fallen die Gäufächen durch ihre relative Strukturarmut und das paläozoische Mittelgebirge durch seinen Strukturreichtum auf. Die durchschnittlichen Anzahlen von linien- und punktförmigen Einzelbiotopen pro Quadratkilometer müssen derzeit noch als Approximation für die gewünschten Indikatoren „Länge linienhafter Elemente/Saumstrukturen pro Quadratkilometer“ und „Anzahl von Kleinbiotopen pro Quadratkilometer“ herangezogen werden. Die Länge linienhafter Strukturen kann in der Pilotstudie nicht durchgängig berechnet werden, da im GIS ab einer gewissen Breite auch linienhafte Strukturen als Flächen dargestellt wurden, für die dann keine Längenangabe verfügbar ist. Hier ist in der Hauptidee eine sinnvollere Organisation der Darstellung im GIS und/oder eine Erfassung von Längen- und Breitenangaben im Gelände vonnöten. Bezüglich der Kleinbiotope muß noch eindeutig geregelt werden, ob Biotope bestimmter Biotoptypen prinzipiell, d.h. unabhängig von ihrer tatsächlichen Größe, als Kleinbiotope gelten, ob sie dies nur unterhalb einer bestimmten Größe tun, oder ob prinzipiell jedes Biotop - unabhängig vom Typ - unterhalb einer gewissen Größe als Kleinbiotop anzusprechen ist. Bei entsprechenden Verbesserungen in der Hauptidee dürften keine prinzipiellen Operationalisierungsprobleme mehr bestehen.

²²³ Siehe BACK/ROHNER/SEIDLING/WILLECKE (1996). Lediglich bei den Ackerbiotoptypen wurden die unterschiedlichen Anbaufrüchte nicht jeweils als eigene Biotoptypen gezählt.

Tabelle 8.8.3.3-2: Anzahl flächenhafter Biotope sowie linien- und punktförmiger Biotope nach Standorttypen 1995 im Testgebiet¹⁾

Biotoptypen	Standorttypen							
	insgesamt		Moore u. Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland		Nordostdeutsches Flachland (grundwasserreicher)		Nordostdeutsches Flachland (grundwasserarmer)	
	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler
Flächenhafte Biotope	75	4	66	9	80	8	63	12
Linien- und punktförmige Biotope	57	4	47	6	66	8	47	10

Biotoptypen	Standorttypen							
	Gäufächen auf Löß (niederschlagsärmer)		Keuper-Lias-Land (niederschlagsärmer)		Mittelgebirge auf Schiefer-, Ton- und Sandsteinen		Paläozoische Mittelgebirge (niederschlagsreicher)	
	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler	Anzahl pro km ²	Absoluter Standard- fehler
Flächenhafte Biotope	50	12	96	18	82	11	126	33
Linien- und punktförmige Biotope	39	12	51	9	57	9	82	20

¹⁾ Ergebnisse für das Testgebiet CORINE LC-Agrarfläche in 7 Standorttypen Brandenburgs, Berlins und Thüringens.

Als problematisch hat sich in der Pilotstudie auch die Analyse der **Parzellengröße** von Äckern (Indikator „Flächenanteil von Acker- und Weinbauflächen nach Parzellengröße“) erwiesen. Hierzu ist es notwendig, auch die gesamte Flächengröße derjenigen Äcker zu kennen, die durch die Stichprobenquadratkilometer angeschnitten werden und die somit teilweise außerhalb der Auswahlheiten liegen. Diese Information war in der Pilotstudie durch die Begeher zu erfassen. Dies hat sich nicht bewährt; das Konzept für eine Haupterhebung muß diesbezüglich erweitert werden. Denkbar ist, sich die Information zur Flächengröße bereits beim Schritt der Luftbildauswertung zu beschaffen. Mit dieser Modifikation erscheint die Indikatorkonstruktion unproblematisch.

Als unzureichend haben sich dagegen die Indikatoren zur **räumlichen Verteilung der Strukturelemente und der Rote Liste-Biotope**²²⁴ erwiesen. Die Auszählung der Quadranten der jeweiligen Stichprobeneinheit, in denen derartige Biotope vorkommen, ergab einen sehr geringen Informationsgehalt, da fast immer die entsprechenden Biotope in allen vier Quadranten vorkamen. Da schon die Durchsicht der Biotoptypenliste im Hinblick auf die typbezogene Festlegung des Rote Liste-Status zeigt, daß sehr viele Typen als gefährdet eingestuft sind, ist zu vermuten, daß dieser Effekt nicht auf das Testgebiet beschränkt ist. Das Indikandum der

²²⁴ „Mittlere Anzahl von Quadranten pro km², in denen gliedernde Strukturelemente vorkommen“ und „Mittlere Anzahl von Quadranten pro km², in denen flächenhafte gefährdete Biotope vorkommen“.

räumlichen Verteilung muß daher zukünftig durch andere, noch zu konstruierende Indikatoren beschrieben werden. Denkbar wäre, entweder die Auszählung der Quadranten beizubehalten und sich dann auf Biotope mit stärkerem Gefährdungsgrad zu beschränken oder andere Verteilungsmaße zu berechnen.

Bei der Darstellung der **Gefährdungssituation** durch Rückgriff auf die Rote Liste hat sich als Nachteil herausgestellt, daß gerade die Ackerbiotypen fachlich nicht nach den Rote Liste-Kategorien zugeordnet werden können. Dieses Problem wird auch in der Haupterhebung fortbestehen. Als Konsequenz ist zu überlegen, ob nicht für Ackerbiotypen der Biotoptypenschlüssel so modifiziert werden kann bzw. muß, daß er mit der Rote Liste-Systematik kompatibel ist.

Bezüglich der **Biotoptqualität** wurden die Qualitätsmerkmale und ihre Merkmalsausprägungen bereits unter Abschnitt 8.8.3.2) in diesem Abschnitt diskutiert.

Zur **Artenausstattung** existiert derzeit noch eine Vielzahl von Indikatorvorschlägen (siehe Tab. 5.3.-3 und 5.3.-4). Diese Liste kann nur als „Auswahlmenü“ verstanden werden; für die tatsächliche Auswahl liegen aber noch nicht genügend Erfahrungen vor. Auch die Pilotstudie mit ihrem eingeschränkten Spektrum an Erhebungen kann hier nicht vollständig Aufschluß geben. Es muß sich im Rahmen der Routineerhebungen herauskristalisieren, wie die erhobenen Daten am sinnvollsten zu zentralen Informationen gebündelt werden können. Daher handelt es sich im Folgenden nur um erste Einschätzungen auf der Basis der Ergebnisse der Pilotstudie.

Tabelle 8.8.3.3-3: Struktur der Pflanzengemeinschaften in Säumen nach Standorttypen 1996 im Testgebiet¹⁾

Indikatoren	Standorttypen															
	Insgesamt			Norddeutsches Flachland (grundwasserferner)			Gaufflächen auf Löss (niederschlagärmer)			Mittelgebirge auf Schuß-, Ton- und Sandsteinen			Paläozoisches Mittelgebirge (niederschlagreicher)			
	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	
Artenzahl	21	2	7	19	3	15	18	2	10	27	2	8	22	2	7	
Erness	63	3	5	66	6	10	67	3	5	74	3	4	66	3	4	
Rote Liste-Arten	0,1	0,1	52,2	0,2	0,1	54,9	0,1	0,1	95,1	0,1	0,1	75,2	0,0	0,0	0,0	
Zeigerarten natürlicher Verhältnisse ²⁾	1,5	0,3	21,8	0,7	0,4	53,2	0,8	0,4	37,4	3,8	0,8	22,3	3,4	1,2	34,2	
Strategientypen																
Konkurrenz-Strategen	7,2	0,8	10,8	5,0	0,8	15,9	7,8	1,3	16,9	11,3	0,8	7,1	10,7	1,6	15,2	
Streu-Strategen	0,0	0,0	80,4	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0	0,0	0,0	88,5	0,1	0,1	100,3	
Ruderal-Strategen	2,0	0,6	27,9	2,7	0,8	29,9	1,3	0,2	16,7	1,2	0,6	48,6	0,4	0,1	39,5	
Konkurrenz-Streu-Strategen	0,7	0,2	26,3	0,4	0,1	26,7	0,5	0,1	23,6	1,5	0,6	36,7	1,0	0,3	28,9	
Konkurrenz-Ruderal-Strategen	4,2	0,7	16,2	5,3	0,9	17	2,9	0,4	12,4	3,4	0,5	14,6	1,7	0,4	21,2	
Konkurrenz-Streu-Ruderal-Strategen	3,6	0,6	15,5	2,4	0,6	33,2	3,3	0,9	26,6	6,2	1,4	22,2	6,1	1,1	17,4	
Streu-Ruderal-Strategen	0,2	0,1	32,9	0,3	0,1	27,5	0,1	0,1	96,3	0,1	0,1	38,4	0,0	0,0	0	
Magerkeitszeiger																
Ökologische Nährstoffzahl	2,1	0,4	17	1,4	0,4	24,7	1,4	0,7	46,4	4,2	1,0	24,0	2,6	0,8	31,9	
Ökologische Nährstoffzahl	5,5	0,2	3,9	5,5	0,4	6,9	5,7	0,2	4,3	5,4	0,2	3,5	5,4	0,2	3,6	
Trockenheitsliebende Arten																
Feuchtliebende Arten	2,4	0,4	17,1	2,0	0,7	34,5	2,0	0,4	2,5	3,8	0,7	18,9	1,9	0,2	8,2	
Ökologische Feuchtszahl	5,7	0,3	5,2	5,0	0,3	6,2	5,6	0,8	14	7,2	0,8	10,5	8,3	1,4	16,5	
Ökologische Feuchtszahl	0,6	0,1	2	0,8	0,2	3,6	0,7	0,1	1,2	0,5	0,1	2,3	0,9	0,1	1,6	

¹⁾ Ergebnisse für das Testgebiet: CORNE LC - Agrarfläche in 4 Standorttypen Brandenburg, Saale und Thüringen.

²⁾ Entfall alle sechs Kategorien: stenoherb, oligoherb, mesoherb, stenoherb-oligoherb, oligoherb-mesoherb, stenoherb-oligoherb-mesoherb.

Für die Artenebene zeigt Tabelle 8.8.3.3-3 einige Indikatoren am Beispiel der Struktur von Pflanzengemeinschaften in Saumbiotopen.²²⁵ Es scheint sich abzuzeichnen, daß die **durchschnittliche Artenzahl pro Plot** (die im vorliegenden Fall von 18 in Gäuflächen auf Löß bis 27 im Mittelgebirge auf Schluff-, Ton- und Sandsteinen streut) ein sehr guter Indikator ist. Die **Evenness** läßt sich ebenfalls problemlos berechnen und mit verlässlicher Genauigkeit darstellen. Sie muß jedoch von fachlicher Seite nochmals kritisch hinterfragt werden, da sie in der Pilotstudie vergleichsweise wenig differenziert (zwischen den meisten Standorttypen bestehen Unterschiede von weniger als 10%) und von fachlicher Seite Differenzen von bis zu 10% als nicht aussagekräftig interpretiert werden. **Rote Liste-Arten** gibt es - zumindest in der Pilotstudie - nur sehr wenige, so daß sich bei den Durchschnittswerten pro Plot sehr geringe Zahlen ergeben, die zudem mit einem recht hohen Fehler behaftet sind. So gibt es beispielsweise im grundwasserfernen Flachland nur in durchschnittlich jedem fünften Plot eine gefährdete Art, und der relative Standardfehler liegt bei über 50%. Hier muß ebenfalls von fachlicher Seite entschieden werden, ob die Zahlenwerte sinnvoll interpretierbar sind. Sehr gut quantifizieren, jedoch inhaltlich teilweise nur schwer interpretieren, lassen sich dagegen alle Indikatoren im Zusammenhang mit **ökologischen Zeigerwerten** und **Strategietypen**. So können nach einer ersten Einschätzung für das Testgebiet der Piloterhebung aus fachlicher Sicht lediglich die Anzahl der Magerkeitszeiger und die der Stickstoffzeiger als sinnvolle Zeigerwert-Indikatoren angesehen werden. Die unterschiedlichen Strategietypen lassen sich vor dem Hintergrund der konkret kartierten Arten nur sehr schwer interpretieren. Dies liegt daran, daß die jeweiligen Arten zu einem überwiegenden Anteil eher kurzfristige - z.B. witterungsbedingte - Standortverhältnisse anzeigen und keine naturschutzfachlich oder ökologisch relevanten Standorteigenschaften indizieren. Es bleibt jedoch abzuwarten, ob sich dieser Eindruck in einer Haupterhebung bestätigt. Es ist durchaus denkbar, daß in anderen Regionen die vorgefundenen Arten durchaus sinnvolle Analysen der unterschiedlichen Zeigerwert- bzw. Strategietypenspektren zulassen. Daher sollten alle bislang vorgeschlagenen Indikatoren auch im Rahmen einer zukünftigen Haupterhebung weiterhin auf ihre Verwendbarkeit getestet werden.

8.8.3.4 Stichprobenzufallsfehler und Stichprobenumfang

Die Interpretation der Zufallsfehlerangaben in den Tabellen wurde bereits in Abschnitt 8.8.2 erläutert. Bevor nun zusammenfassend eine erste Einschätzung zu den Erfahrungen mit den Stichprobenzufallsfehlern in der Pilotstudie gegeben wird, erscheint es sinnvoll, anhand von zwei ausgewählten, sehr unterschiedlichen Beispielen (Biotopqualitätsmerkmale von Ackerflächen und Struktur der Pflanzengemeinschaften in Säumen) kurz zu erläutern, in welchem Ausmaß sich die **Zufallsfehler** verändern, wenn man versucht, Ergebnisse fachlich tiefer zu differenzieren. Bei den **Äckern** handelt es sich im Testgebiet, wie man Tabelle 8.8.3.4-1 entnehmen kann, überwiegend um Weizenäcker, Gerstenäcker und Ackerbrachen. Dieses Gesamtbild differenziert sich etwas bei näherer Betrachtung der Landschaftstypen. Während zwar Weizenäcker bei allen Landschaftstypen dominieren, machen bei Niederungen und Flachländern die Ackerbrachen (1879 km²) und Flächen mit Gründüngung (621 km²) einen großen Anteil aus; im Mittelgebirge und der Schichtstufenlandschaft spielen Gerste sowie Öl- und Faserpflanzen eine große Rolle.

Die Tabelle 8.8.3.4-2 zeigt in den Zeilen das Qualitätsmerkmal Wildkrautbesatz und in den Spalten das zusätzlich erhobene Merkmal Bodenart für die Ackerflächen. Wie bereits an den

²²⁵ Diese Tabelle wird auch im Abschnitt e) nochmals unter dem Aspekt der Differenzierung nach Standorttypen analysiert werden.

zahlreichen leeren Tabellenfeldern erkannt werden kann, konzentrieren sich bei den meisten Standorttypen die Äcker völlig, bei den übrigen auch hauptsächlich auf die **Bodenarten** Lehm/Schluff und Sand. Lediglich Torf in den Niederungen und Ton bei den Gäuflächen spielen noch eine erkennbare Rolle. In den Schichtstufenlandschaften (Gäuflächen und Keuper-Lias-Land) und den Mittelgebirgen überwiegen eindeutig die feinkörnigeren Substrate Ton, Lehm und Schluff (mit 80, 98, 82 bzw. 100%), während in den Standorttypen des Flachlands sandige Äcker (jeweils 63%) das Bild bestimmen. Bei Mooren und Flußniederungen sind die Ackerflächen auf Lehm/Schluff mit 44% nur etwas größer als auf sandigen Böden mit 32%.

Bezüglich des **Wildkrautbesatzes** sind im Testgebiet insgesamt 41% der Ackerfläche wildkrautfrei, 27% haben lückigen und nur 23% geschlossenen Wildkrautbesatz. Auf Lehm und Schluff sind die Unterschiede sogar noch deutlicher (26% wildkrautfrei, 13% mit lückigem Wildkrautbesatz, 9% mit geschlossenem Wildkrautbesatz). Auf dem unfruchtbareren sandigem Substrat dagegen halten sich Äcker ohne und mit geschlossenem Wildkrautbesatz mit je 13 % Flächenanteil die Waage. Hier entsteht somit der Eindruck, daß weniger fruchtbare Böden eher Wildkräuter aufweisen als sehr fruchtbare. Bei allen Standorttypen außer im Flachland und dem paläozoischen Mittelgebirge ist der Anteil der wildkrautfreien Äcker am größten und der mit geschlossenem Wildkrautbesatz am geringsten.

Tabelle 8.8.3.4-1: Ackerflächen in Landschaftstypen 1995 im Testgebiet¹⁾

Biotypen	Insgesamt		Niederungen und Flachländer		Mittengebirsge und Schichtbuntlandlandschaften	
	Flächen in km ²	Absoluter Standardfehler	Flächen in km ²	Absoluter Standardfehler	Flächen in km ²	Absoluter Standardfehler
Ackerland in Nutzung, Art der Nutzung z.Z. nicht erkennbar	13 422	564	9 651	503	3 752	376
darunter:						
Getreideanbaufläche	6 737	630	4 001	562	2 737	319
Hochwuchs-Anbauflächen	609	204	447	273	162	116
Ol. u. Pflanzpflanzen-Anbauflächen	546	185	171	95	375	158
Leguminosen- und Gemüse-Anbauflächen	102	53	101	53	1	1
Flächen mit Grününgung / Futterpflanzen	667	319	621	318	46	26
Flächen mit Sonder- und Mischkulturen	31	23	31	23	0	0
Grabeland / Gartenland	86	32	79	31	7	5
Erwerbsgartenbau	1	1	0	0	1	1
Ackertrachen	2 029	456	1 679	454	150	66

1) CORINE-Agrarfläche in 7 Standorttypen Brandenburg, Berlin und Thüringen

Tabelle 8.8.3.4-2: Wildkrautbewuchs von Äckern 1995 nach Standorttypen in der Agrarfläche des Testgebiets¹⁾

Ackeranpflanzung	Insgesamt			Standort														
	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler	Tief			Lahn / Senke			Bund			Ritz / Rinne			Tafel		
	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler	Flächenanteil in %	Absoluter Standardfehler	Relative Standardfehler
Insgesamt																		
Acker insgesamt	196	9	9	2	1	38	28	9	18	43	8	16	8	9	71	3	2	89
ohne Wildkrautanteil	41	6	15	0	0	37	26	6	22	13	6	27	-	-	-	-	-	1
mit hohem Wildkrautanteil	27	6	16	1	1	99	13	4	29	11	4	27	6	9	180	2	3	95,7
mit geschlossenen Wildkrautanteil	12	6	16	1	1	19	8	4	42	13	3	28	6	9	180	-	-	-
keine Angabe	18	9	57	0	0	108	1	0	58	7	6	19	-	-	-	-	-	-
Moore und Pflanzniederungen																		
Acker insgesamt	198	9	9	-	-	44	19	4	32	17	12	-	-	-	21	16	75,2	-
ohne Wildkrautanteil	15	10	45	-	-	38	19	5	12	6	27	-	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	27	13	77	-	-	6	6	97	9	6	74	-	-	-	13	12	95,3	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	18	14	-	-	-	2	2	78	14	12	89	-	-	-	-	-	-	-
keine Angabe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grünbesamtes Flachland																		
Acker insgesamt	194	9	9	-	-	39	17	34	63	16	36	-	-	-	-	-	-	-
ohne Wildkrautanteil	12	16	53	-	-	13	9	63	19	16	59	-	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	21	9	41	-	-	9	4	63	15	9	59	-	-	-	-	-	-	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	28	7	26	-	-	13	9	62	15	4	60	-	-	-	-	-	-	-
keine Angabe	20	12	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grünbesamtes Flachland																		
Acker insgesamt	199	9	9	-	-	37	16	42	63	16	36	-	-	-	-	-	-	-
ohne Wildkrautanteil	17	10	30	-	-	9	9	68	20	9	61	-	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	44	18	23	-	-	24	14	61	30	8	39	-	-	-	-	-	-	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	31	9	30	-	-	4	4	100	19	9	48	-	-	-	-	-	-	-
keine Angabe	6	6	104	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grüflachen auf LSE																		
Acker insgesamt	199	9	9	12	17	94	79	16	21	19	7	67	6	9	99	-	-	-
ohne Wildkrautanteil	48	12	26	-	-	41	17	42	4	6	102	-	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	32	13	49	7	8	94	24	13	58	1	1	107	0	9	99	-	-	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	21	10	44	5	6	94	11	6	56	3	5	94	-	-	-	-	-	-
keine Angabe	1	1	99	-	-	1	1	99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rasen-Löss-Land																		
Acker insgesamt	199	9	9	2	1	75	59	3	3	2	2	186	8	9	184	-	-	-
ohne Wildkrautanteil	55	14	23	1	1	75	59	13	22	9	0	9	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	20	12	57	0	0	101	18	12	63	2	2	107	-	-	-	-	-	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	13	7	55	-	-	12	7	15	-	-	-	9	0	9	138	-	-	-
keine Angabe	7	6	69	0	0	101	7	0	73	0	0	112	-	-	-	-	-	-
Mittelschwere auf Senke-, Sand- und Tonsteinen																		
Acker insgesamt	198	9	9	-	-	82	17	39	19	19	16	89	-	-	-	-	-	-
ohne Wildkrautanteil	2	2	105	-	-	17	10	79	20	9	0	9	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	25	9	37	-	-	18	9	47	9	7	63	-	-	-	-	-	-	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	15	8	78	-	-	6	4	71	9	8	83	-	-	-	-	-	-	-
keine Angabe	-	-	-	-	-	0	0	108	1	1	93	-	-	-	-	-	-	-
Pflanzliche Mittelschwere																		
Acker insgesamt	198	9	9	-	-	189	8	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ohne Wildkrautanteil	2	2	105	-	-	2	2	101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
mit hohem Wildkrautanteil	84	14	19	-	-	84	16	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
mit geschlossenen Wildkrautanteil	14	15	104	-	-	14	15	106	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
keine Angabe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

1) CORINE-Agrarfläche in 7 Standorttypen Brandenburg, Berlin und Thüringen

Ausgehend von den Eckwerten läßt sich bei dieser Tabelle verfolgen, wie der **Zufallsfehler** mit zunehmender Gliederungstiefe der Tabelle größer wird. Betrachtet man die Äcker und ihren Wildkrautbesatz, ohne sie nach Standorttypen oder nach Bodenarten zu differenzieren, hat man bei den relevanten Zeilen (d.h. außer „ohne Angabe“) relative Fehler zwischen 10 und 20%. Zum einen zeigt dies, daß die Ergebnisse für eine Pilotstudie mit eher geringem Stichprobenumfang noch relativ genau sind, zum anderen muß man jedoch festhalten, daß selbst hier keine Fehler unterhalb von 10% liegen. Differenziert man nun zusätzlich nach der Bodenart - wobei nur die Spalten „Lehm/Schluff“ und „Sand“ eine Rolle spielen - ist der Fehler bereits größer (20 bis 40%). Dies legt aus Stichprobensicht nahe, die Bodenarten stärker zu Gruppen zusammenzufassen. Eine Untergliederung nach Standorttypen statt nach der Bodenart erhöht die Fehler noch stärker. Schon hier gibt es Positionen, wo selbst bei einer Reduzierung des Zufallsfehlers durch Verdoppelung des Stichprobenumfangs die hochgerechneten Werte nur Abschätzungen der Größenordnungen zulassen. Bei gleichzeitiger Differenzierung nach Standorttypen und Bodenart ist der Fehler ganz offensichtlich inakzeptabel hoch. Um hier vernünftige Ergebnisse zu erhalten, müßte der Stichprobenumfang mindestens verdreifacht, wenn nicht vervierfacht werden. Dies verdeutlicht die Bedeutung, die die gewünschte Gliederungstiefe und die erwartete Genauigkeit der Ergebnisse für den Umfang und damit Finanzierung der Stichprobe haben. Umgekehrt werden die Aussagegrenzen bei beschränktem finanziellem Budget und entsprechend reduziertem Stichprobenumfang transparent.

Auf der **Artenebene** führt die Fehleranalyse zu anderen Ergebnissen als bei der Biotopqualität. In Tabelle 8.8.3.4-3 wird die Struktur der in ausgewählten Saumbiototypen nach Standorttypen dargestellt. Zur Beschreibung dienen die durchschnittliche Artenzahl sowie die durchschnittliche Anzahl von Rote Liste-Arten, Magerkeitszeigern und Stickstoffzeigern pro Untersuchungsfläche („Plot“). Im Hinblick auf standörtliche Unterschiede der Artenzahlen sind die Saumbiotope im Mittelgebirge auf Schluff-, Ton- und Sandsteinen am artenreichsten (27 Arten pro Plot). Am artenärmsten sind die Gäuflächen auf Löß (18 Arten). Es handelt sich um einen sehr fruchtbaren, durch hohe Ackeranteile gekennzeichneten Standorttyp, was einen Zusammenhang von intensiver Flächennutzung und Artenverarmung nahelegt.

Auf einer durchschnittlichen Untersuchungsfläche der genannten Biototypen im Testgebiet gibt es erwartungsgemäß nur eine geringe Anzahl an Rote Liste-Arten. Die Werte sind durchweg deutlich kleiner als Eins. Die höchste Zahl gefährdeter Arten pro Plot weist mit 0,2 noch das grundwasserferne Flachland auf.

Tabelle 8.8.3.4 -3: Struktur der Pflanzengemeinschaften in Säumen nach Standorttypen im Testgebiet 1996¹⁾

Indikatoren	Standorttypen														
	Insgesamt			Norddeutsches Flachland (grundwasserferner)			Gäuflichen auf LÖß (niederschlagsärmer)			Mittelgebirge auf Schluff-, Sand- und Tonsteinen			Paläozoisches Mittelgebirge (niederschlagsreicher)		
	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler	Durchschnittswert pro Plot	Absoluter Fehler	Relativer Fehler
Artenzahl	20,7	1,5	7,3	18,7	2,8	15,1	18,4	1,8	9,6	27,2	2,1	7,7	22,4	1,6	7,3
Rote Liste-Arten	0,1	0,1	52,2	0,2	0,1	54,9	0,1	0,1	95,1	0,1	0,1	75,2	0	0	0
Magerkeitszeiger	2,1	0,4	17,6	1,4	0,4	28,7	1,4	0,7	48,4	4,2	1,0	24,0	2,8	0,8	31,9
Stickstoffzeiger	6,7	0,5	7,0	5,3	0,4	8,2	7,2	0,3	4,8	9,5	0,5	5,3	8,2	0,8	9,6

¹⁾ Ergebnisse für das Testgebiet: CORINE LC - Agrarfläche in 4 Standorttypen Brandenburgs, Berlins und Thüringens.

Aus der Artenausstattung lassen sich auch differenzierte Rückschlüsse auf die standörtlichen Bedingungen ziehen, z.B. durch die Auswertung der Charakterisierung der Arten im Hinblick auf ihre Eigenschaft als Stickstoff- oder Magerkeitszeiger. Im Vergleich der Standorttypen kann man erkennen, daß sich die höchsten Anteile von Magerkeitszeigern (4 von 27 Arten) im Mittelgebirge auf Schluff-, Ton- und Sandsteinen, die höchsten Stickstoffanteile (7 von 18 Arten) in den Gäuflichen auf LÖß finden.

Bei der Analyse der **Zufallsfehler** fällt auf, daß die relativen Zufallsfehler bzgl. Artenzahl und Stickstoffzeigern in der Größenordnung bis 15% liegen. Die Fehler werden dort sehr hoch, wo die Schätzwerte sehr klein werden. Am deutlichsten zu erkennen und auch zu erklären ist dies bei den Schätzwerten, die kleiner als eins sind, d.h. bei den Rote Liste-Arten. Da es sich grundsätzlich um durchschnittliche Artenzahlen pro Plot handelt, kommen diese kleinen Zahlen dadurch zustande, daß in etlichen Plots gefährdete Arten überhaupt nicht vorkommen. Die Streuung ist hier also deutlich erhöht, und aus der größeren Streuung resultieren höhere Schätzfehler.

Versucht man die Ergebnisse aus einer Vielzahl bisher vorliegender Tabellen grob zusammenzufassen, ergibt sich bezüglich des **Stichprobenezufallsfehlers** aus den Ergebnissen der Pilotstudie folgendes Bild:

- Für die Auswertungen einzelner Merkmale bzw. Indikatoren der Landschafts- und Biotopqualität kann bei einer Verdoppelung des Stichprobenumfangs von hinreichend guten Ergebnissen bei einer Haupterhebung ausgegangen werden, insbesondere wenn man die in Abschnitt 8.8.2 angesprochenen zusätzlichen fehlerreduzierenden Effekte (Einbeziehung anderer CORINE-Bedeckungspositionen, Veränderungsdaten statt Querschnittsuntersuchungen) in Betracht zieht.
- Bezüglich der Biotopqualität haben sich lediglich tiefgegliederte Kreuztabellen von zwei oder mehr Merkmalen, bei denen der Zusammenhang verschiedener Erhebungsinhalte räumlich differenziert dargestellt werden soll, als problematisch erwiesen. Hier wird die Anzahl der Stichprobenflächen, in denen die jeweilige Nachweisgruppe vorkommt, in der Re-

gel sehr klein und der Standardfehler sehr hoch. Entsprechende Ergebnisse mit hoher Qualität würden hier eine stärkere Erhöhung des Stichprobenumfangs erfordern.²²⁶

- Die Fehler sind auf der Artenebene in der Regel deutlich kleiner als bei der Landschafts- und Biotopqualität. Dies erklärt sich zum Teil durch die Tatsache, daß Mittelwerte (wie sie auf der Artenebene geschätzt werden) grundsätzlich robuster sind als beispielsweise Flächenanteile, die auf Ebene I (Landschafts- und Biotopqualität) geschätzt werden.
- Auf der Artenebene sind lediglich die Fehler bei der Anzahl der Rote Liste-Arten und bei stark differenzierten Merkmalen (z.B. unterschiedliche Strategietypen) noch zu hoch. Bei einer Vergrößerung des Stichprobenumfangs und der Zusammenfassung zu stark gegliederter Merkmale zu eingängigeren Indikatoren dürfte dieses Problem behoben sein. Ferner gilt natürlich auch hier, daß bei Veränderungsraten noch geringere Fehler zu erwarten sind.

Insgesamt zeigt sich eine Tendenz, daß aus Sicht des Indikatorenprojekts eine Verdoppelung des Stichprobenumfangs eine sinnvolle Strategie darstellt. Man muß jedoch im Auge behalten, daß die ÖFS auch über die Umweltzustandsdarstellung in den UGR hinaus ein wichtiges Informationsinstrument im Rahmen der ökologischen Umweltbeobachtung ist. Dabei haben oft auch Zusammenhänge zwischen Merkmalen, wie sie sich in tief gegliederten Kreuztabellen von Merkmalen niederschlagen, eine hohe Bedeutung. Es ist deshalb mit den Datenkonsumenten auf Basis der Ergebnisse der Pilotstudie noch zu diskutieren, mit welchem Anspruch hinsichtlich Aussagefähigkeit bzw. Hochrechenbarkeit aus dieser Perspektive an die ÖFS herangetreten wird.

Sinnvoll ist mit Sicherheit auch die Strategie, die Methoden der ÖFS derart zu standardisieren, daß **hierarchische Aggregationen** möglich werden, da mit zunehmender Aggregation die Zufallsfehler in der Regel geringer werden. In diesem Zusammenhang ist vor allem die unterschiedliche Größe der Erfassungseinheiten bei der Vegetation noch problematisch.²²⁷ Auch bezüglich der Standorttypengliederung ist zu diskutieren, ob nicht hierarchische Zusammenfassungen oder eine etwas geringere Anzahl von Standorttypen realisierbar sind (vgl. Abschnitt 8.8.3.5).

8.8.3.5 Standorttypen und Schichtung

Auch das Vorgehen bei der Beurteilung der Eignung der Standorttypen als Darstellungseinheiten und damit auch als Schichtungsmerkmal soll zunächst an **ausgewählten Beispielen** verdeutlicht werden. In Tabelle 8.8.3.5-1 zum **Flächenanteil von Biotoptypen in Standorttypen** sind die bereits in Tabelle 8.8.2-2 nach Landschaftstypen differenzierten Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypengruppen im Testgebiet nach einzelnen Standorttypen aufgegliedert. Während in Tabelle 8.8.2-2 die Differenzierung nach Landschaftstypen keine merklichen Unterschiede in den Flächenanteilen der einzelnen Biotoptypengruppen mit sich brachte, zeigt sich bei den Standorttypen ein deutlich differenziertes Bild. Die fruchtbaren grundwasserfernen Flachländer und die Gäuflächen auf Löß werden am deutlichsten (86 bzw. 79%) von Äckern dominiert. Das Grünland spielt hier (mit 3 bzw. 11%) eine deutlich geringere Rolle als bei den anderen Standorttypen. Im paläozoischen Mittelgebirge dominiert das Grünland mit 58%; Äcker haben hier mit 11% nur einen ebenso großen Anteil wie der Wald. In den übrigen vier

²²⁶ Dies wiederum würde die Kosten überproportional ansteigen lassen.

²²⁷ Diese Einschätzung hat sich auch in Diskussionen mit britischen Kollegen des Countryside Survey bestätigt.

Standortstypen (die jedoch vier unterschiedlichen Landschaftstypen angehören), liegt der Ackeranteil jeweils bei etwa 60% und der Grünlandanteil bei 20 bis 30%. Gehölze und Wald haben vergleichsweise höhere Anteile im Keuper-Lias-Land und im paläozoischen Mittelgebirge. Im paläozoischen Mittelgebirge ist auch der Anteil von Siedlungsbiotopen in der CORINE-Landwirtschaftsfläche mit 9% höher als in den übrigen Standortstypen (2-5%). Die Ursache könnte in einer erhöhten Anzahl kleiner Siedlungsflächen unterhalb der CORINE-Erfassungsgrenze von 25 ha liegen (z.B. Gehöfte oder von Freiflächen unterbrochene schmale Straßendörfer).

Tabelle 8.8.3.5-1: Flächenanteil von Biototypen in Standortstypen 1995 im Testgebiet¹⁾ in %

Biototypen	Standortstypen											
	Insgesamt			Moore u. Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland			Nordostdeutsches Flachland (grundwasserarm)			Nordostdeutsches Flachland (grundwasserfern)		
	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler
Acker- und Weinbauflächen, Intensivgrünlandkulturen	63	3	4	58	8	14	57	7	13	66	8	10
Grünlandbiotope	22	2	11	26	5	20	28	6	20	3	1	42
Staudenfluren, Staudenwälder	4	0	12	4	1	20	4	1	21	4	1	30
Feldgehölze, Strauchweiden, Gebüsche	3	0	10	2	0	21	2	1	23	2	0	20
Wälder	3	1	17	5	2	42	3	1	33	2	1	56
Bestandter Bereich und technische Biototypen	3	0	15	4	2	38	3	1	27	2	1	38
Sonstige ³⁾	2	0	27	1	0	21	3	1	30	2	0	30

Biototypen	Standortstypen											
	Gäufelchen auf Löss (niedererschlagarm)			Keuper-Lias-Land (niedererschlagarm)			Mittelgebirge auf Schiefer, Sand- und Tonsteinen			Paläozoisches Mittelgebirge (niedererschlagreich)		
	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler	Flächenanteil in % ²⁾	Absoluter Standardfehler	Relativer Standardfehler
Acker- und Weinbauflächen, Intensivgrünlandkulturen	79	12	16	61	11	17	56	7	13	11	4	36
Grünlandbiotope	11	5	50	20	5	26	28	6	20	58	15	25
Staudenfluren, Staudenwälder	2	0	23	2	0	18	3	1	21	3	1	20
Feldgehölze, Strauchweiden, Gebüsche	2	1	28	5	1	22	3	1	23	6	2	29
Wälder	2	1	37	7	2	28	4	1	33	11	6	48
Bestandter Bereich und technische Biototypen	3	2	57	5	1	31	3	1	36	9	3	38
Sonstige ³⁾	2	1	69	0	0	67	0	0	43	1	0	48

¹⁾CORINE-Gebietskenn-/Standortstypenbezeichnung, letzter und dritter

Ein ähnliches Bild wie bei den Flächenanteilen von Biototypen ergibt sich auch bei der Darstellung der **Landschaftsqualität**. Auf die Eignung der Standortstypen in diesem Zusammenhang wurde bereits bei der Diskussion von Tabelle 8.8.3.1-1 in Abschnitt 8.8.3.1) hingewiesen. Dieser Sachverhalt hat sich auch bei anderen Tabellen bestätigt.

Auch auf der **Artenebene** lassen sich die Ergebnisse sinnvoll für Standorttypen darstellen: Tabelle 8.8.3.3-3 in Abschnitt 8.8.3.3) charakterisiert die Struktur von Pflanzengemeinschaften in Saumbiotopen anhand der Indikatoren „Durchschnittliche Artenzahl von Gefäßpflanzen pro Plot“, „Durchschnittliche Evenness“, „Durchschnittliche Anzahl von Rote Liste-Arten pro Plot“ und der durchschnittlichen Anzahl verschiedener Zeigerarten (für naturnahe Verhältnisse, Magerkeitszeiger, trockenheitsliebende Arten, feuchteliebende Arten). Die durchschnittlichen Artenzahlen pro Aufnahme­fläche liegen zwischen 18 Arten in den fruchtbaren Standorttypen Grundwasserfernes Flachland und Gäuflächen auf Löß und 27 Arten im Mittelgebirge auf Schluff-, Sand- und Tonsteinen, das damit auch noch deutlich artenreicher als das paläozoische Mittelgebirge (22 Arten pro Plot) ist. Hier bestätigt sich somit indirekt der Zusammenhang zwischen Intensität der Nutzung und Artenarmut. Gerade im vergleichsweise artenarmen grundwasserfernen Flachland ist aber die Anzahl an Rote Liste-Arten mit 0,2 deutlich höher als in den übrigen Standorttypen. Gleichzeitig ist hier die Evenness mit 56% am niedrigsten, d.h. in diesem Standorttyp sind die Arten am wenigsten gleichverteilt. Die höchste Gleichverteilung (74%) ist im artenreichsten Standorttyp (Mittelgebirge auf Schluff-, Sand- und Tonsteinen) zu verzeichnen. Naturnahe Verhältnisse werden im grundwasserfernen Flachland und den Gäuflächen (den fruchtbaren Standorttypen) in deutlich geringerem Ausmaß angezeigt als in den Mittelgebirgstypen (durchschnittlich nur weniger als eine von knapp 20 gegenüber ca. 3,5 von 27 bzw. 22 Arten pro Plot; dies entspricht 3,7 bzw. 5% gegenüber 13,3 bzw. 15,5%). Die meisten Magerkeitszeiger und auch trockenheitsliebende Arten (absolut und prozentual) gibt es im Mittelgebirge auf Schluff-, Sand- und Tonsteinen (6,5 bzw. 3,8 von 27 Arten). Das paläozoische Mittelgebirge weist absolut und prozentual die meisten Feuchtezeiger pro Plot auf (8,3 von 22; dies entspricht 37,7%).

Versucht man allein anhand der in dieser Tabelle dargestellten Zahlen die **Säume** in den vier untersuchten Standorttypen zusammenfassend zu charakterisieren, ergibt sich folgendes Bild: Im grundwasserfernen Flachland sind die Säume artenarm und wenig naturnah; es besteht eine Tendenz zur Dominanz bestimmter Arten, und der Anteil gefährdeter Arten ist auffällig hoch. Von allen untersuchten Standorttypen kommen hier am wenigsten Magerkeitszeiger und am wenigsten Feuchtezeiger vor. Auf lößbedeckten Gäuflächen sind die Säume ebenfalls artenarm und wenig naturnah; alle übrigen Indikatoren zeigen jedoch keine Auffälligkeiten. Die Säume in Mittelgebirgen auf Schluff-, Sand- und Tonsteinen sind deutlich am artenreichsten und deutlich naturnäher; es besteht eine Tendenz zu einer ausgewogenen Dominanzstruktur, und es gibt am meisten Magerkeitszeiger. Feuchtezeiger dagegen gibt es vergleichsweise wenig. Die Säume im paläozoischen Mittelgebirge schließlich haben den höchsten Anteil naturnaher und den geringsten Anteil gefährdeter Arten. Feuchteliebende Arten spielen eine bedeutende, trockenheitsliebende nur eine untergeordnete Rolle. Es zeigt sich somit, daß die Standorttypen auch auf der Artenebene ein differenziertes Bild vermitteln und daher geeignete Raumeinheiten bilden, um die Stichprobe zu schichten und Ergebnisse darzustellen.

Bezüglich der räumlichen Nachweisungsgruppen hat sich somit bei der Auswertung ein **Gesamteindruck** ergeben, der sich auch bei der Interpretation der Beispieltabelle herauskristallisiert hat:

- Die Standorttypen differenzieren sehr gut und haben sich daher als Nachweisungsgruppen und Schichtungsmerkmal bewährt. Wenn im Hinblick auf eine Reduzierung des Stichprobenfehlers eine geringere Zahl von Standorttypen wünschenswert ist, so sollte doch aufgrund der guten Differenzierung die Anzahl von 28 Standorttypen nicht gravierend reduziert werden.

- Die Zusammenfassung zu Landschaftstypen nivelliert gerade bei den Indikatoren zur Landschaftsqualität teilweise wesentliche Differenzierungen. Es bleibt zu überprüfen, ob eine weniger Geologie-orientierte Aggregation von Standorttypen zu Landschaftstypen (zum Beispiel auch im Rahmen einer hierarchischen Clusteranalyse) diesen Effekt abmildern kann. Bei der Darstellung der Biotopqualität dagegen sind die Landschaftstypen durchaus sinnvoll einsetzbar, da sie zum einen hier erkennbar differenzieren und zum anderen die Standorttypen weniger zusätzliche Informationen bringen als bei der Darstellung der Landschaftsqualität.
- CORINE Land Cover-Positionen eignen sich in der Regel kaum für Ergebnisdarstellungen. Die Korrelation von Erhebungsinhalten mit den Bedeckungstypen macht CORINE Land Cover jedoch zu einem geeigneten Instrument für die Schichtung der Stichprobe und die Anpassung der Ergebnisse. Diesbezüglich hat sich die Verwendung der CORINE Land Cover-Informationen im Pilotprojekt bewährt. Bei der Schichtung kann jedoch wohl nur die Einstellerebene von CORINE Land Cover in Betracht kommen, da die Standorttypen aufgrund ihrer Bedeutung als Darstellungseinheiten auf jeden Fall differenziert zur Schichtung herangezogen werden sollten und eine zusätzliche Verwendung der CORINE-Dreisteller zur Schichtung tendenziell in einer zu großen Anzahl von Schichten resultieren würde.

8.8.3.6 Zusammenfassende Beurteilung

Zusammenfassend kann man feststellen, daß sich die ÖFS-Konzepte in der Pilotstudie weitgehend als sinnvoll und praxistauglich bewährt haben. Dies gilt sowohl für die prinzipielle Anlage der Stichprobe²²⁸ und die Rolle, die die Standorttypen und CORINE-Bodenbedeckungseinheiten bei der Schichtung und später bei der Anpassung der Ergebnisse spielen, als auch für die Erhebungsinhalte und die meisten der vorgeschlagenen Indikatoren. Die Standorttypen und in großem Umfang auch die Landschaftstypen haben sich als geeignetes Bezugssystem für eine differenzierte Darstellung der Ergebnisse erwiesen. Unter Berücksichtigung zu erwartender fehlerreduzierender Effekte bei einer Hauptidebung, die nicht nur auf die Landwirtschaftsfläche beschränkt ist, haben sich realistische Perspektiven bezüglich des benötigten Stichprobenumfangs ergeben. Schließlich hat die Pilotstudie trotz der stark eingeschränkten inhaltlichen Aussagemöglichkeiten ansatzweise das Potential der ÖFS aufzuzeigen vermocht, bisher in Deutschland nicht vorhandene Informationen zu strukturellen Sachverhalten von hoher fachlicher Bedeutung zu liefern. Dieser Gesamteindruck bestätigt Erfahrungen in Großbritannien im Countryside Survey. Wichtige Erkenntnisse hat die Pilotstudie in einer Vielzahl von Details geliefert, von denen die zentralen in diesem Abschnitt genannt wurden. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß es sich bei der Pilotstudie nur um einen Querschnitt zu einem festen Zeitpunkt handelt. Wichtiger sind für das Indikatorenprojekt zeitliche Entwicklungstendenzen. Hier muß auf die englischen Erfahrungen zurückgegriffen werden, die diesbezüglich ermutigend sind.

²²⁸ Lediglich die Punktzählung der Stichprobenquadratkilometer auf Ebene I der ÖFS kann ggf. durch eine Rasterziehung ersetzt werden; siehe Abschnitt 8.3.3.

8.9 Konsequenzen für die Hauptidebung

Zusammenfassend kann man aus den Erfahrungen der Pilotstudie schlußfolgern, daß sich das Grundkonzept der ÖFS auch in der Pilotstudie im Hinblick auf die in Abschnitt 8.1 skizzierten Zielsetzungen der ÖFS bewährt hat. **Verbesserungen bzw. Ergänzungen** im Hinblick auf eine Hauptidebung scheinen eher in der Ausgestaltung der Erhebung im Detail angebracht. Hierzu zählen insbesondere die folgenden Punkte:

- Die **Standorttypen** als räumliche Nachweisungsgruppen und damit auch als Schichtungsmerkmal haben sich bewährt. Die konkrete Raumgliederung bedarf jedoch noch der Überarbeitung unter Berücksichtigung der Vorschläge, die mittlerweile aus Fachkreisen unterbreitet wurden. Dabei sollte insbesondere unter dem Gesichtspunkt der Reduktion des Stichprobenzufallsfehlers versucht werden, die Zahl der Standorttypen von derzeit 28 etwas zu verkleinern. Ferner muß diskutiert werden, inwieweit hierarchische Zusammenfassungen von Standorttypen zu umfassenderen Raumtypen sinnvoll zu realisieren sind.
- Der **Biotoptypenschlüssel** muß in einzelnen Punkten noch verbessert werden. Zum einen ist zu überlegen, ob bei den Ackerbiotoptypen nicht eine mit der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen kompatible Gliederung möglich ist. Zum anderen haben sich bei der Geländearbeit einige Biotoptypen herauskristallisiert, deren Ansprache und Abgrenzung von anderen Typen nicht immer eindeutig ist.
- Die **Erhebungsinhalte** der ÖFS sollten tendenziell eher reduziert werden, um die Feldarbeit zu erleichtern und die Ergebnisse überschaubarer zu halten. Dies betrifft insbesondere die im Hinblick auf die Biotopqualität zu erhebenden Merkmale. Hier haben sich die sog. Kontrollmerkmale aus Sicht des Indikatorenprojekts als verzichtbar herausgestellt. Jedoch ist mit den weiteren Datennutzern abzuklären, inwieweit nicht einige dieser Merkmale zu Zwecken der naturschutzfachlichen Hypothesenbildung und Interpretation weiter erhoben werden sollten.
- Die **Erfassungs- und Aufbereitungsmethoden** müssen noch weiter standardisiert werden. Zum einen ist im Hinblick auf die gewünschten Auswertungen eindeutiger zu regeln, ob Biotope im geographischen Informationssystem als Fläche, Linie oder Punkt abgelegt werden bzw. welche geometrischen Informationen im Gelände zusätzlich erfaßt werden müssen. So ist beispielsweise die durchschnittliche Heckenlänge pro Quadratkilometer nur dann berechenbar, wenn Hecken als Linienelemente abgelegt sind oder zumindest für jede erfaßte Hecke ihre Länge als Erhebungsmerkmal quantifiziert wurde. Zum anderen gibt es Qualitätsmerkmale, deren Merkmalsausprägungen noch nicht eindeutig genug definiert sind, einen zu großen subjektiven Ermessensspielraum lassen (z.B. Artenreichtum) bzw. unter Beachtung der Erfahrungen der Pilotstudie leicht modifiziert werden sollten. Als weiteres Problem hat sich die noch nicht völlig vereinheitlichte Größe der Untersuchungsflächen für die Flora erwiesen. Zusammenfassungen der Ergebnisse für größere Biotoptypengruppen sind nur bei standardisierter Plotgröße möglich. Entsprechend liegt eine Vereinheitlichung in der Hauptidebung nahe. Diese Verbesserungen und Standardisierungen der Erfassungs- und Aufbereitungsmethoden sind ohne grundlegende Probleme realisierbar.
- Verbesserungen und Standardisierungen allein können noch nicht die Qualität der Ergebnisse sicherstellen. In einer Hauptidebung müssen sowohl die Betreuung der Geländearbeit

als auch die **Kontrollen** der Geländearbeit intensiviert werden. Beides konnte in der Piloterhebung nur in begrenztem Umfang einbezogen werden.

- Um die Aussagefähigkeit der Ergebnisse auf der Artenebene besser abschätzen zu können, wäre es sinnvoll, die Routineerhebungen insbesondere bei der Fauna, wo die Methoden im allgemeinen weniger standardisiert sind, durch **wissenschaftliche Begleituntersuchungen** auf einer geringeren Anzahl von Flächen zu ergänzen.

Die Pilotstudie der ÖFS hat sich aus methodischen Gründen auf die landwirtschaftlichen Bodenbedeckungseinheiten beschränkt. Bei einer Haupterhebung erscheint es in jedem Fall sinnvoll, auch die **übrigen nichturbanen Bedeckungspositionen** mit einzubeziehen. Die Ausweitung auf Wälder, naturnahe Flächen und Feuchtflächen ist, was die Ebenen Landschaftsqualität und Biotopqualität anbelangt, weitgehend unproblematisch und erfordert auch keine neuen bzw. nur in geringem Umfang angepasste Konzepte, da die entsprechenden Biotoptypen auch in den landwirtschaftlichen Bodenbedeckungseinheiten in kleinerer Größe vorkommen. Daher wurden entsprechende Konzepte in der Pilotstudie entwickelt. Für die Artenebene dagegen müssen Inhalt und Methode der Erfassungen teilweise noch erarbeitet werden. Dies gilt insbesondere auch für die Waldbiotope. Zu klären ist hierbei, inwiefern für den Wald in verstärktem Maße Sekundärdaten genutzt werden können.

Aus naturschutzfachlicher Sicht wünschenswert wäre auf jeden Fall auch die Einbeziehung des **besiedelten Bereichs** im Sinne der Bodenbedeckungsgliederung in die ÖFS. Zur effizienten Erfassung entsprechender Informationen scheint jedoch ein modifiziertes methodisches Konzept erforderlich, dessen Entwicklung aufwendiger sein dürfte. Zudem sollte hier abgewartet werden, in welchem Umfang sich hier aus den Überlegungen zur Nutzung von Daten des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS)²²⁹, das einen Schwerpunkt auf der Nutzung der Umwelt durch den Menschen hat, innerhalb des Themenbereichs 2 der UGR (siehe Abschnitt 3.3.2) Indikatoren ableiten lassen bzw. zu welchen Aspekten zusätzliche Primärerhebungen notwendig erscheinen.

8.10 Ergänzende Strukturindikatoren aus sekundärstatistischen Auswertungen

Die in Abschnitt 5.3 (Übersicht 5.3-5) zusammengestellten Strukturindikatoren, die die Situation auf der nationalen Ebene aus schon vorhandenen Daten beschreiben können und sich nicht auf Ökosystemtypen oder Standorttypen beziehen, konnten nicht Gegenstand eines regionalen Praxistests sein. Ihre **Machbarkeit** ergibt sich aus der Verfügbarkeit und dem Erhebungsrhythmus der Sekundärdaten.

Die Daten zu den dort genannten **Indikatoren des Gefährdungsgrads von Arten** werden in unregelmäßigen Abständen vom Bundesamt für Naturschutz veröffentlicht. Diesen Veröffentlichungen ist nicht immer zu entnehmen, auf welches Berichtsjahr bzw. welche Berichtsperiode sich die Angaben zur Artenzahl insgesamt sowie den gefährdeten Arten beziehen. Zeitvergleiche über die jüngsten Bestandsveränderungen sind deshalb nur eingeschränkt möglich. Für das Indikatorensystem ist daher die Eignung zum Aufzeigen von Trends aus methodischer Sicht eher kritisch einzuschätzen bzw. zu kommentieren. Die Rote Liste zu gefährdeten Biotoptypen

²²⁹ Vgl. auch DEGGAU (1995).

wurde bisher erstmalig (1994) veröffentlicht. Inwieweit die Zuweisungen periodisch überarbeitet werden können, ist noch unklar.

Die Machbarkeit der ergänzenden Strukturindikatoren ist im Prinzip gegeben, ist aber durch den unregelmäßigen und langfristigen **Aktualisierungsstand** eingeschränkt. Im Zweifelsfall muß mit Daten gearbeitet werden, die **zeitlich** nicht parallelisiert sind.

8.11 Revidierte Indikatorenliste zur physischen Struktur zum Ende der Testphase

Die hier abschließend zusammengestellten **Listen mit Strukturindikatoren** stehen für den Wissensstand am Ende des Praxistests. Sie enthalten ein praktisch umsetzbares Set deskriptiver Indikatoren, die geeignet sind, den Umweltzustand in Deutschland hinsichtlich der Struktur von Landschaft und Ökosystemen national nach räumlichen Einheiten differenziert und repräsentativ abzubilden. In Abschnitt 5 (Vorläufiges Indikatorensystem zu Beginn der Testphase) sind die zu Beginn des Projekts theoretisch konzipierten und vorgeschlagenen Indikatoren aufgelistet und kommentiert. Im folgenden finden sich daraus noch diejenigen Indikatoren, die sich nach der Testphase für Strukturindikatoren für eine Umsetzung in einer Haupterhebung als geeignet erwiesen haben.

Hiermit sind die Bemühungen, die physische Struktur mit geeigneten Methoden zu erfassen und sie darzustellen, nicht abgeschlossen. Vielmehr handelt es sich um einen Prozeß stetiger **Weiterentwicklung**, Ergänzung und Überarbeitung nach weiteren Erfahrungen in der Praxis.

Die folgenden Listen (8.11-1 bis 8.11-5) werden hier nur noch insoweit kommentiert, als sich **Änderungen** gegenüber den vorläufigen Listen in Abschnitt 5.3 ergeben haben. Änderungen im Detail, die als Konsequenz der Ergebnisse aus der Pilotstudie vorzunehmen sind und bereits in den letzten Abschnitten dargestellt wurden, werden hier nicht nochmals erwähnt.

Bei den **Indikatoren zur Landschaftsqualität** wird der Indikator zur **Versiegelung** im Indikatorensystem nicht verwendet, solange in die Ökologische Flächenstichprobe der CORINE-Bodenbedeckungstyp „Bebaute Flächen“ nicht einbezogen wird (siehe Abschnitt 8.8.3). Der Versiegelungsgrad als wichtiges Indikandum bleibt in die Umweltzustandsdarstellung approximativ über die Flächenanteile von bebauten Bodenbedeckungstypen gemäß CORINE Land Cover bzw. über die Flächenanteile von Siedlungsbiotopen in nichtbesiedelten Bedeckungstypen integriert. Beide werden in Form von Flächenbilanzen dargestellt und sind dem Indikatorensystem vorgelagert (siehe Abschnitt 5.1).

Die beiden Indikatoren zur Beschreibung der **Dichte kleinräumiger Trittstein- und Verbundstruktur** (siehe Übersicht 5.3-1 in Abschnitt 5.3) wurden nach der Testphase gestrichen, da sich keine differenzierenden Aussagen ergaben. Damit bleibt das abzubildende Indikandum nach wie vor relevant, aber es ist zu untersuchen, mit welchen Indikatoren es adäquater erfaßt werden kann.

Die **Indikatoren der Biotopqualität** aus Übersicht 5.3-2 bleiben unverändert.

Übersicht 8.11-1: Indikatoren der Landschaftsqualität (Bodenbedeckungstyp „Landwirtschaftliche Flächen“)

Übergeordneter Sachverhalt	Spezielles Indikandum	Indikator
Nutzungsintensität	Natürlichkeitsgrad	Flächenanteile natürlicher und naturnaher Biotoptypen in %
	Erosionsgefährdung durch Wasser, Verarmung von Ackerböden	Flächenanteil von Acker, Weinbau und Intensivgehölzen mit einer Hangneigung > 9%
	Zerschneidung und Isolation der Lebensräume von Arten	Gesamtlänge aller Verkehrswege (breiter 5 m) außerhalb von Siedlungen pro km ²
Strukturvielfalt	Biotopvielfalt/ Vielfält von Lebensbedingungen	Anzahl nichttechnischer Biotoptypen pro km ²
	Monotonie von Lebensbedingungen	Durchschnittliche Parzellengröße von Acker- und Weinbauflächen in ha
	Dichte linienhafter Rückzugsgebiete und Ausbreitungssachsen wildlebender Arten	Länge linienhafter Elemente/Saumstrukturen ²³⁰ pro km ²
	Dichte von Kleinbiotopen als Rückzugsgebiete und Ausbreitungszentren für wildlebende Arten	Anzahl von Kleinbiotopen pro km ² ²³¹
Seltenheit/ Gefährdung	Vorkommen seltener und gefährdeter Biotope als Lebensraum wildlebender Arten	Flächenanteil verschieden stark gefährdeter Biotoptypen (gemäß Roter Liste) in %

Übersicht 8.11-2: Indikatoren der Biotopqualität für ausgewählte Biotoptypen

Aggregierter Indikator (Gliederungsnummern der Ökosystemtypen gemäß Übersicht 5.1.2-2)	Qualitätsmerkmale (Einzelindikatoren) (dargestellt als Flächenanteile verschiedener Ausprägungen in %)
Biotopqualität von Fließgewässern (20, 21, 22)	Böschung/Rain Vegetation Sohle/Ufer Ufersaum/Verlauf
Biotopqualität von stehenden Gewässern (23, 24)	Vegetation Uferausbau Ufersaum
Biotopqualität von Ackerflächen (30)	Boden Böschung/Rain Breite (Rain)

²³⁰ Der Indikator „Länge linienhafter Elemente/Saumstrukturen“ ist in Zukunft sinnvollerweise nach relevanten Biotoptypengruppen getrennt auszuweisen.

²³¹ Für den Indikator „Anzahl von Kleinbiotopen“ ist zukünftig noch die exakte Definition von Kleinbiotopen festzulegen.

Aggregierter Indikator (Gliederungsnummern der Ökosystemtypen gemäß Übersicht 5.1.2-2)	Qualitätsmerkmale (Einzelindikatoren) (dargestellt als Flächenanteile verschiedener Ausprägungen in %)
	Inklination Vegetation
Biotopqualität von Weinbauflächen (31)	Begleitbiotoptypen Bodenoberfläche Krautschicht
Biotopqualität von Intensivgehölzkulturen (32)	Alter Bodenoberfläche Krautschicht
Biotopqualität von Streuobstwiesen (33)	Altersklassen Gehölzarten (Anzahl) Streuobstunterwuchs Totholz
Biotopqualität von Binnen-Grünländern, Salzgrünländern und Hochgebirgsrasen (34, 51)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Stoffeintrag Störungszeiger
Biotopqualität von Staudenfluren/-säumen (52)	Breite Vegetation (Ausprägung) Vegetation Strukturen
Biotopqualität von Zwergstrauchheiden (53)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Störungszeiger Strukturen
Biotopqualität von Mooren und Sümpfen (54)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Störungszeiger
Biotopqualität von Rieden und Röhrichten (35)	Nutzung Vegetation (Ausprägung) Störungszeiger
Biotopqualität von Feldgehölzen, Feldgebüschchen und Hecken (59)	Alter Altersklassen Gehölzarten (Anzahl) Ausmaß d. Schädigung Zustand
Biotopqualität von Wäldern (40, 41)	Gehölzarten (Anzahl) Krautschicht Totholz Wald-Bestandsalter Waldbewirtschaftung Waldrand/-saum

Die Liste der **Indikatoren für Flora** bleibt fast unverändert bestehen. Um die Anzahl der Indikatoren zu reduzieren, ist nach weiterer Diskussion der Ergebnisse in Expertenkreisen (und

unter Berücksichtigung der Eignung zur Trenddarstellung) zu entscheiden, welcher von mehreren Indikatoren, die den gleichen Sachverhalt beschreiben (in der Übersicht dunkler unterlegt), jeweils zu selektieren ist. Auch **kritische Indikatoren** der Testphase wurden daher zunächst beibehalten, so z.B.

- der Indikator „Durchschnittliche Artenzahl pro Bestandsschicht“, bei dem nicht bei jeder Art eine eindeutige Zuordnung zur Schicht möglich war, so daß zu entscheiden ist, ob eine schwerpunktmäßige Zuordnung oder eine Zählung in jeder Schicht erfolgen soll;
- der Indikator „Durchschnittliche Evenness“, bei dem die Auswertung wenig differenzierte Ergebnisse brachte. Es muß sich herausstellen, ob im Zeitvergleich (nach mehreren Perioden) Unterschiede auftreten, die ausreichend groß und interpretierbar sind;
- Der Indikator „Höhe der einzelnen Vegetationsschichten“, bei dem Probleme bei der Erfassung der Schichtzugehörigkeit von Arten auftraten (dies sollte bei einer Hauptehebung dazu führen, daß in weniger Vegetationsschichten differenziert wird).

In Anbetracht des vergleichsweise geringen Umfangs des **Pretests für die Fauna** ergaben sich keine Hinweise für eine Anpassung der vorgeschlagenen Indikatoren. Die Liste bleibt in dieser Form bestehen.

Unverändert bleibt auch die Liste der Strukturindikatoren aus vorhandenen Datenquellen.

Übersicht 8.11-3: Indikatoren für Flora

Indikandum	Indikator (bezogen auf standardisierte Untersuchungsplots)	Indikandum	Indikator (bezogen auf standardisierte Untersuchungsplots)
Floristische	Durchschnittliche Artenzahl von Gefäßpflanzen	Streß am Standort hinsichtlich Störung und Ressourcenverfügbarkeit	Durchschnittliche Anteile verschiedener Strategietypen in %
Artenvielfalt	Durchschnittliche Artenzahl pro Bestandsschicht in %	Standortbedingungen hinsichtlich Nährstoffversorgung und Nutzungsinintensität	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Stickstoffzahl
Floristisch-strukturelle Vielfalt	Durchschnittliche Evenness (Gleichverteilung der Arten)		Ökologischer Zeigerwert: Anteil an Magerkeitszeigern in %
Floristische und strukturelle Vielfalt, Störungsgrad	Durchschnittliche Anteile verschiedener Gruppen (Arten) soziologischen Verhaltens in %	Feuchteverhältnisse und nutzungsbedingte	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Feuchtezahl
	Durchschnittliche Anteile verschiedener Gruppen von Lebensformen in %	Feuchteveränderung	Ökologischer Zeigerwert: Anteil an Trocken-/Feuchtezeigern in %
Strukturelle Vielfalt, ggf. Immissionswirkungen	Durchschnittliche Anteile verschiedener Blattmorphologietypen in %	Großräumige langfristige Klimaverschiebungen	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Kontinentalitätszahl
Stabilität und Produktivität des Standorts	Durchschnittliche Gesamtdeckung der Bestandsschichten in %	Nutzungsbedingte Bodenveränderungen, Bodenreaktion	Ökologischer Zeigerwert: Durchschnittliche Reaktionsszahl
Produktivität des Standorts, bestandsinterne Konkurrenzverhältnisse	Durchschnittliche Höhe der einzelnen Vegetationsschichten in cm	Kultureinfluß auf Standort	Durchschnittlicher Hemerobiewert
	Durchschnittl. Anzahl der Vegetationsschichten		Durchschnittlicher Anteil von Zeigerarten niedriger Hemerobie in %
	Durchschnittlicher Deckungsgrad der Bestandsschichten in %	Bedeutung des Biotoptyps für floristischen Artenschutz	Durchschnittliche Anzahl seltener Pflanzenarten
		Bedeutung des Biotoptyps für Schutz gefährdeter Arten	Durchschnittliche Anzahl von Arten der 'Roten Liste'

Übersicht 8.11-4: Indikatoren für Fauna

Indikandum	Indikator (bezogen auf standardisierte Untersuchungsflächen im Biototyp)
Faunistische Artenvielfalt	Durchschnittliche Artenzahl einer Artengruppe
Habitatsveränderungen über lange Zeiträume	Durchschnittliche Evenness (Gleichverteilung der Arten)
Nutzungsintensität, spezifische Standortbedingungen und Habitatsveränderungen	Durchschnittlicher Anteil eines Anspruchstyps (z.B. steinök) an der Gesamtartenzahl der Artengruppe in % (Ökologische Anspruchstypen)
Bedeutung des Biototyps für den Schutz gefährdeter Arten	Durchschnittliche Anzahl gefährdeter Arten der Roten Liste (Gefährdungsgrad)

Übersicht 8.11-5: Nationale Indikatoren der physischen Struktur aus vorhandenen Datenquellen

Indikandum	Indikator
Gefährdung von Lebensraumtypen	Anteil gefährdeter Biototypen an allen in Deutschland vertretenen nichttechnischen Biototypen in %
Gefährdungsgrad von Wirbeltieren	Anteil gefährdeter wildlebender Wirbeltierarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Wirbeltierarten in %
Gefährdungsgrad von Säugetieren	Anteil gefährdeter wildlebender Säugetierarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Säugetierarten in %
Gefährdungsgrad von Vögeln	Anteil gefährdeter Vogelarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Vogelarten in %
Gefährdungsgrad von Reptilien	Anteil gefährdeter Reptilienarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Reptilienarten in %
Gefährdungsgrad von Amphibien	Anteil gefährdeter Amphibienarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der in Deutschland vorkommenden Amphibienarten in %
Gefährdungsgrad von Fischen und Rundmäulern	Anteil gefährdeter Fische und Rundmäulerarten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Pflanzenarten	Anteil gefährdeter wildlebender Arten Farn- und Blütenpflanzen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Moosen	Anteil gefährdeter Arten von Moosen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Flechten	Anteil gefährdeter Arten von Flechten (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Algen	Anteil gefährdeter Arten von Algen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %
Gefährdungsgrad von Pilzen	Anteil gefährdeter Arten an Pilzen (Rote Liste Arten) an der Gesamtzahl der entsprechenden in Deutschland vorkommenden Arten in %

9 Stoffe: Auswertung von Daten der Umweltbeobachtung

Im Unterschied zu den Indikatoren, die sich mit der Erfassung ökologischer Funktionen sowie der biologischen Ausstattung und physischen Struktur von Biotoptypen beschäftigen, ist die praktische Umsetzung der stofflichen Indikatoren sehr stark abhängig von **Sekundärdaten**. Darauf wurde bereits in Abschnitt 4.4 hingewiesen. Die am Beginn des Forschungsprojektes avisierte Machbarkeitsanalyse sollte sich primär mit der Datengewinnung bzw. -verfügbarkeit, ihrer periodischen Erhebbarkeit sowie der Relation zwischen Indikatoren und räumlichen Bezugseinheiten (damals wurde mehr an abgrenzbare Naturräume oder "Ecodistricts"²³² gedacht) befassen. Ziel ist die Erstellung eines ersten, bundesweit verwendbaren Indikatorensets.

Die hierfür erforderlichen Untersuchungen zur Machbarkeit wurden durchgeführt, auch liegen Erfahrungen vor, die für eine sich anschließende Umsetzungsphase wertvolle Erkenntnisse brachten (vgl. Abschnitt 9.5 sowie Abschnitt 10). Allerdings gibt es auch Aspekte, die nicht abschließend klärbar waren, sondern bei der Auswertung von Sekundärdaten nur eine **vorläufige Einschätzung** erlauben: Die Gründe dafür hängen in erster Linie mit der Entscheidung zusammen, Biotoptypen als gemeinsames Zentrum aller drei Blickwinkel zu definieren. Die im Projekt vorgenommene, differenzierte Typengliederung entspricht zwangsläufig nicht dem Kontext der **vorhandenen Meß- und Beobachtungsprogramme**. Somit müßten, kurzgesagt, die existierenden, nutzbaren Sekundärdaten mit einer Biotoptypenzuordnung versehen werden. Dies ist aber weniger eine forschungsmäßig lösbare Frage, als eine ganz praktisch-administrative: Die Zuordnung muß zum Teil von Mitarbeitern der Beobachtungsprogramme durchgeführt werden, will man Aussagen der stofflichen Indikatoren über Biotoptypen erhalten. Anschließend muß geklärt werden, ob die vorhandenen und auch nutzbaren Datenbestände im statistischen Sinne ausreichend repräsentativ sind, damit die Indikatoren auf bundesweiter, nationaler Ebene zuverlässige Bestandsaufnahmen ermöglichen. Diese Frage ist wiederum nicht generell und theoretisch beantwortbar, sondern hängt von der realen Datenlage im gesamten Bundesgebiet und den jeweiligen Streuungsmaßen der indikatorrelevanten Meß- oder Beobachtungsdaten ab: Mithin wären im Idealfall umfangreiche - möglichst alle Bundesprogramme und Ländermeßnetze einschließende - Dokumentationen und sekundärstatistische Auswertungen über das Indikatorenset für Stoffe und alle relevanten Ökosystemtypen hinweg erforderlich. Da zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts nicht alle Datenlieferungen in der erforderlichen Quantität und Qualität für den empirischen Test erfolgt sind, läßt sich nur eine Einschätzung (vgl. Abschnitt 9.4.4) vornehmen, die im Verlauf zukünftiger Arbeiten noch spezifiziert werden kann. Der skizzierte Sachverhalt wird im folgenden Abschnitt zu den Rahmenbedingungen der Datengewinnung ausführlicher behandelt. An dieser Stelle soll vorrangig auf Implikationen des Projektverlaufs für die Machbarkeitsanalyse hingewiesen werden.

Der erste Teil der Machbarkeitsstudie wird in Abschnitt 9.2 dargestellt. Er umfaßt die Auswertung **bundesweiter**, bereits bestehender Umweltbeobachtungsprogramme und Meßnetze. Der zweite Teil beinhaltet die Auswertung von Fragebögen zu wichtigen Indikatoren und Datengrundlagen in **fünf Bundesländern**, einschließlich Inhalten und Organisation der Umfrage (Abschnitt 9.3). Daran schließt sich unter 9.4 eine **empirische Testphase** an, in der beispiel-

²³² Der Begriff stammt aus niederländischen Konzepten der räumlichen Ökosystemklassifikation. Ein „Ecodistrict“ umfaßt dabei Gebiete in der Größenordnung von 625 bis 10.000 ha. In die verschiedenen Ausprägungen von Ökodistrikten gehen bestimmte Merkmale ein: „Spatial units that are homogeneous to slowly changing geological, geomorphological, groundwater and surface water characteristics. These largely correspond with soil groups as determined by parent material.“ KLDN (1994b, S. 98). Ökodistrikte bilden inzwischen die hauptsächlichen räumlichen Bezugseinheiten der offiziellen Umweltberichterstattung sowie der niederländischen Umweltpolitik und Umweltplanung.

hafte Auswertungen anhand der Indikatoren zu Boden und Grundwasser vorgenommen werden. Basis dafür ist eine Auswertung vorhandener Daten für die Bundesländer Thüringen, Brandenburg und Berlin. Zuerst sollen jedoch wesentliche, aus dem Forschungsverlauf herrührende Rahmenbedingungen einer Datengewinnung von Indikatoren für Stoffe beschrieben werden.

9.1 Rahmenbedingungen der Gewinnung von Sekundärdaten

Gemeinsamer **Bezugsrahmen** für die drei Blickwinkel des Indikatorensystems (Stoffe, physische Struktur und Funktionalität) sind Biotoptypen in Standorttypen. Eine Ausnahme bilden die stofflichen Indikatoren zum Grundwasser und zum Bereich Atmosphäre. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf alle Indikatoren mit dem gemeinsamen Bezugsrahmen Biotop-
typen in Standorttypen.

Für die Datengewinnung ergibt sich damit für jeden dieser Indikatoren zunächst eine **Matrix**, deren Zeilen durch die Standorttypen, deren Spalten durch die Biotoptypen definiert sind. Die Spalten für die Biotoptypen können darüber hinaus zu Aggregaten gruppiert werden (beispielsweise nach Hauptökosystemtypen gemäß Übersicht 9.1-1; ausführlicher dazu Abschnitt 5.1.2). Für diese Matrix wurde im Projekt die Bezeichnung "Zielmatrix" eingeführt:

Übersicht 9.1-1: Zielmatrix

INDIKATOR														
1. Ökosystembezug	Watten- meer	Gewässer			Agrarökosystemtypen			Waldöko- systemtypen		sonstige naturnahe Ökosystemtypen				
2. Biotoptypen	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	
I. Standorttypen der Flußtäler und Niederungen														
II. Standorttypen des Flachlands														
III. Standorttypen der Mittelgebirge														
IV. Standorttypen der Schichtstufenlandschaft														
V. Standorttypen des Alpenvorlandes und der Alpen														
lfd. Nr.	Biotyp						lfd. Nr.	Biotyp						
01	Wattflächen und Außensände						07	Salzgrünländer und Hochgebirgsrasen						
02	Bäche und Flüsse						08	Zwergstrauchheiden						
03	Seen, Teiche, Tümpel						09	Moore und Sümpfe						
04	Ackerflächen						10	Riede und Röhrichte						
05	Weinbauflächen						11	Laubwälder und -forste						
06	Binnen-Grünlandbiotope ²³³						12	Nadelwälder und -forste						
							13	Sonstige Biotoptypen						

Die so entstehenden Matrixfelder "Biotyp in Standorttyp" müssen je Indikator mit Daten aus der Umweltbeobachtung gefüllt werden. Für das Indikatorensystem insgesamt ergibt sich

²³³ Der Biotyp wird nach BACK/ROHNER/SEIDLING/WILLECKE (1996) weiter untergliedert in: Grünlandbiotope trockener Standorte, Grünlandbiotope feuchter Standorte, Grünlandbiotope feuchter bis nasser Standorte, Salzrasen des Binnenlandes.

so ein "Zielkubus". Die theoretisch mögliche Anzahl der durch Daten aus der Umweltbeobachtung zu füllenden Felder dieses Kubus (Anzahl der Biotoptypen x Anzahl der Standorttypen x Anzahl der Indikatoren) wird praktisch kleiner sein, da

- nicht alle Biotoptypen in allen Standorttypen vorkommen
- nicht alle Indikatoren für alle Biotoptypen gelten (vgl. Übersicht 9.1-2).

Für die Datengewinnung sind nun folgende Fragen zu beantworten:

1. Wie hoch muß die Belegungsdichte je **Feld** sein, um zu statistisch akzeptablen Aussagen über Typen zu gelangen?
2. Welche notwendige Belegungsdichte ergibt sich damit für jeden **Indikator**, d.h. wie hoch muß die Anzahl räumlich verteilter Daten aus der Umweltbeobachtung je Indikator sein?
3. Welche prinzipiellen **Möglichkeiten** gibt es, Einträge für die Zielmatrix zu gewinnen, um diese Belegungsdichte bei eingeschränkten Datenressourcen der Umweltbeobachtung zu erreichen?

Zu 1) Ein einziges Maß für die erforderliche Belegungsdichte kann allgemein nicht festgelegt werden; im Hinblick auf statistisch akzeptable Aussagen einer angestrebten Genauigkeit gibt es kein generelles, für **alle Felder** der Zielmatrix gültiges Maß. Vielmehr hängt die erforderliche Belegungsdichte auch von der Streuung der jeweils betrachteten Merkmale in einem Feld der Zielmatrix ab. Als erster grober Anhaltspunkt bietet es sich vorläufig an, analog zum Vorgehen in der Ökologischen Flächenstichprobe, von einer Belegungsdichte von 30 Werten je Feld bei der derzeitigen Struktur der Zielmatrix auszugehen. Auf dieser Grundlage wären auch Mittelwert- und Perzentilberechnungen durchführbar. Weitere Anhaltspunkte ergeben sich aus der Testphase des Indikatorenprojektes (vgl. Abschnitt 9.4).

Zu 2) Die erforderliche Belegungsdichte in der Zielmatrix je Indikator ergibt sich als Produkt aus den **Faktoren**

- statistisch notwendige Anzahl von Werten je Matrixfeld für die Zielmatrix "Biotoptypen in Standorttypen" je Indikator (Faktor 1),
- Anzahl der Biotoptypen, für die der Indikator sinnvoll ist (Faktor 2),
- Anzahl der Standorttypen, in der der Biotyp vorkommt (Faktor 3).

Die anzustrebende Belegungsdichte wurde bereits oben unter Punkt 1 thematisiert. In Tabelle 9.1-2 auf den folgenden Seiten wird eine **Verknüpfung** zwischen Indikatoren und den 13 bisher festgelegten Biotoptypen vorgenommen, um Hinweise für den zweiten der genannten Faktoren zu erhalten. Dort, wo eine Biotypzuordnung sinnvoll erscheint, sind die betreffenden Matrixfelder mit einem "X" gekennzeichnet. Erscheint eine Biotypzuordnung - nach dem derzeitigen Kenntnisstand - als nicht gesichert, so erfährt das betreffende Matrixfeld eine Kennzeichnung durch ein "(X)". Für den dritten Faktor liegt derzeit noch keine Zuordnung vor.

Daraus ergibt sich allerdings die Konsequenz, daß im Prinzip erst nach Vorliegen **aller Daten** aus Meß- und Beobachtungsprogrammen des Bundes sowie der Länder und einer statistischen Analyse dieser Daten die Machbarkeit eines Indikators - unter diesem

Aspekt - endgültig beurteilt werden kann. Die empirische Testphase kann nur einen Ausschnitt aus dem gesamten Datenspektrum geben und anhand der Datenbestände zum Akzeptorbereich Boden zumindest einen ersten Eindruck der Belegungsichte für einige stoffliche Indikatoren geben. Im Zuge weiterer Arbeiten muß auch geklärt werden, in welcher Differenzierung die Zielmatrix (bislang 13 Biotoptypen und 28 Standorttypen) beibehalten werden kann, was die Indikatoren für Stoffe angeht. Lassen sich, vereinfacht formuliert, die vorliegenden Datenbestände aus Bund und Ländern nicht eindeutig den Matrixfeldern zuordnen oder reichen sie quantitativ nicht aus, ist zumindest kurzfristig auf der Basis vorhandener Daten eine Selektion von Biotoptypen oder eine Zusammenfassung von Standorttypen denkbar.²³⁴

Erläuterung zum verwendeten Biotoptypenschlüssel in Übersicht 9.1-2:

Bd. Nr.	Biotoptyp ²³⁵
N	Biotoptypzuordnung nicht erforderlich
1.	Wattflächen und Außensände
2. / 3.	Bäche und Flüsse / Seen, Teiche, Tümpel
4. / 5. / 6.	Ackerflächen / Weinbauflächen / Binnen-Grünlandbiotope ²³⁶
7. / 8.	Laubwälder und -forste / Nadelwälder und -forste
9. / 10. / 11. / 12.	Salzgrünländer und Hochgebirgsgrasen / Zwergtrauschheiden / Moore und Sümpfe / Riede und Röhrichte
13.	Sonstige Biotoptypen

²³⁴ So würde man sich vorläufig auf einzelne, „darstellbare“ Biotoptypen eines Hauptökosystemtyps konzentrieren. Denkbar ist eine Zusammenfassung der bislang 28 Standorttypen zu fünf Landschaftstypen.

²³⁵ Auswahl von Biotoptypen der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) aus BACK/ROHNER/SEIDLING/ WILLECKE (1996); S. 80 ff.; siehe Abbildung 5.2.1-2.

²³⁶ Der Biotoptyp wird nach BACK/ROHNER/SEIDLING/WILLECKE (1996) weiter untergliedert in: Grünlandbiotope trockener Standorte / Grünlandbiotope feuchter Standorte / Grünlandbiotope feuchter bis nasser Standorte / Salzrasen des Binnenlandes.

INDIKATOR	Akzeptier	Ökosystem	Biologypenzuordnung*														
			N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Gewässergüte (LAWA Index)	Vegetation/ Tierwelt	Gewässer			X	X											
Globale Durchschnittstemperatur (°C)	Atmosphäre	-	X														
Globaler Gehalt an stratosphärischem Ozon (Dobson Units (DU))	Atmosphäre	-	X														
HCB-Gehalte (µg/kg Trockensubstanz) für HCB (Hexachlorbenzol)	Boden	Agrarökosystem/ Waldökosystem/ streuende naturnahe Ökosystemtypen			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
HCB-Gehalte (µg/l) für HCB (Hexachlorbenzol)	Vegetation/ Tierwelt	Gewässer			X												
HCH-Gehalte (µg/kg Trockensubstanz) für HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Boden	Agrarökosystem/ Waldökosystem/ streuende naturnahe Ökosystemtypen			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(P)
Küschlamin-Ausbringung (nur für Ackerflächen) (lighte landwirtschaftlicher Nutzfläche) für Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Hg sowie PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe)	Boden	Agrarökosystemtypen						X									
N-Konzentration im Sickerwasser landwirtschaftlicher Flächen (potentiell) (mg/l) für NO ₃ (Nitrat)	Grundwasser	-	X														
N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldböden (potentiell) (mg/l) für NO ₃ (Nitrat)	Grundwasser	-	X														
Nährstoffanträge durch Zufüsse: Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor (l) für Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphor, Orthophosphat	Flora, Fauna, Sedimente	Waldwasser						X									
Nitrat-Gehalte (mg/l) für NO ₃	Grundwasser	-	X														
Öfreste aus Schiffen (geschätzte Menge in t/a) für Ozon-Level (µg/m ³ bzw ppb ⁷) für O ₃ , NO _x , VOC	Flora, Fauna, Sedimente	Waldwasser						X									
PAK-Gehalte (µg/l) für Fluoranthren, Benzo-(b)-Fluoranthren, Benzo-(k)-Fluoranthren, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren	Vegetation	Agrarökosystem/ Waldökosystem/ streuende naturnahe Ökosystemtypen						X	X	X	X	X	X	X	X	X	(P)
PAK-Gehalte (mg/kg Trockensubstanz) für B[a]P (Benzo-(a)-Pyren)	Grundwasser	-	X														
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwässern (mg/kg Trockensubstanz)	Boden	Agrarökosystem/ Waldökosystem/ streuende naturnahe Ökosystemtypen						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PCB-Gehalte (µg/kg Trockensubstanz)	Boden	Waldökosystemtypen								X	X	X	X	X	X	X	X
PCB-Gehalte (µg/l) für PCB (polychlorierte Biphenyle)	Boden	Agrarökosystem/ Waldökosystem/ streuende naturnahe Ökosystemtypen						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PSM-Gefährdung (µg/l) für Pflanzenschutzmittel	Grundwasser/ Vegetation/ Tierwelt	-	(P)						X	X							
pH-Werte (Skala reicht von 1-14)	Grundwasser	-	X														

PSM-Einsatz (light landwirtschaftlicher Nutzfläche) für Herbizide, Insektizide, Fungizide

INDIKATOR

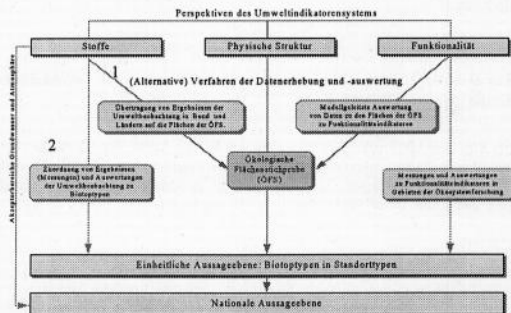
	Vegetation/ Boden	Agrostensteppen	Biotypenzuordnung															
			Ökosystem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
PSM-Gehalte ($\mu\text{g/l}$) für (u.a.) Atrazin, Simazin, Desethylazin	Grundwasser	-	X															
Radiative forcing (Strahlungsantrieb) (W/m^2)	Atmosphäre	-	X															
Schadstoffgehalte in Organismen	Tierwelt	Gewässer		X														
Schadstoffgehalte in Organismen	Fleis, Fauna, Sedimente	Waldmeer	X															
Schadstoffgehalte in Organismen	terrestrische Fauna	-	X															
Schwarze Flecken an Sedimentoberflächen (Ausscheidung in %)	Fleis, Fauna, Sedimente	Waldmeer	X															
Schweißgehalt in Blüten und Nadeln (mg/kg Trockensubstanz)	Vegetation	Waldsteppen			X													
Schwermetalleinträge über die Atmosphäre (t) für Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn	Fleis, Fauna, Sedimente	Waldmeer	X															
Schwermetalleinträge über Zufflässe (t) für Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn und Chloroethylen	Fleis, Fauna, Sedimente	Waldmeer	X															
Schwermetalleinträge im Boden (mg/kg Trockensubstanz) für Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mg)	Boden	Agrostensteppen/ Waldsteppen/ sonstige natürliche Ökosystemtypen		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(M)
Schwermetalleinträge im Grundwasser ($\mu\text{g/l}$) für Cd, Pb, Zn	Grundwasser	-	X															
Schwermetalleinträge in Moosen ($\mu\text{g/g}$) Trockensubstanz) für As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Tl, V, Zn	Vegetation	Agrostensteppen/ Waldsteppen/ sonstige natürliche Ökosystemtypen		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(M)
Schwermetalleinträge in Sedimenten (mg/kg Trockensubstanz) für Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Sedimente	Gewässer		X	X													
Sedimentqualität von Fließgewässern (%-Anteil von Gehäusungsgruppen) für Schwermetalle, organische Schadstoffe	Sedimente	Gewässer		X	X													
Stoffgehalte der "standardisierten Graskultur" (mg/kg Trockensubstanz) für Cd, F, Pb, S, Zn	Vegetation	Gewässer			X	X												
Stoffgehalte in der Baumschicht (mg/kg Trockensubstanz) für Pb, Cd, Zn	Vegetation	Waldsteppen		X	X													
Substanzengruppe organische Schadstoffe (PHG Index)	Vegetation/ Tierwelt	Gewässer		X	X													
Substanzengruppe Schwermetalle (PHG Index) für Cd, Cu, Hg, Ni, Pb	Vegetation/ Tierwelt	Gewässer		X	X													
Treibhausrelevante Gase ($\text{in } \mu\text{g/m}^3$) für CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, FCKW-11, FCKW-12	Atmosphäre	-	X															
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (nominale Klassifizierung) für NO _x , SO ₂ , NH ₃ (Ammoniak), Al, Cl	Tierwelt	Gewässer																
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen, Keyhole) für NO _x , NH ₃ -N, SO ₂	Boden	Waldsteppen/ sonstige natürliche Ökosystemtypen		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(M)
Waldzustand (Anteil der Zustandsklassen (in %)) für SO ₂ , NO _x , NH ₃ , O ₃ , (A)	Vegetation	Waldsteppen																

Zu 3) Hinsichtlich der Möglichkeiten, eine ausreichende Belegungsdichte bei eingeschränkten Datenressourcen zu erhalten, muß zunächst auf die **Unterschiede** in der Datengewinnung bei den beiden Indikatorengruppen "physische Struktur" und "Stoffe" eingegangen werden (Funktionalität ist noch nicht Gegenstand der Betrachtung). Für die Indikatoren der erstgenannten Gruppe wird eine Zufallsstichprobe gezogen und die erforderlichen Daten werden dort eigens erhoben (Vgl. Abschnitt 8). Aussageebene sind jedoch nicht die konkreten Flächen, sondern die "Biotoptypen in Standorttypen". Hier existiert also (oder wird etabliert) ein statistisch gesichertes Verfahren, das Aussagen über die Grundgesamtheit "Biotoptyp in Standorttyp" ermöglicht. Anders bei den Indikatoren der zweiten Gruppe. Hier können aus praktischen Gründen keine zusätzlichen Erhebungen stoffbezogener Indikatoren in den Stichprobenflächen erfolgen, sondern es muß auf die tatsächlich vorhandenen Daten aus den unterschiedlichsten Meß- und Beobachtungsprogrammen zurückgegriffen werden.

Es bieten sich nun zwei Überlegungen an:

1. Auch für die stoffbezogenen Indikatoren wird trotzdem an den zufällig gewählten Stichprobeneinheiten der **Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS)** festgehalten. Hierfür müssen die tatsächlich vorhandenen Daten der Umweltbeobachtung auf die konkreten Stichprobenflächen bezogen werden, illustriert anhand der Ziffer 1 in der Grafik. Dieser Schritt kann dann erfolgen, wenn fachlich anerkannte Verfahren der räumlichen Interpolation vom Punkt auf die Fläche (beispielsweise Rasterrechtecke) vorliegen. Auf diese Weise würden sich die Chancen erhöhen, die erforderliche Belegungsdichte zu erreichen.
2. Für die Indikatoren für Stoffe kann auf eine Orientierung an den Stichprobeneinheiten der ÖFS verzichtet werden, wenn es gelingt, jedem **Beobachtungsdatum** einen **Biotoptyp** zuzuordnen und die geforderte Belegungsdichte erreicht wird, illustriert durch die Ziffer 2 in der Grafik, denn Aussageebenen sind nicht konkrete Flächen, sondern Typen.

Abbildung 9.1 -1: Verfahren der Datenerhebung sowie Auswertung von Ergebnissen der Umweltbeobachtung



Folgt man der **ersten Überlegung**, so ist folgendes zu bedenken:

- Für stoffbezogene Daten aus **modellgeleiteten** Verfahren, die flächendeckend vorliegen, ist eine Zuordnung relativ problemlos möglich. Ihre Aussagefähigkeit hängt letztlich davon ab, wieweit die Datengrundlagen der Modelle hinsichtlich der Maßstäblichkeit von der Größe der Stichprobenflächen abweichen.
- Für stoffbezogene Daten in **kontinuierlich** ineinander übergehenden Kompartimenten, wie Luft und Wasser, ist eine räumliche Interpolation eher möglich, als für Daten in diskreten Kompartimenten wie Boden, Flora, Fauna.
- Das Verfahren der räumlichen Interpolation mittels **geostatistischer** Methoden setzt - von Fall zu Fall unterschiedlich - ein Mindestmaß an räumlicher Dichte der zu interpolierenden Daten voraus.²³⁷

Folgt man der **zweiten Überlegung**, so ist vorauszusetzen, daß eine Zuordnung zu Biotoptypen nach dem durch das Indikatorenprojekt vorgegebenen **Typschlüssel** auch tatsächlich möglich ist. Diese Zuordnung kann - wenn sie nicht bereits vorgenommen wurde - letztlich nur durch Personen erfolgen, die die Meß- und Beobachtungsnetze genau kennen.

Für die Machbarkeitsstudien des Projektes wurde beschlossen, bei den Untersuchungen zu Programmen auf bundesweiter Ebene (Machbarkeitsstudie I) und der exemplarischen Fragebogenerhebungen zu Meß- und Beobachtungsprogrammen in fünf Bundesländern (Machbarkeitsstudie II) die Möglichkeiten der Biotoptypzuordnung zu erkunden (siehe Abschnitt 9.3.3).

Die **Zuordnung** von Meß- und Beobachtungspunkten zu Standorttypen ist dagegen relativ unproblematisch, da die **Standorttypenkartierung** vom Statistischen Bundesamt flächendeckend vorgenommen wurde und in einem Geographischen Informationssystem (GIS) verfügbar ist. Liegen die Koordinaten der Meß- und Beobachtungspunkte im GIS vor, so läßt sich eine Zuordnung der Meßpunkte zu den Standorttypenflächen rechnerisch herstellen.

9.2 Zur Datenlage: Beobachtungsprogramme auf Bundes- und Bund/Länder-Ebene (Machbarkeitsstudie I)

Die **erste Stufe** der Machbarkeitsstudie bezieht sich auf den Aspekt der Nutzbarkeit bestehender Umweltbeobachtungsprogramme auf Bundes- und Bund/Länder-Ebene. Dies schließt Fragen nach der Kompatibilität von Daten und nach der (ausreichenden) Erhebungsdichte bzw. "Belegungsdichte" der Daten für Akzeptoren in Ökosystemen mit ein.

²³⁷ SCHRÖDER/VETTER/FRÄNZLE (1994). Die Möglichkeit der Interpolation punktförmig vorliegender Meßdaten auf die Fläche kann im Einzelfall nur von Experten beurteilt werden, die mit den spezifischen Bedingungen der Meßverfahren und geostatistischen Methoden vertraut sind. Wie sich später bei der Fragebogenerhebung in fünf Bundesländern gezeigt hat, werden faktisch nur in wenigen Fällen räumliche Interpolationen dieser Art durchgeführt.

Zentraler **Ausgangspunkt** ist die Gegenüberstellung von relevanten Meß- bzw. Beobachtungsprogrammen und dem Set vorgeschlagener Indikatoren. Nutzbar sind grundsätzlich

1. Beobachtungsprogramme in der Zuständigkeit des Bundes
2. Beobachtungsprogramme auf Bund-Länder-Ebene (einschließlich der zwischen Bund und Ländern eingerichteten Arbeitskreise)
3. Bundesweit abgestimmte Beobachtungsprogramme der Bundesländer (einschließlich der zwischen den Ländern eingerichteten Arbeitskreise)²³⁸
4. Beobachtungsprogramme der einzelnen Bundesländer
5. Datenbestände in Behörden und Institutionen.

Die vorliegenden **Indikatoren** wurden zuerst mit den **bundesweiten Beobachtungsprogrammen** abgeglichen, die bereits existieren oder sich im Planungsstadium befinden und somit für die zukünftige Umsetzung des Indikatorensystems beachtenswert sind.²³⁹ Zu den bundesweiten Beobachtungsprogrammen zählen im folgenden die oben unter 1. bis 3. genannten Programmarten. (Auf Beobachtungsprogramme einzelner Bundesländer wird anschließend unter Abschnitt 9.3 eingegangen.)

In Anlage 2 wird eine synoptische **Übersicht** über bundesweite Umweltbeobachtungsprogramme vorgenommen, die für das Indikatorenprojekt nutzbar sein könnten. Es werden Beobachtungsprogramme des Bundes - auch solche auf der Grundlage internationaler Vereinbarungen - und Beobachtungsprogramme auf Bund-Länder-Ebene berücksichtigt, soweit alle Bundesländer sich beteiligen; ferner bundesweit abgestimmte Programme der Länder. Unter einem Beobachtungsprogramm wird ein bereits eingerichtetes bzw. geplantes, langfristig ausgerichtetes und einheitliches Programm (einheitlich hinsichtlich der Methodik) verstanden. Eine Spezifikation dieser Kriterien existiert allerdings derzeit nicht. Im Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen von 1990²⁴⁰ und in verschiedenen internen Dokumenten des Umweltbundesamtes finden sich Kurzbeschreibungen einzelner Programme, auf die - unter anderem - hier zurückgegriffen wird.

Erläuterungen zur Anlage 2 der bundesweiten Beobachtungsprogramme:

- In der ersten Spalte der tabellarischen Übersicht steht der **Name** des Programms. Die Namensbezeichnungen variieren zum Teil in den zugrundeliegenden Dokumenten. Soweit dort genannt, wird derjenige Name gewählt, der im Jahresbericht des Umweltbundesamtes dokumentiert ist.
- In der zweiten Spalte werden Angaben zu **rechtlichen Grundlagen** des Programms gemacht. Der Begriff "rechtliche Grundlagen" wird hier sehr weit gefaßt und kann gesetzliche oder untergesetzliche Regelungen, Bund-Länder-Abkommen oder auch internationale Vereinbarungen beinhalten. In jedem Fall lassen sich aus diesen Angaben Hinweise auf die Dauerhaftigkeit oder Verbindlichkeit der Programme ableiten.

²³⁸ Vor allem: AK Bioindikation/Wirkungsermittlung, Länderarbeitsgemeinschaft Boden, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

²³⁹ Negativ - im Sinne eines stark erhöhten zeitlichen Aufwandes im Projekt - machte sich die Tatsache bemerkbar, daß bislang keine zusammenfassende Übersicht zu Beobachtungsprogrammen auf Bundesebene existiert. Auch das Umweltbundesamt verfügte nicht über eine solche Zusammenstellung (was eigentlich erwartet worden ist). Dasselbe gilt für Bund-Länder-Programme zur Umweltbeobachtung.

²⁴⁰ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1990).

- In der dritten Spalte wird die **Institution** genannt, die als Ansprechpartner gilt.
- In der vierten Spalte "Typ des Programms" wird eine Fallunterscheidung nach **vier Typen** getroffen:
 - a) "**Meß- und Beobachtungsnetze**" sind dauerhafte Einrichtungen, die selbst Primärdaten durch Messungen und/oder Beprobungen erheben. Diesen Netzen liegt ein definiertes Beobachtungskonzept zugrunde, das in der Regel auch Qualitätssicherungsmaßnahmen beinhaltet. Klassisches Beispiel hierfür ist das Luftmeßnetz des Umweltbundesamtes.
 - b) Im Rahmen von "**einmaligen Erhebungen**" wurden Umweltdaten bisher nur einmal erhoben. Ihnen liegt gleichfalls ein definiertes Beobachtungskonzept zugrunde. Beispiel für ein solches Programm auf Bundesebene ist die "Bundesweite Bodenzustandserhebung im Walde".
 - c) Programme der "**sekundärstatistischen Auswertung**" sind Programme, die selbst keine Primärdaten erheben, aber anderweitig vorhandene Primärdaten nach einem definierten Konzept statistisch auswerten. Beispiel hierfür ist die "Ermittlung von Hintergrundgehalten zur Belastung des Bodens".
 - d) Programme, die gleichfalls heterogene Primärdaten (und auch Sekundärdaten) zugrundelegen, aber über eine statistische Auswertung hinausgehen, werden als "**modellgeleitete Verfahren**" bezeichnet. Klassisches Beispiel hierfür ist die Ermittlung von "Critical Loads der Böden in Europa".

Die Vergleichbarkeit (Kompatibilität) der einzelnen Erhebungsergebnisse innerhalb von "Meß- und Beobachtungsnetzen" kann als gesichert gelten. Die **Kompatibilität** der zugrundegelegten Daten bei „sekundärstatistischen Auswertungen“ und „modellgeleiteten Verfahren“ ist nicht unbedingt gesichert. Bei sekundärstatistischen Auswertungen - wie der Hintergrundwertermittlung von Schadstoffen im Boden - liegt oftmals keine ausreichende Dokumentation zur Beprobung oder Analyse vor, da die zugrundegelegten Messungen äußerst heterogenen Quellen entstammen bzw. aus unterschiedlichen Gründen durch unterschiedliche Institutionen veranlaßt wurden. Um zu aggregierten Aussagen zu kommen, werden dann beispielsweise bei der Hintergrundwertermittlung die Daten verschiedenen Plausibilitätstests (z.B. Ausreißertests) unterzogen.

- Die beiden folgenden Spalten beinhalten Informationen über den **Beginn** eines dauerhaften Meß- und Beobachtungsprogramms oder wiederholter Auswertungen bzw. über das **Berichts**jahr einmaliger Erhebungen oder Auswertungen.
- In den folgenden drei Spalten werden **Angaben** über die Erhebungsdichte und die Aussagedichte sowie Informationen über Modelle, Auswertungskonzepte usw. dokumentiert.

Im Rahmen des Arbeitsschwerpunktes "Ökologische Umweltbeobachtung" führt das Umweltbundesamt ein F+E-Vorhaben²⁴¹ durch, das in einem ersten Arbeitsschritt eine (EDV-gestützte) **Dokumentation** aller sektoralen und sektorübergreifenden Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes und der Länder zum Ziel hat. Die Ergebnisse für bundesweite Pro-

²⁴¹ UMWELTBUNDESAMT (1996f).

gramme - eine Dokumentation von Programmen der Bundesländer im Rahmen dieses Vorhabens wird Mitte 1997 beginnen - sind in Anlage 2 "Beobachtungsprogramme in der Zuständigkeit des Bundes" eingeflossen. Eine vollständige Dokumentation, vor allem im Hinblick auf die bei stofflichen Parametern notwendigen Angaben zur Kompatibilität bei der Messung, Probenahme und Analytik, kann jedoch im vorliegenden Projekt nicht mehr erreicht werden. Es wurde versucht, auf der Grundlage vorliegender Dokumente eine erste Einschätzung über die Nutzbarkeit dieser Programme für das Indikatorensystem zu erhalten. Bei den Recherchen hat sich herausgestellt, daß in den Unterlagen nicht alle notwendigen Angaben enthalten sind. Hier ist der Mangel einer aktuellen und einheitlichen Dokumentation von Umweltbeobachtungsprogrammen auf Bundesebene besonders deutlich geworden. Für die **Weiterentwicklung** des Umweltindikatorensystems sollten Zwischenergebnisse der Aktivitäten des Umweltbundesamtes zur "Ökologischen Umweltbeobachtung" unbedingt Berücksichtigung finden. Erwartbar ist, daß hier Schlußfolgerungen zur tatsächlichen Kompatibilität der Beobachtung stofflicher Parameter aus naturwissenschaftlicher Sicht gezogen werden.

Von großem Interesse für das Umweltindikatorenprojekt sind ferner die Bestrebungen einer **Integration** (thematisch, räumlich, zeitlich) der zumeist sektoralen Beobachtungsprogramme, die über den Arbeitsschwerpunkt "Ökologische Umweltbeobachtung" des Umweltbundesamtes erreicht werden soll. Mit ersten Ergebnissen kann realistischere aber erst in einigen Jahren gerechnet werden. Dabei kann vermutet werden, daß eine "Ökologische Umweltbeobachtung" auf Basis des UBA-Konzepts auf Bundesebene kein grundsätzlich neues, flächendeckendes Meß- und Beobachtungsnetz bedeuten wird, sondern die Etablierung eines Kernnetzes auf der Grundlage vorhandener, zentraler Netze durch "intelligente" Kombination bzw. Erweiterung der jeweils heute gemessenen und beprobten Parameter. In Abschnitt 11 des hier vorliegenden Berichts wird das Thema „Ökologische Umweltbeobachtung“ nochmals aufgegriffen.

Als **Kriterien** zur Einschätzung der **Machbarkeit** des Umweltindikatorensystems werden zunächst herangezogen:

- Nutzbarkeit bestehender Programme
- Ausreichende Datengrundlage/Beobachtungsdichte
- Biotoptypzuordnung

Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch kein Kriterium zur Einschätzung der Nutzbarkeit. Hinsichtlich der Verfügbarkeit von Daten aus Bundesprogrammen - als einem weiteren Kriterium - wird davon ausgegangen, daß diese prinzipiell gewährleistet ist.

9.2.1 Nutzbarkeit bestehender Programme

1) "Integrative Beobachtungsprogramme"

Stoffbezogene Daten werden zum Teil auch im Rahmen von **integrativen** Beobachtungsprogrammen erhoben, die primär strukturelle und funktionale Aspekte berücksichtigen.

Hierzu zählen - neben Erhebungen in den Hauptforschungsräumen der Ökosystemforschung - insbesondere:²⁴²

- die Untersuchungsgebiete der Waldschadensforschung
- die Umweltprobenbank
- die Flächen zu Boden-Dauerbeobachtung der Kerndatensatz für Biosphärenreservate
- das Konzept eines "ökologischen Biomonitoring" in den ausgewiesenen Naturwaldreservaten.

Von den genannten sind allerdings lediglich die beiden ersten Programme bereits im "Routinebetrieb", für die anderen Programme liegen bislang nur Konzeptionen vor. Die Nutzbarkeit der beiden "Routineprogramme" für stoffliche Indikatoren wird unter statistischen Gesichtspunkten jedoch eingeschränkt, da hier Daten nur für 9 bzw. 31 Gebiete vorliegen. Der Gebietsauswahl lagen andere als statistische Erwägungen zugrunde. Dies bedeutet, daß für folgende **Indikatoren** die beiden Programme nutzbar sind - eine Zuordnung von Meß- und Beprobungspunkten zu Biotoptypen durch die "Datenlieferanten" ist voraussichtlich möglich -, wenn sie durch Daten weiterer Programme auf Länderebene ergänzt werden können:

Vegetation/Waldökosysteme	Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln Stoffgehalte in der Baumschicht
Boden/Waldökosysteme	PAK-Gehalte PCB-Gehalte HCH-Gehalte HCB-Gehalte
Tierwelt/Waldökosysteme	Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern
Terrestrische Fauna	Parameter der Umweltprobenbank.

2) "Sektorale Beobachtungsprogramme"

Von den traditionellen, d.h. **sektoral orientierten Programmen**, sind das Luftmeßnetz des UBA und die Meßnetze zur Gewässergüte der Oberflächengewässer und des Grundwassers nutzbar. Dies gilt beinahe uneingeschränkt für Gewässer - mit Ausnahme von Seen -, da hier eine hohe Beobachtungsdichte vorzuliegen scheint. Eine Erhebung bei den Bundesländern kann daher - mit Ausnahme von Daten zu Seen - zunächst zurückgestellt werden, zumal mit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein Ansprechpartner an zentraler Stelle für weitergehende Fragen zur Verfügung steht. Im Gewässerbereich lassen sich für folgende **Indikatoren** Programme auf Bundesebene nutzbar machen:

Flora/Gewässer	HCB-Gehalte PSM-Gefährdung Substanzengruppe organische Schadstoffe (FhG Index)
----------------	--

²⁴² Es werden hier die in den Dokumenten üblichen Namen der Programme verwendet.

	Substanzengruppe Schwermetalle (FhG Index)
	Gewässergütekriterien der LAWA
Tierwelt/Gewässer	Gehalt an Gesamt-Phosphor und Stickstoff in Flüssen und Seen
	HCB-Gehalte
	PSM-Gefährdung
	Substanzengruppe organische Schadstoffe (FhG Index)
	Substanzengruppe Schwermetalle (FhG Index)
	Gewässergütekriterien der LAWA
Sedimente/Gewässer	Schwermetallgehalte in Sedimenten
	Gehalte an organisch persistenten Stoffen
Grundwasser	Nitrat-Gehalte *
	Schwermetall-Gehalte im Grundwasser *
	PSM-Gehalte *
	PAK-Gehalte *
	PCB-Gehalte *
	pH-Werte

Daten für die mit * gekennzeichneten Indikatoren sind vor allem für die neuen Bundesländer seitens der Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser (FKST) erhoben worden. Zukünftig ist auch das "Einheitliche Grundwasser-Beschaffenheits-Meßprogramm" zu berücksichtigen. Für die neuen Länder sind Daten von ca. 350 Meßstellen verfügbar; es ist geplant, dieses Programm auch auf die alten Länder zu übertragen.²⁴³

Daten aus dem UBA-Luftmeßnetz für die Indikatoren

Boden/Agrarökosysteme	Atmosphärische Deposition von Schwermetallen
Boden/Waldökosysteme	Schwermetall-Gehalte im Boden

müssen durch Daten aus Ländermeßnetzen ergänzt werden.

9.2.2 Beobachtungsdichte bei bundesweiten Meß- und Beobachtungsprogrammen

Unter dem Gesichtspunkt einer ausreichenden Beobachtungsdichte für Biotoypen in Standorttypen ist die Einschätzung vorliegender Beobachtungsprogramme unterschiedlich:

- Die höchste Anzahl von **Meßpunkten** für das Bundesgebiet weist die bundesweite „Bodenzustandserhebung im Walde“ mit ca. 1800 Rasterpunkten aus. Es folgt das Moosmonitoring-Programm mit ca. 650 Meßpunkten. Das "Einheitliche Grundwasserbeschaffenheits-Meßsystem" verzeichnet für die neuen Bundesländer 366 Meßstellen und könnte beim

²⁴³ Inzwischen hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erstmals einen bundesweiten Bericht zur Nitratbelastung des Grundwassers vorgelegt, siehe LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1995). 1997 wird ein weiterer Bericht zur Beeinträchtigung durch Pflanzenschutzmittel erarbeitet.

geplanten weiteren Ausbau für das gesamte Bundesgebiet die Zahl von 1.000 erreichen. Die anderen Beobachtungsprogramme liegen deutlich unter den genannten Werten.

- Für den Akzeptorbereich **Atmosphäre** können die bundesweiten Beobachtungsprogramme als ausreichend angesehen werden, zumal hier ökosystemtyp- bzw. biotoptypspezifische Aussagen nicht vorgesehen sind. (Mit Ausnahme vielleicht des Indikators "Bodennahe UV-B Strahlung", der im Falle einer Meßnetzausweitung zusätzliche Interpretationen unter Berücksichtigung des betreffenden Ökosystemzustandes ermöglichen könnte.)
- Die Belegungsdichte für den Akzeptorbereich **Gewässer** kann als ausreichend angesehen werden, zumal Daten weiterer Meßstellen aus länderübergreifenden Programmen (Meßstellen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA) ergänzend hinzugezogen werden können. Die Meßstellen Internationaler Schutzkommissionen für die Flußsysteme Rhein, Elbe, Mosel, Saar und Oder sind ebenfalls Meßstellen der LAWA und liegen in der HYDABA (Hydrologische Datenbank) vor. Die HYDABA ist eine externe Datenbank (geführt in der Bundesanstalt für Gewässerkunde - BfG) des Umweltbundesamtes. Die Daten aller anderen LAWA-Meßstellen weisen dort nach Auskunft der BfG Lücken auf. Die Verwaltung der Daten der Meßstellen der Donau liegt derzeit in der Verantwortung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Die geplante Gründung einer Internationalen Kommission zum Schutz der Donau (IKSD) wird die Daten der definierten Meßstellen in der HYDABA verfügbar machen.
- Der Akzeptorbereich **Wattflächen** bildet in der Einschätzung zur Nutzbarkeit insofern eine Ausnahme, als hier umfangreiche Monitoring-Aktivitäten der angrenzenden Länder sowie Forschungsaktivitäten, nicht zuletzt von Ökosystemzentren, in absehbarer Zeit eine ausreichende Datengrundlage bieten.²⁴⁴ Das Problem liegt hier vorläufig darin, daß weitere relevante Meßprogramme, wie das Bund-Länder-Meßprogramm Nord- und Ostsee, oder die Zustandsberichte der Oslo- und Paris-Kommissionen überwiegend Aussagen über die gesamte Nordsee erstellen, mithin ihre Daten nicht spezifisch auf den Biotoptyp Wattflächen beziehen.

Der erforderliche Umfang **ergänzender Länderdaten** hängt wesentlich davon ab, ob lediglich eine biotopspezifische Zuordnung oder weiterführend auch eine Zuordnung dieser Biotoptypen zu Standorttypen vorgenommen wird. Der Rücklauf und die Auswertung aller Fragebögen aus den beispielhaft befragten fünf Bundesländern (siehe hierzu Abschnitt 9.3.3: Ergebnisse der Machbarkeitsstudie II) ergab weitere Einschätzungen zur Realisierbarkeit von Umweltzustandsaussagen über Biotoptypen in Standorttypen.

9.2.3 Beobachtungsdichte bei bestehenden sekundärstatistischen Auswertungen

Anders verhält es sich bei bestehenden sekundärstatistischen Auswertungen, die bundeseinheitlich geregelt sind bzw. deren einheitliche Regelung geplant ist. Als solche Verfahren wurden in die Übersicht zu den Bundesprogrammen die "Ermittlung von Hintergrundgehalten im Boden" und die "Dioxindatenbank" aufgenommen. Beide Vorhaben sind bestrebt, aus unterschiedlichen Anlässen erhobene Daten zu stofflichen Gehalten im Boden bzw. zu Dioxin-Gehalten in unter-

²⁴⁴ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (1990a), TRILATERAL MONITORING EXPERT GROUP (1993).

schiedlichen Umweltkompartimenten bundeseinheitlich zu dokumentieren und regelmäßig nach einem einheitlichen Verfahren statistisch auszuwerten. Für das Vorhaben "Ermittlung von Hintergrundgehalten im Boden" sind statistische Verfahren von der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO) vorgeschlagen worden. Erste Auswertungen auf Landes- und Bundesebene liegen bereits vor. Die Anzahl der in eine erste Auswertung in Brandenburg eingehenden Meßpunkte beträgt ca. 26.000, eine bundesweite Auswertung für landwirtschaftlich genutzte Böden umfaßt ca. 40.000 Meßpunkte. Für die Dioxindatenbank sind bislang noch keine Auswertungsverfahren definiert. Unter dem Gesichtspunkt "ausreichende Beobachtungsdichte" wären die beiden genannten Vorhaben für das Umweltindikatorensystem zwar nutzbar, da hier jedoch nicht planbare Einzeluntersuchungen in hoher Zahl eingehen, ist ein kontinuierlicher und **zeitstabiler Dateninput** für ein statistisches Berichtssystem **nicht** durchgängig erwartbar.

Die Nutzbarkeit der **bundeseinheitlich errechneten Daten** zu "Critical Levels" (etwa bezüglich Ozon) und "Critical Loads" (u.a für Stickstoffeinträge) ist, obgleich flächendeckend vorhanden, vor dem Hintergrund des definierten Hauptziels "Biotoptypen in Standorttypen" des Indikatorenprojekts eingeschränkt, da die Aussagen sich auf ein Rastersystem beziehen. Andererseits beziehen sich die Aussagen bereits auf einen Ökosystemtyp (z.B. Critical Loads zur Versauerung bzw. Verteilung für Waldböden). Die Verschneidung der Aussagenkarte mit der Karte der Standorttypen könnte somit zu einer flächendeckenden Aussage über Critical Loads je hier relevantem Biotoptyp/Standorttyp führen; vorausgesetzt, der Biotoptyp des Critical Loads-Konzepts ist auf die Biotoptypgliederung des Indikatorenprojekts abbildbar. Die Verschneidung von Geodaten aus unterschiedlichen Quellen mittels eines Geoinformationssystems birgt natürlich immer die Gefahr von nicht einschätzbaren Ungenauigkeiten bei der Bilanzierung von Flächen. Eine andere Möglichkeit als die der flächendeckenden Verschneidung des Rasters Waldböden/Klasse Critical Load mit den Standorttypen wäre die Verschneidung des Rasters mit den Stichprobeneinheiten der ÖSF. Hinsichtlich der Ungenauigkeit in der Bilanzierung ergibt sich jedoch kein grundsätzlicher Vorteil gegenüber der flächendeckenden Verschneidung.

9.2.4 Problem der Zuordnung von Meß- und Beobachtungspunkten zu Biotoptypen

Problematisch ist für das Indikatorenprojekt - neben dem Erfordernis einer ausreichenden Dichte von Meßwerten - die **Zuordnung der Daten zu Biotoptypen**: Aus den vorliegenden Dokumenten geht hervor, daß eine solche Zuordnung nicht immer erkennbar ist. Nachfragen bei den Betreibern von **bundesweiten** Meß- und Beobachtungsprogrammen haben jedoch ergeben, daß bei den meisten Programmen die Meß- und Beprobungspunkte in topographischen Karten eingetragen sind, so daß durch Hinzuziehung ergänzender Informationen (v.a. Meßpläne, Biotopkartierungen) eine Zuordnung grundsätzlich möglich ist. Die Zuordnung muß indes- sen auch faktisch vorgenommen werden; dies bedeutet, daß Biotopkartierungen besorgt werden, die Zuordnungen entschieden und diese in Listen eingetragen werden müssen. Beim Moosmonitoring-Programm wurde eine Zuordnung bereits vorgenommen, allerdings auf einer höheren als der im Projekt vorgesehenen Aggregationsstufe (sechs Biotoptypen).

9.2.5 Räumliche Aggregation zu Indikator Kennwerten

Vorausgesetzt, daß nach Vorliegen aller Daten für einen Indikator eine statistische Analyse dieser Daten im Hinblick auf die erforderliche Belegungsdichte zu einem positiven Ergebnis kommt, der Indikator also empirisch ausreichend unterlegt ist, sind für diese Daten nunmehr **Kennwerte** auf aggregiertem Niveau für Biotoptypen in Standorttypen zu berechnen. Den Zusammenhang gibt vereinfacht Abbildung 9.2.5.-1 wieder. Da nicht die konkrete räumliche Situation (an der Meßstelle) das Aussageziel ist, sondern eine Typaussage, die sich auf mehrere, räumlich verteilte Ergebnisse (an den Meßstellen im Biotoptyp) bezieht, reicht es aus, diese Einzelergebnisse zu "mitteln" und eventuell durch weitere deskriptiv-statistische Kennwerte zu ergänzen.

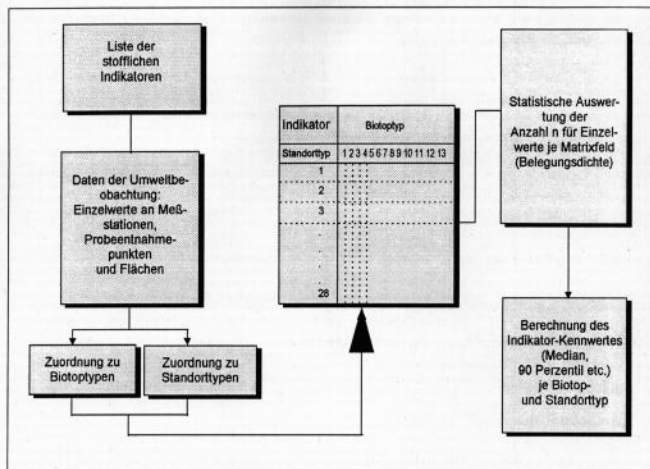
Es ist zunächst zu klären, welches die **Eingangsdaten** einer räumlichen Aggregation mittels statistischer Maßzahlen sind. Wird innerhalb einer Berichtsperiode an jeder Meß- bzw. Beprobungsstelle die Beeinträchtigung nur **einmal** beprobt bzw. gemessen, so bilden diese räumlich verteilten Einzeldaten - gegliedert nach Biotoptypen der Zielmatrix - die Grundlage für den Aggregationsschritt, zum Beispiel eine Mittelwertbildung.

Wird innerhalb einer Berichtsperiode **mehrmals** gemessen (z.B. tägliche oder monatliche Messungen), können sowohl sämtliche Ergebnisse aller räumlich verteilten Einzeldaten die Grundlage der Aggregation bilden, als auch die zunächst "ortsbezogenen" Kennwerte (z.B. Jahresmittelwerte an den Meß- und Beprobungspunkten). Der zeitliche Vergleich zweier Aggregate führt dann zu einer Aussage über "Zustandsänderungen im Jahresdurchschnitt". Aus zahlenlogischer Sicht sind beide Verfahren äquivalent. Aus pragmatischen Gründen der Datenverfügbarkeit wäre die Aggregation von bereits gemittelten Werten für die räumlich verteilten Punkte vorzuziehen.

Für die Aggregation von Einzeldaten kommen als deskriptive **statistische Kennwerte** Mittelwerte und Perzentile in Betracht. Da in der Natur nur selten eine Normalverteilung anzutreffen ist, wird in der Umweltberichterstattung statt des arithmetischen Mittels eher der Median (50-Perzentil) bevorzugt. Üblicherweise wird der Median um weitere Kennwerte wie Maximum- und Minimumwerte und Streuungsmaße ergänzt.

Hohe Perzentilwerte (90- oder 95-Perzentil) haben die Funktion, "Ausreißer" mit zudem sehr geringen Häufigkeiten wegzulassen, da diese Werte in der Regel nicht ausreichend interpretiert werden können. Oft verbergen sich seltene und zufällige Ereignisse oder auch Meßfehler dahinter, die nicht charakteristisch sind für den gesamten zu betrachtenden Umweltzustand. Treten bei Zeitreihen jedoch häufig höchste Werte auf, so kann dies ein Hinweis auf reale, wiederkehrende Höchstbelastungen sein.

Abbildung 9.2.5-1: Räumliche Aggregation von Daten zu Indikatorenkennwerten



Auf rein deskriptiver Ebene ist für das Indikatorensystem zu empfehlen, mehrere statistische Kennwerte - zum Beispiel arithmetisches Mittel, Median, 90-Perzentil, Minimum- und Maximum-Werte - zu berechnen. In der **stoffbezogenen Umweltbeobachtung** hat sich als Grundlage für die Interpretation zeitlicher Trends die Zeitreihen-Darstellung von fünf Kennwerten (Mittelwert, Median, Minimum, Maximum und Varianz), der sogenannte Box-and-Whistler-Plot, etabliert. Diese sehr aussagekräftige Darstellungsform ist außerhalb der "scientific community" jedoch schwer verständlich, so daß in der Umweltberichterstattung zumeist allein der arithmetische Mittelwert bzw. Median als Zahl Eingang in die Publikationen findet. Die wissenschaftliche Darstellungsform könnte für das Umweltindikatorensystem aber auch in einer zusammenfassenden Interpretation im Sinne von Trendveränderungen jeweils zum Ende einer Berichtsperiode (unverändert, Trendumkehr) unterzogen werden. Eine abschließende Festlegung für einen statistischen Kennwert, der alle Indikatoren betrifft, kann nicht erfolgen.

Eine weitere Möglichkeit bestünde darin, die jeweiligen Einzelergebnisse auf einen Referenzwert zu beziehen und aus den **Abständen** der realen Messungen zu den **Referenzpunkten** eine aggregierte Aussage zu konstruieren, zum Beispiel die Fallzahl der positiven und negativen Abweichungen vom Referenzwert. Die Verfügbarkeit und Auswahl eines Referenzwertes wird durch die grundlegende Entscheidung, im Indikatorensystem möglichst durchgängig deskriptive Aussagen zu machen, begrenzt (siehe hierzu die Abschnitte 4.10 und 5.4.3).

Im Hinblick auf das eingangs genannte Leitbild der UGR, zu einer ökologisch und ökonomisch gleichermaßen **nachhaltigen Entwicklung** entscheidungsrelevante Informationen bereitzustellen, stellt sich abschließend die Frage, inwieweit **Mittelwerte** einer normativen Interpretation im Sinne der Nachhaltigkeit zugänglich sind. Im Indikatorensystem sind Bestandsgrößen ein wichtiger Ausgangspunkt, zeigen sie doch schon oft im Sinne der Nachhaltigkeit bedenkliche Entwicklungen auf. Bestandsänderungen sind auch eine essentielle Grundlage zur Beurteilung des Erfolges einer nachhaltigen Entwicklung. Eine normative Interpretation „mittlerer Bestandsänderungen“ ist jedoch dann problematisch, wenn sich beispielsweise der „Bestand im Mittel“ nicht verändert. Diese Entwicklung kommt statistisch dadurch zustande, daß an einem Ort eine Verbesserung, an einem anderen Ort eine Verschlechterung eingetreten ist. Diskussionsbedürftig ist somit, ob die Kompensation einer Verschlechterung an einem Ort durch eine Verbesserung an einem anderen Ort im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung ist.

9.2.6 Ergebnisse der Machbarkeitsstudie I und Ausgangslage der Machbarkeitsstudie II

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse sind in der Übersicht 9.2.6-1 dokumentiert. Sie enthält unter der Rubrik I alle **Umweltindikatoren**, die der Machbarkeitsstudie zugrundeliegen, mit ihrem jeweiligen Ökosystem- bzw. Akzeptorbezug. Die Tabelle spiegelt insgesamt die **Struktur** einer Verknüpfung zwischen dem ausgewählten Set an Umweltindikatoren und den bestehenden bundesweiten **Beobachtungsprogrammen** bzw. Datengrundlagen wider.

Unter der Rubrik II sind

- a) die bisher identifizierten **bundesweiten** Beobachtungsprogramme und Datenbestände dokumentiert (Spalten 3, 5 und 7) sowie mit ergänzenden Erläuterungen versehen (Spalten 4, 6 und 8):
Die Abkürzung R steht für den Fall routinemäßiger Datenerhebung.
Die Abkürzung P steht für den Fall einer Erhebung im Planungsstadium.
E steht für das Erfordernis einer zusätzlichen Ergänzung von Parametern (aus bestehenden Programmen).
- b) in den Spalten 9 und 10 Markierungen vorgenommen worden, welche Indikatoren per Fragebogen zusätzlich in einer zweiten Stufe der Machbarkeitsstudie in den (5 exemplarischen) **Bundesländern** erhoben werden sollen (siehe nachfolgender Abschnitt 9.3). Kandidaten für eine Befragung bei den Bundesländern sind auch alle Indikatoren, für die überhaupt keine bundesweiten Erhebungen existieren, deren Machbarkeit somit ausschließlich von der Datenlage in den Bundesländern abhängt.

Nach den bisherigen Untersuchungen ergeben sich folgende Zwischenergebnisse, im Rahmen der gesamten Machbarkeitsanalyse:

1. Die Klärung der Datenlage und der Datenverfügbarkeit mittels **Fragebogen** ist für alle entsprechend markierten Indikatoren erforderlich (sie können bei Bedarf der Übersicht 9.2.6-1 entnommen werden).

Bei Verwendung der Beobachtungseinheiten "**Biotoptypen in Standorttypen**" in der inhaltlich gewünschten bzw. sinnvollen Untergliederung (Stichwort Zielmatrix) ist jedoch für fast jeden Indikator eine **zusätzliche Erhebung** per Fragebogen notwendig; allein schon aus Gründen der erforderlichen Belegungsdichte.

Die erste Stufe der Fragebogenaktion wurde indessen schon eingeleitet, **bevor** die dargelegten Konsequenzen aus der Biotoptypendifferenzierung bekannt waren. Insofern sind nicht für alle Indikatoren die Zuständigkeiten auf Länderebene erfragt worden, sondern nur für diejenigen, wo keine bundesweiten Programme zur Verfügung standen (bzw. nicht in ausreichendem Maße). Damit sollte - nach seinerzeitigen Überlegungen - auch vermieden werden, daß die Länderbehörden sich unnötig mit detaillreichen Fragebögen befassen oder wiederum nur auf die besagten Bundesprogramme etc. zurückverweisen.

2. Für mehrere Indikatoren sieht die **Datenverfügbarkeit** positiv aus, was bundesweite Beobachtungsprogramme betrifft. Diese Aussage gilt unter dem Vorbehalt, erstens, der Möglichkeit einer Zuordnung von Beobachtungsdaten zu Biotoptypen durch zuständige Einrichtungen und zweitens einer ausreichenden Belegungsdichte (da die vorliegenden Dokumente hierzu keine hinlänglichen Informationen bieten).
3. Die Tabelle liefert ferner einen wichtigen "**Input**" für die **Testphase** zu den Akzeptorbereichen Boden und Grundwasser. In dieser Phase (siehe Abschnitt 9.4) wurde versucht, etwaige vorhandene Datenbestände aus drei Bundesländern einzubeziehen. Zusammen mit Daten hier skizzierter, bundesweiter Beobachtungsprogramme sollte die Realisierung von Umweltindikatoren der Akzeptorbereiche Boden und Grundwasser exemplarisch beurteilt werden.

Übersicht 9.2.6-1: Indikatoren und Informationsgrundlagen

AKZEPTOR / ÖKOSSY-STEM	INDIKATOR	R											
		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	
Atmosphäre Ozonabbau	Globaler Gehalt an stratosphärischem Ozon	• DWD Ozon Beobachtung	• Global Ozon Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation	• Global Climate Observation
		• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer	• VERA-Leufbohrer
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Bodennähe UV-B Strahlung	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Treibhauseffekt	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Radiative forcing (Strahlungsantrieb)	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Globale Durchschnittstemperatur	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	PSM-Einsatz	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Ozon-Level	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	C ₆ - und Zn-Gehalte in Nutzpflanzen	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Schwermetall-Gehalte in Moosen	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Staffelgröße der "standardisierten Gras kultur"	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Beeinträchtigung von Buschbohlen	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Düngemittel-Einsatz	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	PSM-Einsatz	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
Treibhauseffekt	Klimrisiko-Ausbreitung (nur für Ak-kerflächen)	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD
		• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD	• DWD

Die Abkürzung R steht für den Fall routinemäßiger Datenerhebung
 Die Abkürzung P steht für den Fall einer Erhebung im Planungsstadium
 E steht für das Erfordernis einer zusätzlichen Ergänzung von Parametern
 (aus bestehenden Programmen)

Erläuterungen zu den Spalten 4., 6., und 8.:

Potsd. Institut für Klimafolgenforschung
 LABO: Band-Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden

I.		II.								
AKZEPTOR / ÖKOZY-STEM	INDIKATOR	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.
		Beobachtungs- programme in der Zustä- ndigkeit des Büros	Quantität in Beschreibung und Institu- tion			Bund/Länder Programme	ergänzend zu nationalen Programmen	Fragebogen, eifertlich situatione Quelle	Lücken in der Datenverfü- gbarkeit	
	Atmosphärische Deposition von N- Verbindungen	<ul style="list-style-type: none"> Critical Levels-Konzept UBA-Leitstudie 	R					X		
	Atmosphärische Deposition von Schwer- metallen	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Leitstudie 	R					X		
	Schwermetall-Gehalte im Boden	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Melozet (Bodennuntersuchungen 1) 	P			<ul style="list-style-type: none"> NEP BS-BL LARD-Hitzengruben 		P		
	Gehalt an Dioxinen / Furanen	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Melozet (Bodennuntersuchungen 2) 	P			<ul style="list-style-type: none"> NEP BS-BL LARD-Hitzengruben 		P		
	PAK-Gehalte					<ul style="list-style-type: none"> NEP BS-BL LARD-Hitzengruben 		P		
	PCB-Gehalte	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Melozet (Bodennuntersuchungen 2) 	P			<ul style="list-style-type: none"> NEP BS-BL LARD-Hitzengruben 		P		
	HCH-Gehalte					<ul style="list-style-type: none"> NEP BS-BL LARD-Hitzengruben 		P		
	HCB-Gehalte	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Melozet (Bodennuntersuchungen 2) 	P			<ul style="list-style-type: none"> NEP BS-BL LARD-Hitzengruben 		P		
	Ammoniak-Level	<ul style="list-style-type: none"> Critical Levels-Konzept UBA-Leitstudie 	P						X	
	Ozon-Level	<ul style="list-style-type: none"> Critical Levels-Konzept UBA-Leitstudie 	R							
	Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln	<ul style="list-style-type: none"> DEP/ÖNB Beobachtungs- Waldschutzstation 	R							
	Stoffgehalte in der Baumschicht	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Leitstudie Waldschutzstation 								
	Schwermetall-Gehalte in Moosen	<ul style="list-style-type: none"> Waldschutzstation 								
	Waldzustand (nach Zustandsklassen)	<ul style="list-style-type: none"> Waldschadensbeobachtung (BMS) 	R							

UBA-Melozet (Bodennuntersuchungen 1): Bodennuntersuchungen als Bestandsaufnahme zur Beweissicherung von Umweltveränderungen
 UBA-Melozet (Bodennuntersuchungen 2): Belastung der Böden mit organischen Schadstoffen
 BDF: Bodendauerbeobachtungsflächen

I.		II.									
ACZEPTOR / ÖKOLOG. SYSTEM	INDIKATOR	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	
		Beobachtungsprogramm in der Zuständigkeit des Bewerbers		Datenbestände in Behörden und Instituten		Bund/Länder Programme		Fragenbogen entsprechend einseitige Quellen		Lücken in der Dokumentation	
Akzeptor: Boden: Waldökosystemtyp • Laubbäcker und -zone • Nadelbäcker und -zone	Atmosphärische Gesamtstauredeposition	<ul style="list-style-type: none"> Critical-Loads Konzept 	K								
	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	<ul style="list-style-type: none"> Critical-Loads Konzept UBA-Luftbild 	R								
	Schwermetall-Gehalte im Boden	<ul style="list-style-type: none"> Bodenuntersuchungs-Wald + Begleitzone UBA-Mehrfach (Bodenuntersuchungen 1) 	KE								
	Gehalt an Dioxinen / Furanen	<ul style="list-style-type: none"> UBA-Mehrfach (Bodenuntersuchungen 2) 	P						X		
	PAK-Gehalte	<ul style="list-style-type: none"> Untersuchungszone Waldschadensforschung 									
	PCB-Gehalte	<ul style="list-style-type: none"> Untersuchungszone Waldschadensforschung UBA-Mehrfach (Bodenuntersuchungen 2) 	P								
	HCH-Gehalte	<ul style="list-style-type: none"> Untersuchungszone Waldschadensforschung 									
	HCB-Gehalte	<ul style="list-style-type: none"> Untersuchungszone Waldschadensforschung UBA-Mehrfach (Bodenuntersuchungen 2) 	P								
	Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems		<ul style="list-style-type: none"> Critical-Loads Konzept 	R							
	pH- und Ca-Gehalt in Regenwässern		<ul style="list-style-type: none"> Untersuchungszone Waldschadensforschung 								
	Extrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems		<ul style="list-style-type: none"> Untersuchungszone Waldschadensforschung 	R							
			<ul style="list-style-type: none"> UBA-Mehrfach (Bodenuntersuchungen 2) 	P							

BDF: Bodenuntersuchungsflächen

1.		2.		3.		4.		5.		6.		7.		8.		9.		10.		11.	
AKZEPTOR / ÖKOZY-STEM	INDIKATOR	Beobachtungs- prozedur Lage des Biotops		Datenbestände in Bibliotek und Institut- bibliothek		Bund/Länder Programme		Fragebogen erforderlich ergänzend zu anderen Programmen		Lücken in der Datenverfüg- barkeit											
Akzeptor Vegetation: sonstige Ökozysentypen und Standorten Hochgras • Zweigrasbüschel • Moore und Stümpfe • Heide und Eiholke • sonstige	Ötön-Level	* Critical Loads Konzept		R																	
	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	* Critical Loads Konzept * UBA-Luftmethode		R																	
	Eintragsleistungsfähigkeitsgrad des Ökosystems	* Critical Loads Konzept		P																	
	Schwermetall-Gehalte in Moosen							* Moos-Monitoring		P										Inventuren & Datenbestände	
Akzeptor Boden: sonstige Ökozysentypen und Standorten Hochgras • Zweigrasbüschel • Moore und Stümpfe • Heide und Eiholke • sonstige	Stoffgehalte der "standardisierten Grünkultur"							* Wägenkasseler (standardisiertes Grünkultur (St))		RE		X									
	Atmosphärische Gesamtstauredeposition	* Critical Loads Konzept		R																	
	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	* Critical Loads Konzept * UBA-Luftmethode		R																	
	Schwermetall-Gehalte im Boden	* UBA-Methode (Bodenuntersuchungen 1)		P										* RGF * B5-BL		R					
	Gehalt an Dioxinen / Furanen	* UBA-Methode (Bodenuntersuchungen 2)		P										* RGF * Dioxin-DB		P		X			
	PAK-Gehalte													* RGF * B5-BL		R					
	PCB-Gehalte	* UBA-Methode (Bodenuntersuchungen 2)		P										* RGF * B5-BL		R					
	HCH-Gehalte													* RGF * B5-BL		R					
	HCB-Gehalte	* UBA-Methode (Bodenuntersuchungen 2)		P										* RGF * B5-BL		R					
														* RGF * B5-BL		R					

BDF: Bodendauerbeobachtungsflächen

I.		II.									
AKZEPTOR / ÖKOZY-STEM	INDIKATOR	3.	4.	5.	6.	7.	8.	Fragebogen erforderlich ergänzend zu bestehenden Programmen		Lücken in der Datenverfü- gbarkeit	
								9.	10.		
1.	Versauerungseffizienzgrad des Öko- systems Eutrophierungseffizienzgrad des Öko- systems	R									11.
Akzeptor Grundwasser:	N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldfolien (potenziell)	p			E			X			keine Maßwerte
	N-Konzentration im Sickerwasser land- wirtschaftlicher Flächen (potenziell)				E			X			keine Maßwerte
	Nitrat-Gehalte				R			X			
	Schwermetallgehalte im Grundwasser				R			X			
	PSM-Gehalte				R			X			(alte BL)
	PCB-Gehalte				R			X			(alte BL)
	PAK-Gehalte			R			X				(alte BL)
	pH-Werte			R			X				(alte BL)
	Al-Gehalte			R			X				(alte BL)

EGWM: "Einheitliches Grundwasser-Beschaffenheits-Meßsystem"; FST: Fachkommission Seforthilfe Trinkwasser

1. AKZEPTOR / ÖKOZY-STEM	2. INDIKATOR	3. Beobachtungsprogramme in der Zuständigkeit des Bundes	4. Datenherkunft in Behörden und Institutionen	5. Bundesländer Programme			9. Ergebnisse erfascht und eingetragt zu bundesweiten Programmen	10. Erläuterung der Datenverfügbarkeit
				6.	7.	8.		
Akzeptor Flora: Gewässer • Bäche und Flüsse • Seen, Teiche, Tümpel • sonstige Akzeptor Tierwelt: Gewässer • Bäche und Flüsse • Seen, Teiche, Tümpel • sonstige	HCB-Gehalte (nicht für Seen)		UBA/BIG (Hydrata)	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (nicht für Seen)	
	PSM-Gefährdung* (für Seen)		UBA/BIG (Hydrata)	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Erstellung des Programms
	Entropierungsgefährdungsgrad des Ökosystems				LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X	
	Substanzgruppe organische Schadstoffe (FKG Index)*		UBA (FKG Löss)	P	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Erstellung des Programms
	Substanzgruppe Schwermetalle (FKG Index)*		UBA (FKG Löss)	P	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Erstellung des Programms
	Gewässergeräusche (LAWA-Index)		UBA/BIG (Hydrata)	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	
	Gehalt an Gesamt-Phosphor und Stickstoff in Flüssen und Seen		UBA/BIG (Hydrata) Bollersamerdeprogramm	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Seen
	Al-Ionen-Gehalte							
	HCB-Gehalte (nicht für Seen)		UBA/BIG (Hydrata)	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (nicht für Seen)	X (für Seen)
	Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems				versetzte Bundesländer	P	X	bei Erstellung des Programms
Schadstoffgehalte in Organismen		Umweltprobenbank	R/E			X	Methoden unterschiedlich	
PSM-Gefährdung						X	bei Seen	
Substanzgruppe organische Schadstoffe (FKG Index)*			UBA/BIG (Hydrata)	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Erstellung des Programms
Substanzgruppe Schwermetalle (FKG Index)*			UBA (FKG Löss)	P	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Erstellung des Programms
Gewässergeräusche (LAWA-Index)			UBA (FKG Löss)	P	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	bei Erstellung des Programms
			UBA/BIG (Hydrata)	R	LAWA (Karten der Wasserschafftheit)	R	X (für Seen)	

ÖKOW: "Einheitlicher Gewässer-Beschaffenheits-Messsystem"

FKST: Fickkommission Soffthille Trinkwasser

* Fragebogenstand für frühere Indikatoren „Pflanzenschutzmittel-Gehalte“, „Schwermetall-Gehalte“, „Gehalte an organischen Schadstoffen“

Abzceptor Sedimente: Gewässer -flüsse und Flüsse -Seen, Teiche, Tümpel	Schwermetall-Gehalte in Sedimenten	<ul style="list-style-type: none"> • IKSE / AG Elbe • IKSR • IKMS 	R			X	(für Seen)	
			R					
			R				X	(für Seen)
			R				X	Erhebungen noch empirisch
Abzceptor Flora, Fauna, Sedi- mente -Wärdflähen und Aufre- sande	Ökotox aus Schiffen		• Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
			• UBA		• Ökotoxiforschung Wattenmeer	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
	Erträge aus Baggergut		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
			• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
	Närdstoffeinträge über Zuflüsse: Gesamt- Stickstoff und Gesamt-Phosphor		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
			• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
	Atmosphärische Deposition von N- Verbindungen		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
			• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
	Schwermetall-Einträge über Zuflüsse		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
			• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen	
Schwermetall-Einträge über die Atmosphäre		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
Einträge von organischen Schadstoffen über Zuflüsse		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
"Schwarze Flecken" an Sedimentoberflä- chen		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
Biomasse der sedimentbewohnenden Tiere		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
Schadstoffgehalte in Organismen		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
terrestrische Fauna		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		
		• UBA • Oslo / Paris Kommission		• Ökotoxiforschung Wattenmeer • BLMF	R	• nur Schiffen und nur für die Närdflähen		

IKSP / IKSE / IKSM: Internationale Kommission zum Schutze des Rheins / der Elbe / der Mosel und Saar gegen Verunreinigung
 BLMF: Bundlicher Maßnahmen Nord- und Ostsee
 TMAP: Trilateral Monitoring Assessment Programm

! Weitere Institutionen die sich mit der chemisch-physikalischen und biologischen Rheinbeobachtung und -überwachung beschäftigen:

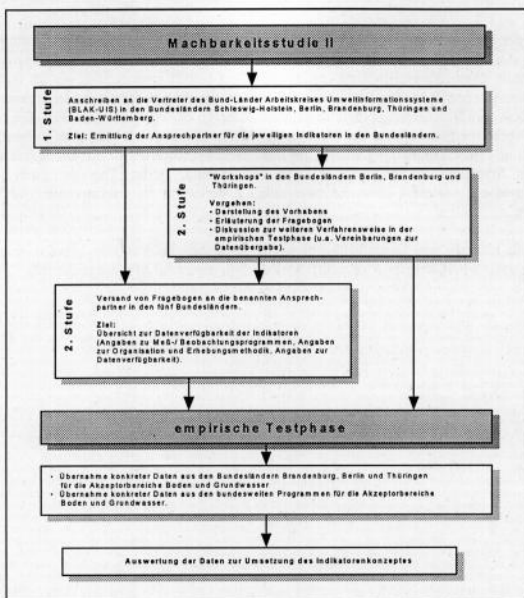
- Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR)
- Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke (ARW)
- Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR)
- Deutsches Untersuchungsprogramm Rhein (DUR)
- Samenwerkend Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven (RIWA)
- Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG)
- Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

9.3 Fragebogenerhebung in 5 Bundesländern (Machbarkeitsstudie II)

Ziel des Indikatorenprojektes ist es, sekundärstatistisch betrachtet, für den Bereich stofflicher Indikatoren bereits **vorhandene** Datenbestände aus den Bundesländern auch für aggregierte, nationale Zustandsbeschreibungen auszuwerten. Dies betrifft insbesondere, wie im vorhergehenden Abschnitt 9.2.6 dargelegt, diejenigen Indikatoren, die ausschließlich oder ergänzend zu bundesweiten Beobachtungsprogrammen in den Ländern erhoben werden müßten. Ein zentraler Schritt zur Einschätzung der Machbarkeit ist die schriftliche Erhebung zu auswertbaren Meß- und Beobachtungsprogrammen auf Länderebene. Stellvertretend für alle Bundesländer sollen Erhebungen in Schleswig-Holstein, Brandenburg, Berlin, Thüringen und Baden-Württemberg Aufschluß über eine datenmäßige Unterlegung des Indikatorensets für Stoffe geben.

Für die exemplarische Länderbefragung wurde ein abgestuftes Vorgehen gewählt. Eine entsprechende **Übersicht** gibt Abbildung 9.3 - 1: Flußdiagramm zur Machbarkeitsstudie.

Abbildung 9.3 - 1 : Flußdiagramm zur Durchführung der Machbarkeitsstudie II



9.3.1. Erste und zweite Stufe der Fragebogenerhebung

In der 1. Stufe der Erhebung wurde eine schriftliche Anfrage an die Vertreter der fünf Länder im Bund-Länder-Arbeitskreis Umweltinformationssysteme (BLAK UIS) gerichtet, um die jeweils für Indikatoren bzw. Indikatorengruppen zuständigen **Ansprechpartner** in den Behörden dieser Länder zu ermitteln. Während für Baden-Württemberg und Brandenburg teilweise mehrere Ansprechpartner zu den jeweiligen Indikatoren benannt wurden, konnten in Berlin zunächst nicht für alle Indikatoren Ansprechpartner gefunden werden. Dies betraf vor allem Indikatoren der Agrar- und Waldökosysteme. Auf Nachfragen bei der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie wurden diese Lücken jedoch mittlerweile geschlossen. In Thüringen hat der Präsident der Thüringer Landesanstalt für Umwelt (TLU), Herr Bücken, die Weiterleitung der Fragebögen an die jeweiligen Ansprechpartner zugesagt. Für Schleswig-Holstein konnten, wegen einer umfangreichen Neuorganisation der zuständigen

Behörde, bis zum heutigen Zeitpunkt noch keine Ansprechpartner für stoffbezogene Indikatoren ermittelt werden.

Zu 46 der insgesamt 91 Indikatoren, die Bestandteil der stoffbezogenen Indikatorenliste sind, wurden in einer 2. Stufe der Erhebung Fragebogen²⁴⁵ versandt bzw. in Workshops (Berlin, Brandenburg, Thüringen) übergeben. Für die restlichen 45 Indikatoren wurde die Datenlage auf Bundesebene seinerzeit für ausreichend eingeschätzt (vgl. hierzu Abschnitt 9.2.6). Um den Rücklauf der Fragebogenaktion zu verbessern, wurden die Ländereinrichtungen seitens der FFU etwa 6 Wochen nach Versand oder Übergabe der Fragebogen zum Bearbeitungsstand der Fragebogen kontaktiert.

Für die 9 Indikatoren des Akzeptors **Grundwasser** wurde eine Zusammenarbeit mit der Universität Mainz vereinbart. Dort wurde eine umfangreiche Erhebung zu den Beobachtungs-, Meß- bzw. Monitoringprogrammen der Bundesländer im Bereich Grundwasser durchgeführt²⁴⁶. Die Projektkonzeption sah zwar ursprünglich vor, an die fünf ausgewählten Bundesländer auch Fragebogen zu relevanten Indikatoren des Akzeptorbereichs Grundwasser zu versenden. Aus zwei Gründen ist davon abgesehen worden. Erstens waren die seinerzeitigen Indikatoren vorgeschlagen worden, bevor Studien am Umweltbundesamt und in den neuen Ländern zu einem Konzept "Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes" zugänglich waren. Wie im Abschnitt 9.7.2 dargelegt, existieren inzwischen umfangreiche Indikatorensets, die im Prinzip die seinerzeitigen Indikatoren einschließen²⁴⁷ und für die ebenfalls auch Daten - in diesem Fall aus den neuen Bundesländern - vorliegen. Eine gesonderte Fragebogenerhebung schien angesichts dieses Konzeptes nicht sehr erfolgversprechend. Zweitens unternahm die Universität Mainz im Auftrag des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine Vollerhebung über alle Bundesländer hinweg, betreffend die Datenlage bzw. bisherige Meßprogramme im Grundwasserbereich. Anstelle einer parallelen Befragung wurde eine gegenseitige Kooperation vereinbart. Es erfolgte ein Austausch der Fragebogenmuster, wobei sich zeigte, daß im Indikatorenprojekt relevante Aspekte auch mit der Mainzer Befragung kompatibel sind. Die bisher verfügbaren Ergebnisse der Universität Mainz werden im Abschnitt 9.3.3 (Unterabschnitt "Fazit") zusammengefaßt.

²⁴⁵ Entwürfe des Erhebungsbogens und der Erläuterungen dazu wurden mit dem Statistischen Bundesamt und Herrn Keitel (LfU Baden-Württemberg) als Mitglied des Projektbeirats abgestimmt (siehe Anlage 4).

²⁴⁶ KAUPPE/SCHENK (1997) im Entwurf.

²⁴⁷ Mit Ausnahme der beiden medialen Belastungsindikatoren: N-Konzentrationen im Sickerwasser unter landwirtschaftlichen Flächen (potentiell) und N-Konzentrationen im Sickerwasser unter Waldböden (potentiell).

9.3.2 Unterstützung der Fragebogenerhebung durch die Indikatordatenbank

Zur Durchführung der zweiten Befragungsstufe hat die FFU eine Datenbankkomponente entwickelt, um die erforderliche Zuordnung von Indikatoren (aus der Datenbank) zu den Fragebogenformularen zu automatisieren. Durch die beiden **Datenbankkomponenten** "Adressen" und "Ansprechpartner" wurden die nötigen Voraussetzungen geschaffen, um nach dem Rücklauf aus der ersten Stufe der Befragung einen schnellen und reibungslosen Versand an die betreffenden Ansprechpartner in den Ländern zu gewährleisten.

Abbildung 9.3.2- 1: Eingabemaske der Datenbankkomponente "Ansprechpartner"

Nach der Eingabe der Adressaten in das Formular "Adressen" und deren Zuordnung zu den betreffenden Indikatoren im Formular "Ansprechpartner" können diese Informationen in ein **Serienbriefdokument** exportiert werden. Dieses Dokument ist auf der Basis des Fragebogens zur 2. Stufe der Machbarkeitsstudie entwickelt worden. Die allgemeinen Angaben zu den Indikatoren, wie Indikatorenbezeichnung, Akzeptor- und Ökosystembezug, Indikatortyp sowie die Beobachtungsvariablen werden dabei über einen Datenexport aus der Datenbank in die entsprechenden Fragebögen übernommen.

Abbildung 9.3.2- 2: Auszug des Fragebogens aus dem Serienbriefdokument

1 Angaben zur Dienststelle	
Bundesland	
Name der Institution	
Anschrift	
Stellenzeichen	
Ansprechpartner	
Telefon	
Telefax	
2 Allgemeine Angaben zum Indikator	
11 Bezeichnung	
Akzeptor/Ökosystembezug	
Indikatortyp	
Beobachtungsvariablen	

Zur Dokumentation, Auswertung und Analyse der Ergebnisse aus dem Rücklauf der Fragebogenaktion wurde von der FFU die Datenbankkomponente "Fragebogenerhebung" implementiert. Das Formular "Fragebogen" dient dazu, die Ergebnisse aus dem Fragebogenrücklauf zu verwalten und stellt die Basis für die verschiedenen, nach Schwerpunkten gegliederten Berichte dar.

9.3.3 Ergebnisse der Machbarkeitsstudie II

Die Auswertung zur Fragebogenerhebung gliedert sich in mehrere **Schwerpunkte**. Sie entsprechen den Hauptfragestellungen der Machbarkeitsstudie. Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht.

Tabelle 9.3.3 - 1: Schwerpunkte und Hauptfragestellungen der Machbarkeitsstudie II

Schwerpunkte	Fragestellungen
1. Fragebogenrücklauf	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Rücklaufquoten wurden erzielt? • Wie ist die Qualität des Rücklaufs zu beurteilen? • Wo treten Lücken auf (Daten liegen vor, aber nicht in allen befragten Ländern)?
2. Relevante (Schad-) Stoffe	<ul style="list-style-type: none"> • Inwieweit herrscht Übereinstimmung zwischen den im Projekt aufgelisteten Stoffen je Indikator und den tatsächlich erhobenen Beobachtungsvariablen der Beobachtungsprogramme/Meßnetze?
3. Nutzbare Programme für Indikatoren	<ul style="list-style-type: none"> • Auf Basis welcher Programme werden die Indikatoren erhoben (Name, Art des Programms)? • Welche Erhebungsmethodik liegt den Programmen zugrunde (Erhebungsfrequenz, Aktualität)?

Schwerpunkte	Fragestellungen
4. Biotoptypzuordnung	<ul style="list-style-type: none"> • Können die Meß- bzw. Beobachtungspunkte des Programms im Prinzip den Biotoptypen zugeordnet werden? • Wenn ja, welcher Biotoptypschlüssel kann für die Zuordnung genutzt werden (Hauptökosystemtypen gemäß Übersicht 5.1.2-1, die im Projekt verwendete Biotoptypgliederung, Fremdgliederung)?
5. Erhebungsdichte/ Belegungsdichte	<ul style="list-style-type: none"> • Kann aufgrund der Meßnetzdicke von Länderprogrammen davon ausgegangen werden, daß die erforderliche Belegungsdichte für einen Indikator in der Zielmatrix erreicht wird? Voraussetzungen: -Zuordnungsmöglichkeit zu Biotoptypen und Standorttypen; -gleichmäßige Verteilung der Meßstellen über Biotoptypen und Standorttypen.
6. Qualitätssicherung	<ul style="list-style-type: none"> • Wird eine Qualitätssicherung betrieben? • Auf welchen Ebenen findet diese Qualitätssicherung statt (Beprobung, Analyse, Auswertung)?
7. Datenverfügbarkeit	<ul style="list-style-type: none"> • Wie stehen die Daten zur Verfügung (Veröffentlichungen, Berichte, Datensammlungen, analog, digital, Primärdaten, aggregierte Daten) ? • Gibt es fachliche oder rechtliche Bedenken gegen die Weitergabe an Dritte?

Im Anschluß sollen nun wesentliche **Ergebnisse** der Fragebogenerhebung zu den einzelnen Schwerpunkten wiedergegeben werden.²⁴⁸

Zu Schwerpunkt 1: Fragebogenrücklauf

Die bisherigen Rücklaufquoten sind tabellarisch erfaßt:

Tabelle 9.3.3 - 2: Rücklaufquoten der Fragebogenerhebung

Indikatoren insgesamt:	n = 91		
Für die Fragebogenaktion ausgewählte Indikatoren ²⁴⁹ :	n = 37		
BUNDESLAND	Anzahl Fragebogen	Rücklauf	Rücklauf in %
Baden-Württemberg	58	29	50
Brandenburg	44	38	86,4
Berlin	37	23	62,2
Schleswig-Holstein	0	0	0
Thüringen	(37)	0	0
Gesamt	139 (176)	90	64,7 (51,1)

²⁴⁸ Die detaillierten Ergebnisse der Fragebogenaktion sind in Anlage 4, in Form von Berichten zu den einzelnen Indikatoren und Fragebogenschwerpunkten, dokumentiert.

²⁴⁹ Ohne die 9 Indikatoren des Akzeptors Grundwasser.

Auffallend ist die weite **Streuung** der Rücklaufquoten von 0 % in Schleswig-Holstein und Thüringen bis 86,4 % in Brandenburg. Die Ursachen für fehlenden Rücklauf aus den Bundesländern Schleswig-Holstein und Thüringen wurden oben (vgl. Abschnitt 9.3.1) erläutert und stehen nicht in methodischem Zusammenhang mit der Durchführung der Fragebogenaktion. Der Durchschnitt der Rücklaufquoten aus den drei anderen Bundesländern liegt mit 64,7 auf einem für Fragebogenerhebungen akzeptablen Niveau.

Die Durchführung der Erhebung dauerte etwa 6 Monate (Kernzeit von Mai bis Oktober 1996). Dabei traten Verzögerungen beim Versand der Fragebogen auf, da teilweise die Ansprechpartner nicht benannt werden konnten, beziehungsweise im Falle von Schleswig-Holstein die Umstrukturierung eines Amtes feste Zuständigkeiten verhinderte. Ferner traten **Verzögerungen** beim Fragebogenrücklauf auf. Als Ursachen hierfür wurden von den Bearbeitern die fehlenden personellen/zeitlichen Ressourcen sowie der Umfang des Fragebogens genannt. Es kam auch vor, daß in der ersten Stufe der Fragebogenerhebung teilweise Ansprechpartner benannt wurden, die letztlich jedoch nicht für den betreffenden Indikator zuständig waren. In der Folge wurden die Fragebogen unausgefüllt zurückgeschickt, oder im günstigeren Fall an andere Bearbeiter weitergeleitet.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß zur Durchführung einer standardisierten Fragebogenaktion in allen Bundesländern ein erheblicher **organisatorischer Aufwand** zu erwarten ist. Exemplarisch sollen folgende Punkte genannt werden:

- die Ermittlung von Ansprechpartnern
- die Information von Ansprechpartnern
- die spezifische Zusammenstellung der relevanten Indikatoren je Ansprechpartner und der Versand von Fragebogen
- die Rücklaufkontrolle und -verbesserung
- die Erfassung des Rücklaufs.²⁵⁰

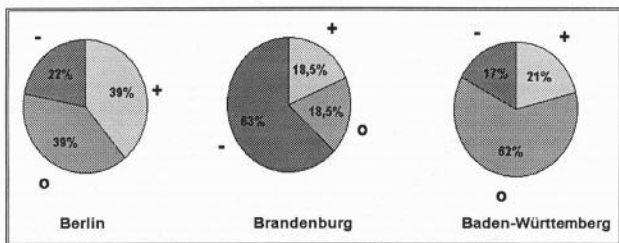
Nachfolgend wird eine erste **Einschätzung** der Qualität des Rücklaufs gegeben. Für die Einschätzung der Qualität wurde neben der Vollständigkeit der Angaben insgesamt besonderes Augenmerk auf die Merkmale Erhebungsdichte und Biotoptypzuordnung gelegt²⁵¹. Es erfolgt eine Bewertung in drei Stufen:

- + = Informationen zum Indikator liegen vor und sind ausreichend im Fragebogen dokumentiert;
- o = Informationen zum Indikator liegen vor, sind jedoch im Fragebogen nicht ausreichend dokumentiert;
- = Zum betreffenden Indikator liegen keine Informationen vor.

²⁵⁰ Zur Unterstützung der Fragebogenerhebung wurden entsprechende Datenbankkomponenten entwickelt (vgl. Abschnitt 9.3.2).

²⁵¹ Die Einschätzung der Merkmale Erhebungsdichte und Biotoptypzuordnung erfolgte hier auf der Grundlage einer "Rücklaufnotiz". Sie werden später, unter den Aufzählungspunkten 4. und 5. dieses Abschnitts, einer ausführlichen Analyse unterzogen. Die "Rücklaufnotiz" wurde zu jedem Fragebogen angelegt, um einen schnellen Überblick über den Inhalt und evtl. auftretende Lücken zu erhalten.

Abbildung 9.3.3 - 1: Einschätzung der Qualität des Fragebogenrücklaufs, unter besonderer Berücksichtigung der Merkmale Erhebungsdichte und Biotypzuordnung



Bezüglich der **Qualität** des Fragebogenrücklaufs läßt sich in den Bundesländern kein einheitlicher Trend feststellen. Im Durchschnitt der drei Bundesländer liegen für 25% der Fragebogen, zu denen ein Rücklauf zu verzeichnen war, ausreichend dokumentierte Informationen vor. Für einen relativ hohen Anteil (37,5%) liegen in den Ländern zwar Informationen zu den Indikatoren vor, diese wurden aber in den Fragebögen nicht ausreichend dokumentiert. Davon betroffen sind zum größten Teil Indikatoren des Akzeptors Gewässer. Erklären läßt sich dieser Zusammenhang dadurch, daß für diese Indikatoren meist nur ein Ansprechpartner zuständig war und daher die Anzahl der zu bearbeitenden Fragebogen besonders groß war.²⁵²

Insgesamt liegen in den drei von fünf Ländern, die sich bislang an der Fragebogenaktion beteiligt haben, in 63,5% der Fälle Informationen zu den abgefragten Indikatoren vor, während in 37,5% der Fälle Indikatoren nicht durch Länderdaten verdichtet werden können.

Auffallend ist weiterhin der in Brandenburg mit 63% der Fälle deutlich über dem Durchschnitt liegende Anteil der Indikatoren, zu denen keine Informationen aus Meß- und Beobachtungsprogrammen vorhanden sind. Dies kann im Zusammenhang mit dem Neuaufbau und der umfangreichen **Neustrukturierung** der Umweltbeobachtung, wie sie in Brandenburg seit 1989 stattgefunden hat, interpretiert werden und läßt den vorsichtigen Schluß zu, daß auch in den anderen neuen Ländern mit ähnlichen Ergebnissen zu rechnen ist.

Die nun folgenden inhaltlichen Auswertungen beziehen sich auf den **auswertbaren** Anteil des Fragebogenrücklaufs. Das heißt, es werden nur die Fragebogen ausgewertet, in denen die abgefragten Inhalte ausreichend dokumentiert²⁵³ sind. Insofern liefern die Ergebnisse einen Überblick über abgelegte Fragebogeninhalte, nicht jedoch eine auf der Grundgesamtheit der abgefragten Indikatoren basierende Gesamteinschätzung. Die tatsächliche Nutzbarkeit von

²⁵² Für Berlin und Baden-Württemberg sind von den Bearbeitern Dokumentationen der in den Ländern vorhandenen Meßnetze beigelegt worden.

²⁵³ Darunter fallen diejenigen Fragebogen, die das Bewertungssymbol "+*" erhalten haben. Zusätzlich sind Fragebogen mit dem Bewertungssymbol "o" dann mit in die Auswertungen eingeflossen, wenn sie zu dem jeweiligen Fragebogenschwerpunkt Informationen enthielten.

Länderprogrammen muß einzelfallbezogen, das heißt für jeden Indikator in jedem Bundesland durchgeführt werden. Eine einzelfallbezogene Bewertung der Umsetzbarkeit von Indikatoren wird in Abschnitt 9.5: "Zusammenfassende Darstellung zu Realisierungschancen der Indikatoren" durchgeführt. Als Grundlage werden die für jeden Fragebogenschwerpunkt erzeugten ACCESS-Berichte herangezogen, die den Fragebogenrücklauf dokumentieren.

Zu Schwerpunkt 2: Relevante (Schad-)Stoffe

Die Auswertung des Fragebogenrücklaufs läßt für die Fragestellung, inwieweit die für die Indikatoren "idealtypisch" definierten relevanten (**Schad-)**Stoffe mit den tatsächlich in den Beobachtungs- und Meßprogrammen **erhobenen** Beobachtungsvariablen übereinstimmen, keine allgemeinen Tendenzen erkennen. Es tritt zum einen der positive Fall ein, daß sich die Beobachtungsvariablen im Indikatorenkennblatt mit denen der Meßprogramme decken, oder sogar zusätzliche Beobachtungsvariablen erhoben werden. Aber auch der negative Fall, wo der im Projekt definierte Stoffbezug und Beobachtungsvariablen sich nicht entsprechen, ist zu verzeichnen.

In den Fällen, in denen zu einem Indikator aus mehreren Bundesländern ein Rücklauf vorliegt, zeichnet sich jedoch schon ab, daß die Ländermeßnetze sich bezüglich der erhobenen **Beobachtungsvariablen** zum Teil beträchtlich unterscheiden. Verdeutlichen läßt sich dies am Indikator "Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern". Im betreffenden Meßnetz in Baden-Württemberg werden zusätzlich zu Blei und Cadmium 13 weitere Beobachtungsvariablen analysiert, während es in Berlin nur zwei weitere sind.

Ein anderes, allgemeines Kennzeichen von Erhebungs- und Meßprogrammen läßt sich ebenfalls anhand dieses Indikators illustrieren: Die mögliche Veränderung des betrachteten **Stoffspektrums** im Zeitverlauf. So wurde das ursprünglich nur auf zwei Beobachtungsvariablen basierende Meßnetz in Baden-Württemberg ab 1995 um immerhin 13 Beobachtungsvariablen erweitert.

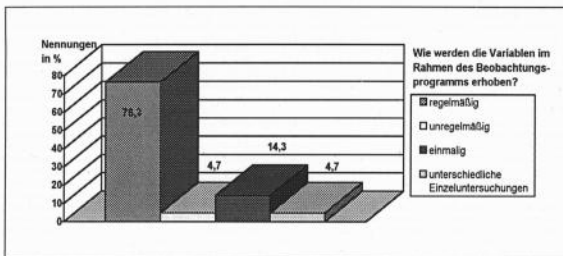
Die Fragebogenerhebung stellt in diesem Zusammenhang eine Dokumentation dar, mit deren Hilfe erste Rückschlüsse auf zu erwartende Probleme bzw. **Inkompatibilitäten** der einzelnen Meßprogramme in den Ländern exemplarisch aufgezeigt werden konnten. Eine Feinjustierung, im Sinne eines Abgleichs der im Kennblatt "idealtypisch" definierten relevanten (Schad-) Stoffe und der tatsächlich in den Meßprogrammen der Länder erhobenen Stoffe, sollte sinnvollerweise erst dann durchgeführt werden, wenn weitere Meßprogramme aus den Ländern dokumentiert worden sind.

Zu Schwerpunkt 3: Nutzbare Programme für Indikatoren

Eine wesentliche Voraussetzung der **Eignung** eines Meßprogramms für ein statistisches Berichtssystem ist die Frequenz der Erhebung. Das Programm sollte möglichst periodisch durchgeführt werden, um zeitliche Entwicklungen abbilden zu können. Programme, die nur einmalig durchgeführt wurden und nicht wiederholt werden, eignen sich allenfalls für mehr oder weniger historische Dokumentationen, jedoch nicht zur Einschätzung von Trends, denen der Umweltzustand folgt.

Wie sich der Abbildung 9.3.3 - 2 entnehmen läßt, erheben die meisten Programme (76,3%) regelmäßig Daten. Bei 19% der Programme handelt es sich um einmalige Erhebungen (14,3%) oder unterschiedliche Einzelerhebungen (4,7%). Je nach betrachtetem Akzeptor unterscheiden sich dabei die **Erhebungsfrequenzen** deutlich. Zu den relativ hochfrequenten Meßnetzen gehören die Depositionsmeßnetze, deren Messungen täglich bis 14-tägig durchgeführt werden, während Bodenbeprobungen naturgemäß in wesentlich längeren Abständen (teilweise bis zu 10 Jahren) durchgeführt werden.

Abbildung 9.3.3 - 2: Fragebogenauswertung nach Erhebungsfrequenz der Meßprogramme



In etwa einem Viertel der Fälle werden die Daten zu den Indikatoren u.a. auf der Grundlage von Bundes- oder Bund-/Länderprogrammen erhoben.²⁵⁴ Von den Ansprechpartnern wurden keine ergänzenden Hinweise darauf gegeben, ob im Ländermeßnetz **zusätzliche Meßstellen** betrieben werden. Sollte dies der Fall sein, ließen sich die Ländermeßnetze zukünftig nutzen, um so die Aussagedichte im Hinblick auf eine "erforderliche" Belegungsdichte in der Zielmatrix zu steigern.

Die **Aktualität** der Daten ist bei den regelmäßig arbeitenden, hochfrequenten Meßnetzen gewährleistet, während man bei den auf unterschiedlichen Einzeluntersuchungen oder einmaligen Erhebungen basierenden Beobachtungsprogrammen teilweise schon mit älteren Daten rechnen muß. Für Brandenburg kann festgehalten werden, daß einige der aktuellen Beobachtungsprogramme erst seit kurzer Zeit routinemäßig betrieben werden oder noch im Aufbau befindlich sind und ältere Vergleichsdaten fehlen.

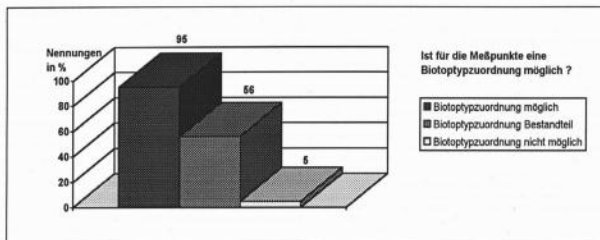
Zu Schwerpunkt 4: Biotoptypzuordnung

Die **Zuordnungsmöglichkeit** von Meßstellen und Beprobungspunkten zu den Biotoptypen des Indikatorenprojektes ist ein weiterer wichtiger Aspekt, der zur Abschätzung der Nutzbarkeit der Länderprogramme für die intendierten Aussageziele betrachtet werden muß. Indikatoren sollen Aussagen liefern über Biotoptypen in Standorttypen. In den Erhebungsbogen wurde

²⁵⁴ Dies impliziert für das Indikatorenprojekt, daß die Daten nicht in den betreffenden Bundesländern, sondern bei den datenhaltenden Institutionen auf Bundes- oder Bund-/Länder Ebene angefordert werden können.

die Frage gestellt, ob eine Biotypzuordnung möglich ist und inwieweit diese schon Bestandteil des jeweiligen Beobachtungsprogramms ist.

Abbildung 9.3.3 - 3: Fragebogenauswertung zur Biotypzuordnung



Insgesamt wurde die Frage nach der **Zuordnungsmöglichkeit** zur Biotypgliederung des Indikatorenprojektes in 95% der Fälle positiv beantwortet. Einschränkend muß jedoch bemerkt werden, daß eine Zuordnung nur in etwas mehr als der Hälfte der Fälle (56%) schon Bestandteil der basierenden Beobachtungsprogramme ist, z.B. wenn nur in Ackerflächen oder über Grünland beobachtet wird. Dies bedeutet, daß für einen großen Teil der Indikatoren eine Zuordnung seitens fachlich versierter Bearbeiter erst noch vorgenommen werden müßte. Dieser Schritt kann, je nach Umfang des Beobachtungsprogramms, einen erheblichen Arbeitsaufwand für den betreffenden Bearbeiter darstellen. Zumal für eine weitere Bearbeitung durch das Indikatorenprojekt auch eine **Georeferenzierung** (Koordinatengabe) der Meßpunkte vorliegen muß. Im Rahmen der empirischen Testphase (Abschnitt 9.4) hat sich auch gezeigt, daß nicht immer beide Anforderungen gleichzeitig erfüllt werden konnten. Häufig kommt man dabei nicht umhin, andere betroffene Fachgebiete zu konsultieren, wie sich den Anmerkungen zu den Erhebungsbögen entnehmen läßt.

Ist eine Biotypgliederung schon **Bestandteil** eines Beobachtungsprogramms, besteht in der Regel keine 100%ige Übereinstimmung mit der Gliederung im Indikatorenprojekt. Hier kann allerdings, nach Auswertung der in den Fragebogen dokumentierten Fremdgliederungen, davon ausgegangen werden, daß eine Zuordnung zu den Biotypen des Indikatorenprojektes mittels Plausibilitätsüberlegungen durchgeführt werden kann.

Inwieweit nun die betreffenden **Ansprechpartner** bereit sind, tatsächlich eine Biotypzuordnung vorzunehmen, läßt sich exemplarisch erst im Rahmen der empirischen Testphase bei der konkreten Datenübernahme beantworten.

Zu Schwerpunkt 5: Erhebungsdichte/Belegungsdichte

Die folgenden Auswertungen beziehen sich auf die räumliche **Erhebungsdichte** und die Erhebungsmethodik der Beobachtungsprogramme. Die Vielzahl der Erhebungsmethodiken in der

Umweltbeobachtung läßt sich nicht vollständig und abschließend in einer Typologie abbilden. Daher bezogen sich die Fragen auf die uns bekanntesten Typen, es wurde gefragt nach:

- den beprobten Raumeinheiten und der Gesamtzahl der Meßpunkte/Proben
- der Erhebungsmethodik (selektive/landesweite Erhebung)
- der Art der Erhebung (Erhebung in definierten Standorten/Räumen oder an einem Rastergitter)
- der räumlichen Interpolation von Meßwerten²⁵⁵
- und der Weitergabe von Koordinaten der Meßstellen.

Die Frage, ob aufgrund der Meßnetzdicke von Länderprogrammen davon ausgegangen werden kann, daß eine erforderliche Belegungsdichte in der vollständigen Zielmatrix²⁵⁶ erreicht wird, kann aus den erhobenen Informationen nicht abschließend beantwortet werden. Allgemein spielt neben der Tatsache, daß in Flächenländern mit einer größeren Anzahl von Meßpunkten zu rechnen ist als in den Stadtstaaten, die mit dem Erhebungsprogramm verfolgte Intention eine entscheidende Rolle. Zur Verdeutlichung dieses Sachverhaltes sollen die Angaben zu den Indikatoren "Stoffgehalte in der Baumschicht" und "Cd- und Zn-Gehalte in Nutzpflanzen" beispielhaft gegenübergestellt werden. So wird für den Indikator "Stoffgehalte in der Baumschicht", der in Berlin im Rahmen des europaweiten EU-Level II Monitoring erhoben wird, nur eine Raumeinheit mit drei Meßpunkten beprobt, während für die "Cd- und Zn-Gehalte in Nutzpflanzen", die im Rahmen des Berliner Schwermetalluntersuchungsprogramms erhoben wurden, für insgesamt 2638 Raumeinheiten 22.300 Proben genommen wurden.

Insgesamt basieren die in den Ländern gewonnenen **Meßwerte** zu 40% auf landesweiten Erhebungen, während in 60% der Fälle selektive Erhebungen durchgeführt werden. Als landesweit werden Programme bezeichnet, die in allen Landesteilen durchgeführt werden. Als selektiv werden Programme bezeichnet, die nur in ausgewählten Landesteilen durchgeführt werden. In der Regel (90%) finden die Erhebungen in definierten Standorten/Räumen statt. Genannt wurden beispielsweise bestimmte Biotoptypen, ausgewählte Belastungsräume, Dauerbeobachtungsflächen sowie Schad- und Verdachtsfälle. In nur 10% der Fälle finden die Messungen/Beprobungen auf der Grundlage eines Rastergitters statt.

Werden die gewonnenen Daten anschließend **interpoliert** (7,5%), so könnten diese Informationen mit anderen Informationen, z.B. möglicherweise vorhandenen Biotoptypkartierungen und der Standortkartierung, verschnitten werden, um so zu flächendeckenden Aussagen zu gelangen.²⁵⁷ Eine ausreichende Belegungsdichte in der Zielmatrix wäre dadurch sichergestellt. Andernfalls müssen für die Verschneidung mit Grundlagendaten die Meßstellen oder Beprobungspunkte eindeutig georeferenziert sein. Hier beantworteten 87,5% der Ansprechpartner die Frage, ob die Koordinaten der Meßstellen für die jeweiligen Indikatoren weitergegeben werden können, mit ja²⁵⁸. In der empirischen Testphase hat sich jedoch gezeigt, daß aus daten-

²⁵⁵ Räumliche Interpolation im Sinne einer flächendeckenden Übertragung von Punktinformationen auf größere Raumeinheiten.

²⁵⁶ Die vollständige Zielmatrix enthält im stofflichen Bereich 13 Biotoptypen x 28 Standorttypen.

²⁵⁷ Räumliche Interpolationsmethoden könnten auch für den hier nicht weiter behandelten Schritt eines Bezugs auf die Flächen der ÖFS genutzt werden.

²⁵⁸ Dieser hohe Anteil muß relativiert werden, da er sich nur auf die in die Auswertung einbezogenen Fälle bezieht und nicht auf die Gesamtzahl der Ansprechpartner. Außerdem wird im Fragebogenschwerpunkt 7. dokumentiert, daß die Weitergabe datenschutzrechtlich sensibler Informationen, wie es z.B. die Koordinaten von Meßstellen sind, in etwa 25% der Fälle nicht möglich ist.

schutzrechtlichen Gründen oder aus tatsächlich mangelnder Verfügbarkeit diese optimistisch stimmende Quote stärker relativiert werden muß.

Zu Schwerpunkt 6: Qualitätssicherung

Das Bedeutungsfeld "**Qualitätssicherung**" (QS) ist in der Umweltbeobachtung sehr vielfältig. Es reicht von Methoden der QS durch standardisierte Beprobung und standardisierte Dokumentation der Probenahme über QS durch standardisierte Schlüsselssysteme, QS durch "Good Laboratory Praxis" (GLP) und Ringversuche bis zu Methoden der statistischen Qualitätssicherung. In jedem Fall zeichnet sich QS durch eine gute Verfahrensdokumentation aus.

Im folgenden soll eine Einschätzung dazu gewonnen werden, inwieweit Daten aus verschiedenen Ländern einer Qualitätssicherung unterzogen wurden und welche Methoden dabei angewandt werden. In insgesamt 60% der Fälle findet eine Qualitätssicherung bei der **Beprobung**, bei der **Analytik** und der **Auswertung** statt. Für die einzelnen Bereiche stellen sich die Ergebnisse wie folgt dar:

- QS bei der Beprobung in 75% der Fälle. Als Methoden der QS wurden z.B. Parallelbeprobungen, Artenidentifikation, Doppelexposition, Codelistenführung und die Eichung von Meßgeräten genannt.
- QS bei der Analytik in 80% der Fälle. Als Methoden der QS wurden z.B. Doppelbestimmung, Verfahrensblindwerte, "Good Laboratory Praxis" (GLP), Ringuntersuchungen, Kontrollanalysen und Referenzmaterialien genannt.
- QS bei der Auswertung in 62,5% der Fälle. Als Methoden der QS wurden z.B. Plausibilitätsprüfungen, Ringuntersuchungen, Ionenbilanzen und Korrelationen angeführt.

Eine Einschätzung, inwieweit Daten aus verschiedenen Ländern, die nicht nach länderübergreifenden oder bundeseinheitlichen Verfahren erhoben wurden, miteinander vergleichbar sind, muß für jeden einzelnen Indikator überprüft werden.

Zu Schwerpunkt 7: Datenverfügbarkeit

Die **Datenverfügbarkeit** stellt eine weitere Grundlage zur Nutzung von Umweltbeobachtungsdaten aus den Ländermeßnetzen dar. In diesem Zusammenhang wurde bei der Fragebogenerhebung abgefragt:

- ob die Daten veröffentlicht werden und wenn ja, wo
- wie die Daten vorliegen und
- ob Bedenken gegen die Datenweitergabe bestehen.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß in 71,3% der Fälle die Daten in Form von Periodika, Berichten oder wissenschaftlichen Abhandlungen **veröffentlicht** wurden, davon wurden 28,5% regelmäßig veröffentlicht und 42,8% einmalig. In der Regel (zu 75%) liegen die Daten digital vor, wobei die unterschiedlichsten Datenformate anzutreffen sind (z.B. dBASE IV, Access, Excel, Word, Sicad). Dies deutet darauf hin, daß mit einem erheblichen Arbeitsaufwand bei der Umsetzung der Daten für das Indikatorenprojekt zu rechnen ist. Etwa zu gleichem Anteil können die Daten in aggregierter Form oder als Primärdaten zur Verfügung gestellt werden. Bei 60% der Indikatoren, zu denen Informationen aus dem Fragebogenrücklauf vorliegen, bestehen keine **Bedenken zur Datenweitergabe** seitens der Ansprechpartner. Dagegen äußerten 25% rechtliche und 15% fachliche Bedenken. Die rechtlichen Bedenken bestehen in der Regel aus Datenschutzaspekten, sowohl gegenüber Einzelpersonen (z.B. Landwirte) als auch im Zusammenhang mit Eingriffen in gerichtliche Vorgänge oder laufende Verfahren anderer Behörden. Bei den fachlichen Bedenken wurde angeführt, daß die Weitergabe von Daten ohne Berücksichtigung von Einflußfaktoren zur Fehlinterpretation von Meßwerten führt.

Fazit

Die Daten aus der Umweltbeobachtung der Bundesländer stellen insgesamt einen sehr **heterogenen Datenbestand** dar.

Sie werden in der Regel zur Beschreibung **spezifischer** wissenschaftlicher, umweltrechtlicher oder umweltpolitischer Zusammenhänge erhoben und ausgewertet. Sollen diese Daten aus unterschiedlichen Meßnetzen in Beziehung zueinander gesetzt werden, so treten die - aus ähnlichen Bemühungen auf nationaler und internationaler Ebene bekannten - Probleme auf:

- Die Auswahl der Probeentnahmegebiete und **Meßstellen** beruht auf verschiedenen wissenschaftlichen Ansätzen.
- Die **inhaltliche Ausrichtung** der Meßnetze erlaubt keinen Vergleich (Daten aus einem Meßnetz zu Hintergrundbelastungen können nicht mit denen aus Meßnetzen zu Belastungsräumen verglichen werden).
- Die **Erhebungsfrequenz** und/oder das Alter der Meßdaten stimmen nicht überein.
- Die Meß-, Analyse- und Auswertungsmethoden sind unterschiedlich.

Für die **Nutzung der Länderdaten** im Rahmen des Umweltindikatorensystems können sich zusätzlich folgende einschränkende Faktoren abzeichnen:

- Nur teilweise **Übereinstimmung** zwischen den erhobenen Beobachtungsvariablen der Länder und den im Projekt definierten Beobachtungsvariablen;
- eine zu geringe **Meßnetzdicke** (Stichwort: mangelnde Belegungsdichte in der Zielmatrix);
- fehlende **Zuordnung** von Meßstellen zu Biotoptypen;
- rechtliche und fachliche Bedenken gegen die **Datenweitergabe**.

Anhand der ausgewerteten **Hauptfragestellungen** konnte ein Spektrum der Probleme aufgezeigt werden, mit denen man bei der Nutzung von Länderprogrammen rechnen muß. Andererseits wurden auch die Aspekte herausgearbeitet, die eine positive Einschätzung der Nutzbarkeit von Länderprogrammen betreffen. Stichworte sind hier die Bereitschaft der Ansprechpartner in

den Ländern zur Kooperation, die zumindest theoretisch bestehende Möglichkeit der Biotop-typzuordnung und die relativ konsequent durchgeführten Maßnahmen zur Qualitätssicherung.

Was den Aspekt der erforderlichen **Belegungsdichte** für Kennwerte der Zielmatrix anbelangt (Anzahl der Meßwerte je Indikator bezüglich eines Biotoptyps in einem Standorttyp), ist keine für die Bundesrepublik verallgemeinerbare Aussage möglich, solange die Biotoptypzuordnung und die Standorttypenzuordnung noch nicht tatsächlich für Meßpunkte vorgenommen ist, die realen Werte von Beobachtungsprogrammen nicht vorhanden sind und weitere Bundesländer nicht einbezogen sind.

Zur Nutzung von Daten aus Ländermeßnetzen für die Indikatoren des Akzeptorbereiches **Grundwasser** liegen erste Ergebnisse der Universität Mainz²⁵⁹ vor, die sich auf die mögliche Vergleichbarkeit von Daten aus den verschiedenen Bundesländern beziehen. Dazu wurden in den einzelnen Bundesländern u.a. die nachfolgenden Attribute der Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetze untersucht:

- Meßnetzplanung
- Meßnetzverteilung
- Anzahl der Meßstellen
- Probeentnahmezyklus
- Parametererfassung
- EDV-technische Unterstützung.

In der Regel gliedern sich die Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetze in ein Basis- oder Grundmeßnetz und die verschiedenen Sondermeßnetze. Letztere sind beispielsweise in Schleswig-Holstein Vorfeldmeßstellen, Emittentenmeßstellen, Belastungsmeßstellen und problemgebundene Meßstellen²⁶⁰. Aus den vorliegenden Dokumentationen läßt sich erkennen, daß sich die **Konzeptionen** der Meßnetze in den einzelnen Ländern zum Teil beträchtlich unterscheiden. Dies betrifft die Meßnetzplanung, die Probeentnahmezyklen, die beprobten Parameter und nicht zuletzt die EDV-technische Ausstattung in den Ländern. Lediglich in den neuen Bundesländern findet, im Rahmen des Projektes "Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes"²⁶¹ (siehe auch Abschnitt 9.7.2), eine Abstimmung bei (Neu-) Konzeption von Grundwassermeßnetzen statt.

Neben den geschilderten konzeptionellen Unterschieden der Meßnetze bestehen in den Ländern verschiedene Ansätze zur Abgrenzung der "**Grundwasserlandschaften**". Grundsätzlich wird zwar in allen Bundesländern das Ziel verfolgt, die vorhandenen "Grundwasserlandschaften" zu repräsentieren, für deren Abgrenzung liegt jedoch zur Zeit kein bundesweit einheitliches Konzept vor. Hier wird das Fazit gezogen, daß durch die derzeit bestehenden Definitionen von „Grundwasserlandschaften“ mit ihrer länderspezifischen Prägung die verschiedenen Meßnetze kaum miteinander in Beziehung zu setzen sind.

²⁵⁹ KAUPESCHENK (1997) im Entwurf.

²⁶⁰ Vorfeldmeßstellen: Meßstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit im Zuflußbereich von Grundwasserentnahmen,

Emittentenmeßstellen: Meßstellen zur Überwachung eines Gefährdungspotentials,

Belastungsmeßstellen: Meßstellen zur Überwachung von Grundwasserverunreinigungen oder deren Sanierung,

Problemgebundene Meßstellen: Meßstellen mit besonderer Aufgabenstellung.

²⁶¹ UMWELTBUNDESAMT (1995c).

Insgesamt wird festgestellt, daß die Weitergabe von Grundwasserbeschaffheitsdaten aus den Ländern im Rahmen nationaler oder **internationaler Berichtspflichten** "nur schwer möglich"²⁶² ist, da die Vergleichbarkeit der Daten und deren Kontrolle nicht oder nur unter Einschränkungen gewährleistet ist²⁶³.

Die Erfahrungen aus der Machbarkeitsstudie II haben explorativen Charakter. Sie verweisen auf Problemstellungen, die im Falle weiterer **Realisierungsschritte** des Umweltindikatorensystems auf der Basis von Länderdaten behandelt werden müssen. Dies schließt eine realistische Einschätzung des organisatorischen Aufwandes zur Verbesserung der Datenlage ein.

9.4 Empirische Testphase: Indikatoren für Stoffe in den Akzeptorbereichen Boden und Grundwasser

Im Rahmen der **empirischen Testphase** sollen anhand konkreter Daten der stoffbezogenen Umweltbeobachtung aus den drei Bundesländern Brandenburg, Berlin und Thüringen sowie aus Meß- und Beobachtungsprogrammen auf Bundesebene die Datenübernahme erprobt und Einschätzungen zur Realisierbarkeit abgeleitet werden. Weiteres Ziel der empirischen Testphase ist der Aufbau eines „Informationssystems Umweltindikatoren“ zur Dokumentation und Fortschreibung der Indikatoren und Übernahme konkreter Daten sowie zur Auswertung und Darstellung von Ergebnissen.

In Abschnitt 9.4.1 wird zunächst das **Informationssystem** vorgestellt, das sowohl die dem Indikatorenkonzept zugrundeliegenden Geodaten (Standorttypen, Ökologische Flächenstichproben usw.) als auch die Dokumentation der Indikatoren (Indikatorenkennblätter) sowie konkrete Daten der Umweltbeobachtung umfaßt.

In den Abschnitten 9.4.2 und 9.4.3 wird das Ergebnis der Übernahme von Daten aus drei Bundesländern sowie aus bundesweiten Umweltbeobachtungsprogrammen dokumentiert. Der anschließende Abschnitt 9.4.4 stellt die Ergebnisse aus dem **Praxistest** dar. Er gliedert sich in zwei Schwerpunkte. In Abschnitt 9.4.4.1 werden die Fragestellungen zur Ausfüllung der Zielmatrix, dem Einsatz der CORINE Landcover Daten als Ersatz für fehlende Biotoptypzuordnungen und die Frage nach dem Aussagegehalt von berechneten Indikatorwerten für Standorttypen bzw. Landschaftstypen behandelt.

In Abschnitt 9.4.4.2 wird das Ergebnis einer Prüfung der räumlichen und inhaltlichen Deckung von Standorttypen und **hydrogeologischen Einheiten** für Aussagen über die Grundwasserqualität vorgestellt. Die Auswertungen erfolgen mit Hilfe eines Geoinformationssystems. Diese Prüfung soll Grundlage sein für die Entscheidung, ob für den Akzeptorbereich Grundwasser eine von den Standorttypen verschiedene Raumgliederung angebracht ist.

In Abschnitt 9.4.5 werden die Ergebnisse der empirischen Testphase abschließend zusammengefaßt.

²⁶² KAUPE/SCHENK (1997).

²⁶³ Zu ähnlichen Schlußfolgerungen kam auch der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Im Umweltgutachten 1996 heißt es: "Die im Bereich Grundwasserbeschafftheit lückenhafte Datenlage ist durch das Fehlen eines flächendeckenden Meßnetzes bedingt. Nach Auffassung des Umweltrates müssen erhebliche Anstrengungen unternommen werden, um die seit langem geforderte Vereinheitlichung der Datengrundlagen in den Ländern zu erreichen. Die institutionelle Koordination eines solchen Meßnetzes zwischen Bund und Ländern muß dabei vordringlich vorangetrieben werden." DER RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996).

9.4.1 Informationssystem Umweltindikatoren

Im Rahmen der empirischen Phase werden - auf der Grundlage der Ergebnisse der Vorerhebung zur Datensituation - aus den drei Bundesländern Brandenburg, Berlin und Thüringen Daten für die Indikatoren sowie die Grundlagendaten (z.B. Standorttypen aus der Clusteranalyse) übernommen. Ziel ist die **Machbarkeit** des Umweltindikatorensystems pilothaft zu untersuchen und zu demonstrieren. Hierfür wird das "Informationssystem Umweltindikatoren" in zwei Ausbaustufen (Entwicklungsstufen) eingerichtet, das die Übernahme und Verwaltung von Daten

a) aus bundesweiten Beobachtungsprogrammen und

b) aus den Bundesländern ermöglicht,

ferner deren Verarbeitung nach den Regeln des Umweltindikatorensystems und deren Darstellung erlauben wird.

9.4.1.1 Anforderungen und Nutzer

Das Informationssystem Umweltindikatoren soll während der empirischen Phase im Rahmen des laufenden Vorhabens und im Rahmen der Umsetzung der Konzepte (siehe Abschnitt 10.5) genutzt werden. Nutzer sind im vorliegenden Projekt das Statistische Bundesamt und die Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin. Die über das laufende Vorhaben hinausgehende Nutzung ist beim Statistischen Bundesamt vorgesehen. Zu den **Anforderungen**, die sich aus den Arbeiten während der empirischen Phase ergeben, zählen:

- Dokumentation der stofflichen Indikatoren, insbesondere von Boden und Grundwasser,
- Dokumentation von bundesweiten und in Bundesländern existierenden Meß- und Beobachtungsprogrammen,
- Übernahme entsprechender Daten,
- Dokumentation der Daten,
- Aufbereitung der Daten in Tabellen, Diagrammen usw.,
- Räumliche Aggregation der Daten,
- Integration der Ergebnisse aus der Ökologischen Flächenstichprobe,
- Dokumentation der strukturellen Indikatoren,
- Übernahme, Dokumentation und Verwaltung von Geodaten aus den Bundesländern und
- Darstellung der Ergebnisse in thematischen Karten.

9.4.1.2 Rahmenbedingungen im Statistischen Bundesamt

Technische Komponenten des **Informationssystems** Umweltindikatoren sind ein Geoinformationssystem (GIS) und eine mit dem GIS verknüpfte Datenbank. Als Datenbanksoftware soll im Statistischen Bundesamt MS-ACCESS zum Einsatz kommen. UNIX-Datenbanken gehören derzeit nicht zur Standard-Software im Statistischen Bundesamt. Als GIS kommen im Statistischen Bundesamt ARC/INFO und ArcView zum Einsatz.

Vor diesem Hintergrund bieten sich die im folgenden kurz beschriebenen technischen Lösungsalternativen für das Informationssystem Umweltindikatoren an.

9.4.1.3 Lösungsalternativen

Entwicklungsstufe 1

- **GIS ARC/INFO und Access**

Für die fachlich-inhaltliche Aufbereitung der Geo-Daten innerhalb des Indikatorenprojekts ist die Verwendung des **GIS ARC/INFO** eine ideale Lösung. Nachteilig ist hingegen, daß es sich hier um ein kostenspieliges Produkt handelt. Im Rahmen der empirischen Testphase und für eine künftige Fortsetzung wird ARC/INFO für den Bereich der Geodaten als Werkzeug für die Datenübernahme, Datenkonvertierung und Datenhaltung sowie komplexe Datenanalysen maßgeblich bleiben.

Die Entwicklung eines **Geo-Servers**, der die Abfrage mehrerer Benutzer von 4/86 PC's ermöglicht, ist gegenwärtig u.a. im Rahmen des Projektes GISU²⁶⁴ auf der Basis von SDE (Spatial Data Engine mit ORACLE) und MAPObjects als Internet-Server im Umweltbundesamt in der Planung. Die Entwicklung und der Einsatz eines Geo-Servers im Statistischen Bundesamt ist derzeit nicht vorgesehen.

Parallel dazu wurde eine **ACCESS**-Datenbank aufgebaut. ACCESS ist ein Standarddatenbankpaket der Firma Microsoft. Die entwickelte Datenbank enthält Informationen zu den Indikatorenkennblättern, Ansprechpartnern für Indikatoren in den Bundesländern und Ergebnisse aus der Fragebogenaktion.

Entwicklungsstufe 2

Vor dem Hintergrund der beschriebenen Anforderungen ergeben sich für die Software-Technologie bei einer **Mehrbenutzer-Anwendung** grundsätzlich folgende Möglichkeiten:

- **GIS ARC/VIEW und Access**

Mit **ARC VIEW** kann problemlos auf die aufbereiteten Geo-Daten in ARC/INFO zugegriffen werden. Eine Benutzeroberfläche ermöglicht über DDE²⁶⁵ eine direkte Anbindung an die Access-Datenbank. Dabei können sowohl Daten als auch Befehle ausgetauscht werden. Über die Benutzeroberfläche können Karten der Indikatoren und weiterer Geo-Daten am Bildschirm dargestellt und weitere Informationen im Access-Arbeitsblatt eingesehen und abgefragt werden. Mit zu entwickelnden Tools können neue Meß- und Beobachtungsdaten, neue Beobachtungsprogramme usw. in der Datenbank erfaßt und über ihre Koordinaten in das Geo-System eingebunden werden. Gute ArcView-Kenntnisse ermöglichen dem Nutzer, selbst Karten zu

²⁶⁴ „Geographisches Informationssystem Umwelt des Umweltbundesamtes“.

²⁶⁵ DDE ist ein Standardprotokoll zur Kommunikation zwischen Programmen in der Windows-Welt.

erstellen und Überlagerungen, Pufferungen und geostatistische Analysen durchzuführen. Dieses Produkt benötigt für seine stabile Lauffähigkeit allerdings als notwendige technische Voraussetzung mindestens 32 MB Arbeitsspeicher und ist auch nicht auf allen Hardware-Plattformen verfügbar. Die folgende Tabelle erlaubt eine Einschätzung der Vor- und Nachteile:

Tabelle 9.4.1.3-1: Vor- und Nachteile der Software-Komponenten ArcView/Access

ArcView / Access	
Vorteile	Nachteile
Erstellung interaktiver Karten mit ArcView.	Gute ArcView-Fachkenntnisse sind notwendig.
Vorhandene Views können je nach Erfordernissen geändert werden.	Ein stabiles System benötigt als notwendige technische Voraussetzung mindestens 32 MB Arbeitsspeicher.
Durchführung eigener Analysen (z.B. Überlagerungen, Bufferungen, Abstandsmessungen, statistische Analysen) durch den Benutzer in ArcView.	

• Browser-Technologie

Bereits bei dem vom Statistischen Bundesamt initiierten Projekt "Daten zur Bodenbedeckung"²⁶⁶ wurde GISU eingesetzt. Hier steht ein Instrument zur Verfügung, mit dem Geodaten nach einheitlichen Richtlinien dokumentiert werden. Die Visualisierung, Kartendarstellung und -analyse erfolgt durch einfache Werkzeuge und Funktionen. Die geographischen Informationen werden mit Bild- und Textinformationen verknüpft. Mit Hilfe von "clickable maps" können Meßpunkte zu Beobachtungsprogrammen als Grundlage für Indikatoren angeklickt und eine Datenbankabfrage (zum Beispiel nach unterschiedlichen Kriterien zur Aggregation) generiert werden. Umfassende Software-Kenntnisse sind nicht nötig. Eine Aufrüstung der verfügbaren Hardware bei den Nutzern ist ebenfalls nicht erforderlich.

Zur **Integration** von GISU in das Informationssystem Umweltindikatoren ist es notwendig, die vorhandene Access-Datenbank an die Objekte und Objektklassen von GISU anzupassen. Eine automatische HTML-Programmierung²⁶⁷ ermöglicht eine dynamische Einbindung.

Diese Lösung ermöglicht **Auskunftsfunktionen** mit dynamischen Datenbankabfragen und die Eingabe neuer Daten (Beobachtungsprogramme, Meß- und Beobachtungsdaten usw.). Analytische Funktionen auf Geodaten (Verschneidung, Pufferung etc.) müssen jedoch in ARC/INFO selbst durchgeführt werden. In Tabelle 9.4.1.3-2 werden die Vor- und Nachteile gegenübergestellt:

²⁶⁶ STATISTISCHES BUNDESAMT (1996)

²⁶⁷ HTML = Hypertext Markup Language

Tabelle 9.4.1.3-2 Vor- und Nachteile der Browser-Technologie

Browser Technologie	
Vorteile	Nachteile
Die Visualisierung, Kartendarstellung und -analyse erfolgt durch einfache Werkzeuge und Funktionen.	Vorhandene Karten, Texte und Bilder sind statisch.
Geographische Informationen werden verknüpft mit textlichen und Bildinformationen.	Selbständige Abfragen und Analysen der Geodaten sind mit Fachkenntnissen möglich.
Über "clickable maps" können Meßpunkte der Indikatoren angeklickt werden, und eine Datenbankabfrage erfolgt.	
Der Benutzer muß bei der Standardversion nur geringe Software-Kenntnisse besitzen.	
Verfügbare Hardware des Statistischen Bundesamtes kann genutzt werden.	
Dynamische HTML-Programmierung (HTML = Hypertext Markup Language).	

9.4.1.4 Realisierung

In Absprache mit dem Statistischen Bundesamt wurden für die technische Realisierung der Entwicklungsstufe 1 GIS ARC/INFO und Access, für die Entwicklungsstufe 2 die Browser-Technologie gewählt.

• Entwicklungsstufe 1: GIS ARC/INFO und Access

Neben den Daten der Indikatoren zum Akzeptor Grundwasser und Akzeptor Boden sind als **Grundlagendaten** im Geoinformationssystem integriert:

- Geodaten zur Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) für das Gebiet der Neuen Bundesländer,
- Standorttypen aus der Clusteranalyse für das Gebiet der BRD,
- Stichprobeneinheiten mit Biotoptypen der "Ökologischen Flächenstichprobe" in der Bundesrepublik,
- hydrogeologische Einheiten für das Gebiet der Neuen Bundesländer.

Als topographische Basiskarte wurde für die Testphase die Digital Chart of the World, 1:1 Mio. der Firma ESRI ausgewählt und aufbereitet.

Im Bereich der kartographischen Arbeiten wurden die Maßstäbe (Tabelle 9.4.1.4-1) festgelegt. Abhängig vom **Maßstab** und dem festgelegten Untersuchungsgebiet ergibt sich die Blattgröße der Karte sowie der Platzbedarf der Legende automatisch. Sie wird auf der rechten Seite der Karte plaziert mit einer Breite von 21 cm.

Tabelle 9.4.1.4-1 Maßstabskonzept

	Bundesrepublik 1:1 Mio.	Neue Länder 1:1 Mio.	Brandenburg und Berlin 1:500 000	Thüringen 1:500 000
Bodenbedeckung 1)	für diesen Maßstab nicht geeignet	für diesen Maßstab nicht geeignet	x	x
Standorttypen 2)	x	x	x	x
Untersuchungs- gebiete ÖFS 3)	-	-	1:500 000 1:1.5 Mio (DIN A4)	1:500 000 1:1 Mi. (DIN A4)
Hydrogeologische Einheiten 4)	x	x	x	x

1) Aufnahmemaßstab 1:100 000

2) Mit 1x1 km Raster

3) Mit einer Größe von 1x1 km

4) Die Karte der hydrogeologischen Einheiten deckt nur das Gebiet der neuen Bundesländer ab. Im Hinblick auf die Zielvorstellungen des Forschungsprojektes wurde hier eine Darstellung für das Gebiet der Bundesrepublik eingebaut. Dargestellt werden die Staats- und Ländergrenzen der Bundesrepublik sowie die hydrogeologischen Einheiten in den neuen Bundesländern.

Alle hier angegebenen Karten können mittels der Benutzeroberfläche auf dem Bildschirm betrachtet und gegebenenfalls ausgeplottet werden.

Je nach **Thema** wird die topographische Karte unterschiedlich aufbereitet. Bei der Bodenbedeckung werden Staatsgrenzen, Bundesländergrenzen und Stadtnamen angegeben, da das Kartenthema selbst schon zur Orientierung beiträgt. Bei den Standorttypen werden dazu noch die Gewässer, Straßen, Eisenbahnen, Siedlungsflächen und Stadtnamen dargestellt. Die Untersuchungsgebiete der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) enthalten gegenwärtig nur die Staatsgrenzen und die Bundesländergrenzen als topographische Elemente.

Die Benutzeroberfläche

Zusätzlich wurde eine **Benutzeroberfläche** in ARC/INFO programmiert. Mit dieser Plotoberfläche ist es möglich, das gewünschte Untersuchungsgebiet (zur Wahl stehen bisher: Bundesrepublik, Neue Länder, Berlin, Brandenburg, Thüringen) sowie eine Themenauswahl (zur Wahl stehen bisher Standorttypen, Bodenbedeckung, Flächen der Ökologischen Flächenstichprobe, Hydrogeologische Einheiten) auszuwählen und zu plotten. Ein Platzhalter für die Umweltindikatoren ist integriert. Ein Prototyp der Benutzeroberfläche (ohne Einbindung der hydrogeologischen Einheiten) wurde 1996 dem Statistischen Bundesamt übergeben. Die Benutzeroberfläche wird mit dem Befehl &RUN UMI.AML aufgerufen und ist nach folgenden Schema aufgebaut:

Erste Maske:

Informationssystem Umweltindikatoren

Gebietsauswahl

- Bundesrepublik Deutschland
- Neue Bundesländer
- Berlin
- Brandenburg
- Thüringen

Zweite Maske:

Informationssystem Umweltindikatoren

Themenauswahl

- Meß- und Beobachtungsprogramme
- Standorttypen
- Bodenbedeckung
- Flächen der Ökologischen Flächenstichprobe
- Hydrogeologische Einheiten

In der Benutzeroberfläche werden auch Fehlerquellen behandelt. Beispielsweise wird das Makro-Programm abgebrochen, wenn kein Gebiet angegeben ist.

Datenbank

Die Weiterentwicklung des **Datenbankteils** erfolgt auf der Grundlage der in der FFU erstellten MS-Access-Anwendung für die Indikatorenkennblätter (vgl. Abschnitt 9.3.2). Die Datenbank beinhaltet folgende Module:

- Modul 1 Indikatorenkennblatt
- Modul 2 Fragebogenerhebung²⁶⁸
- Modul 3 Beobachtungsprogramm
- Modul 4 Meß- und Beobachtungsdaten
- Modul 5 Auswertung.

• Entwicklungsstufe 2: Browser-Technologie

Die vorhandenen Daten werden nach dem Konzept von GISU in die folgende **Objektklassen** gegliedert:

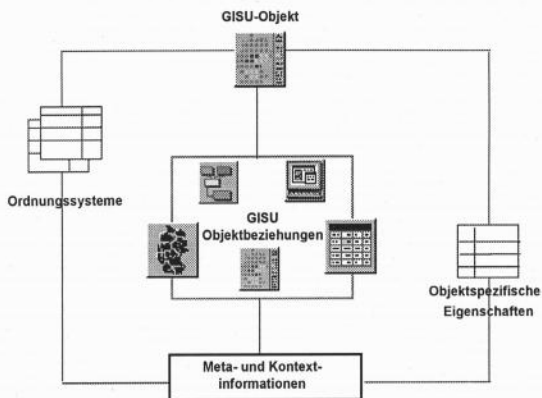
- Indikatoren
- Grundlagendaten
- Beobachtungsprogramme
- Meßstellen
- Meßwerte
- Ansprechpartner für Datenbestände und
- Fragebogen.

Die **Objekte** sind miteinander verknüpfbar (z.B. Umweltindikatoren, Beobachtungsprogramme). Diese Verknüpfung ist unabhängig von der Deskribierung der beteiligten Objekte und ermöglicht damit die Navigation im Informationssystem²⁶⁹. Begrifflich werden unterschieden "Metadaten" bzw. "Metainformationen" im Sinne von objektklassenspezifische Eigenschaften und Eigenschaftswerten von Objekten einerseits und Kontextinformationen im Sinne von Verknüpfungen von Objekten unterschiedlicher Objektklassen andererseits. (Abb. 9.4.1.4-1).

²⁶⁸ Dieses Modul beinhaltet eine weitere Komponente zum Verwalten der Adressen von Ansprechpartnern für Indikatoren und Datenbestände.

²⁶⁹ Zur begrifflichen Abgrenzung von "Recherche und Navigation": Als Recherche wird eine Operation bezeichnet, die a) eine Recherchebedingung formuliert = input (z.B. Deskriptoren eines Thesaurus) und b) eine Fundmenge zum Ergebnis hat, die diesen Recherchebedingungen genügt = output. In Abgrenzung zu einer eher frageleitenden Recherche ist die Navigation eher eine angebotsorientierte Operation. Ausgehend von einer beliebigen Instanz (Objekt) werden verknüpfte Instanzen zur Auswahl angeboten. Nach der Auswahl einer verknüpften Instanz werden für diese wiederum verknüpfte Instanzen angeboten.

Abbildung 9.4.1.4-1 Meta- und Kontextinformationen in GISU²⁷⁰



Das Informationssystem Umweltindikatoren basiert auf dem Konzept von GISU. Wichtige **Elemente** sind anhand von Beispielen nachfolgend dargestellt.

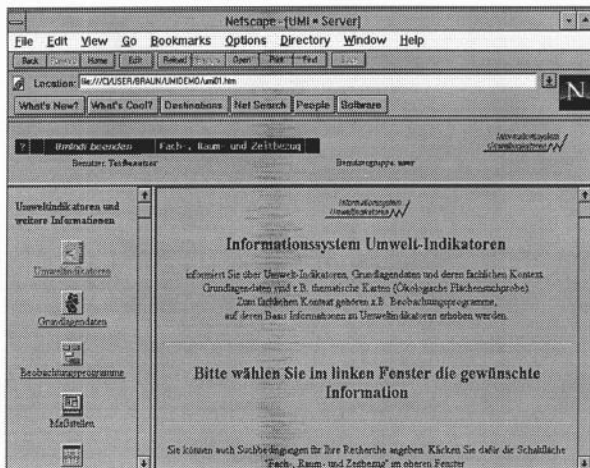
Nach dem Programmaufruf erscheint die **Titelseite**. Hier sollten Möglichkeiten bestehen zu einer:

1. Kurzbeschreibung des Informationssystems Umweltindikatoren (fachlicher Kontext)
2. Beschreibung zur Disk
3. Beschreibung zu GISU
4. Kurzbeschreibung zur Hypertextanwendung
5. Startbutton.

²⁷⁰ NOUHUYS, J. V. & JAHR, B. (1996)

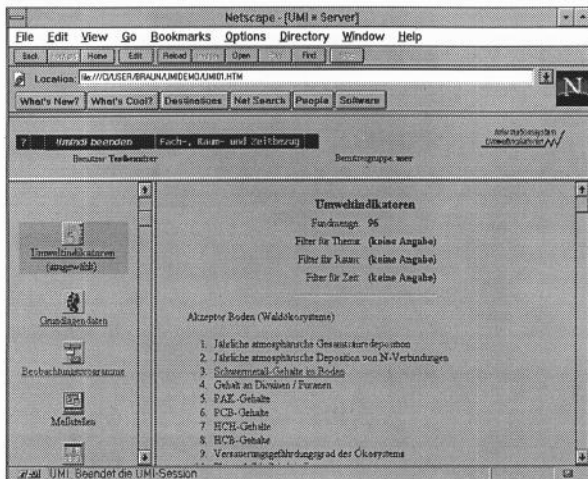
Nach Klicken des Startbutton kann der Benutzer eine Objektklasse auswählen. Abbildung 9.4.1.4-2 zeigt ein Anwendungsbeispiel.

Abbildung 9.4.1.4-2 Anwendungsbeispiel Auswahl Objektklasse (Entwurf)



Wird die Objektklasse Umweltindikatoren angeklickt, erscheint die Liste der Umweltindikatoren (Abbildung 9.4.1.4-3).

Abbildung 9.4.1.4-3 Anwendungsbeispiel Umweltindikatoren (Entwurf)



Bei Wahl des Umweltindikators "Schwermetallgehalte im Boden" des Akzeptors Boden Waldökosystemtypen - kann der Benutzer **Informationen** abrufen zu:

- Kennblattinformationen
- Kontextinformationen (z.B. Ansprechpartner, Beobachtungsprogramme, Meßstellen, Meßdaten)
- Darstellung- und Bearbeitungsfunktionen.

Abbildung 9.4.1.4-4 zeigt dazu ein Anwendungsbeispiel, bei dem die Option Kennblattinformation gewählt wurde.

Abbildung 9.4.1.4-4 Anwendungsbeispiel "Umweltindikatoren" (Entwurf)

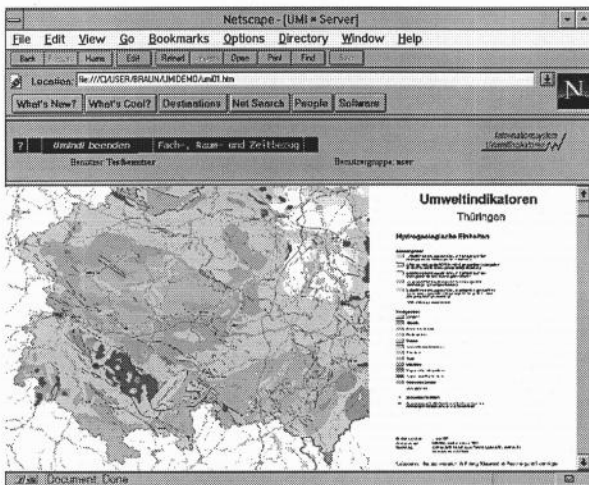
The screenshot shows a Netscape browser window with the address bar set to 'file:///C:/USER/BRALN/UMDEND/UMDI/...'. The browser interface includes a menu bar (File, Edit, View, Go, Bookmarks, Options, Directory, Window, Help) and a toolbar with buttons for Back, Home, Edit, Reload, Open, Print, and Find. Below the browser window, a web page is displayed with a header area containing navigation links like 'Ganzheit berichten', 'Fach-, Raum- und Zeitbezug', and 'Umweltindikatoren Umweltindikatoren'. The main content area is titled 'Indikator Schwermetallgehalte im Boden'. On the left, there is a sidebar with links: 'Auswahl', 'Das Hauptfenster zeigt', 'Kenntnisinformation', 'Kontextinformationen', and 'Darstellungen- und Bearbeitungsfunktionen'. The main content area contains a table with the following data:

Indikator	Schwermetallgehalte im Boden
Definition	Gehalte von Schwermetallen in Auflage- und A-Horizont von Waldböden
Dimension	jeweils in mg/kg Trockensubstanz
Idealtypische Aussage	- Durchschnittlicher Gesamtgehalt und Hintergrundgehalte (einzelner Schwermetalle) in Waldböden Deutschlands (90. Perzentil) Beispielangaben für Hintergrundgehalte in Waldböden Deutschlands: Cd 1,2 mg/kg, Cu 48,0 mg/kg, Pb 330,0 mg/kg, Zn 182,0 mg/kg (Wald/Auflage, 90. Perzentil) - Durchschnittlicher Gesamtgehalt und Hintergrundgehalte für Cd, Cu, Hg, Ni und Pb in Auflage- und A-Horizont von Laub- und Nadelwäldern - Differenziert nach Standorttypen / Standortkennzeichen
Anwandsbereich	Objektbezug a) Akzeptorebene, Umweltstandard

The status bar at the bottom of the browser window shows 'file:///C:/... Document Done'.

Die **Darstellungsfunktion** soll anhand der Karte der hydrogeologischen Einheiten dokumentiert werden (Abb. 9.4.1.4-5).

Abbildung 9.4.1.4-5 Anwendungsbeispiel Darstellungsfunktion (Entwurf)²⁷¹



9.4.1.5 Stand des Aufbaus des Informationssystems Umweltindikatoren

Der **Aufbau** des Informationssystems Umweltindikatoren wurde - wegen des relativ späten Beginns dieser Arbeitsschritte im Rahmen des Gesamtprojekts - erst nach dem offiziellen Projektende abgeschlossen. Von den drei Teilmodulen in technischer Sicht

- Geo-Informationssystem (ARC/INFO) einschließlich der Grundlagendaten und der Benutzeroberfläche;
- Datenbank (MS-ACCESS) einschließlich der Indikatorendokumentation und der Daten;
- Benutzeroberfläche unter Netscape mit Zugriff auf die Datenbank;

wurden die beiden erstgenannten **Teilmodule** - wenn auch mit Datenlücken im Akzeptorbereich Boden - rechtzeitig implementiert. Die Datenbankentwicklung erfolgte auf der Grundlage

²⁷¹ Bei den hydrogeologischen Einheiten handelt es sich nicht um einen Umweltindikator. Der Begriff "Umweltindikator" in der Abbildung gibt lediglich den Titel der Karte wieder (vgl. Test-Anwendung ARC/INFO).

der zur Indikatorendokumentation (Indikatorenkennblätter) in der FFU entwickelten MS-ACCESS-Anwendung und wurde um die Komponente "empirische Daten" ergänzt. Die Umsetzung der in ARC/INFO vorliegenden Geodaten in ein GIF-Format²⁷² ist erfolgt. Von der Benutzeroberfläche unter Netscape kann inzwischen auf die digitalen Geodaten seitens des Clients (PC ohne eigenes Geo-Informationssystem) zugegriffen werden.

9.4.2 Übernahme von Daten aus drei Bundesländern

Parallel zur Entwicklung des "Informationssystems Umweltindikatoren" sollte mittels der empirischen Testphase die Realisierbarkeit von Umweltzustandsindikatoren exemplarisch geprüft werden. Dabei zeigte sich, daß die Arbeitsphase vor dem Beginn inhaltlicher Datenauswertungen einen wesentlich größeren Umfang annahm, als ursprünglich im Forschungsvorhaben erwartet wurde. Die **Datengewinnung** als solche und - damit verbunden - erforderliche projektbezogene Dokumentationen zum jeweiligen Erhebungskontext, der Biotoptypzuordnung etc. muß somit als eigenständige, zeit- und arbeitsintensive Phase beurteilt werden. Die beiden folgenden Unterabschnitte geben anhand der Akzeptorbereiche Boden und Grundwasser ein Beispiel für diese Phase der Realisierung von Zustandsindikatoren, hier auf Basis bestehender sekundärstatistischer Umweltdaten.

9.4.2.1 Akzeptorbereich Boden

Insbesondere für Indikatoren des Akzeptors Boden gestaltete sich die **Datenübernahme** der länderspezifischen Daten aufwendig. Als erster Schritt mußte eine Auswertung des Fragebogenrücklaufs (Machbarkeitsstudie II) aus den Ländern durchgeführt werden, mit dem Ziel, die Indikatoren zu selektieren, die mit Daten aus den Ländermeßnetzen und -programmen evaluiert werden können. Voraussetzung für ein statistisches Berichtssystem sind regelmäßige beziehungsweise dauerhaft Beobachtungsprogramme. Einmalige Erhebungen wurden deshalb für die weitere Bearbeitung ausgeschlossen (siehe Abschnitt 9.3.3.3, Punkt 3). Anschließend wurden mit den Ansprechpartnern die Datenübernahmespezifikationen und -termine vereinbart. Die Ergebnisse der Datenübernahme in den Ländern Berlin und Brandenburg werden in den folgenden Übersichten wiedergegeben.

In der Spalte „Rücklauf“ der **Übersicht** 9.4.2.1-1 wird dokumentiert, ob aus dem jeweiligen Bundesland eine Antwort auf den Fragebogen vorliegt (vgl. Abschnitt 9.3.3). In der Spalte „Daten vorhanden“ wird dokumentiert, ob im jeweiligen Bundesland Daten zum abgefragten Indikator vorliegen.²⁷³ In der Spalte „Daten übernommen“ wird dokumentiert, ob Daten aus dem jeweiligen Bundesland übernommen werden konnten.

²⁷² Hierbei handelt es sich um ein unter Netscape gebräuchliches grafisches Dateiformat.

²⁷³ Die Markierungen wurden auf der Basis der Ergebnisse der Fragebogenerhebung durchgeführt. Die Übersichten spiegeln insofern das Fehlen von Daten zum jeweiligen Indikator (nur) bei der befragten Institution wieder. Wenn kein Rücklauf aus der Fragebogenerhebung vorlag (Spalte 2), konnten ebenfalls keine weiteren Markierungen vorgenommen werden. Das Fehlen einer Markierung läßt somit nicht definitiv darauf schließen, ob in dem betreffenden Bundesland tatsächlich Daten vorhanden sind oder nicht.

Für **Thüringen** wurde ursprünglich vereinbart, daß die FFU an einer Sitzung des „Arbeitskreises Bodendauerbeobachtungsflächen“ teilnimmt. Der AK ist eine Arbeitsgruppe der vier Landesanstalten des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Die Leitung des AK obliegt dem Referat Bodenkundliche Landesaufnahme, Bodenschutz der Thüringer Landesanstalt für Geologie (TLG). Auf der Sitzung, die am 19. 02. 97 stattfand, sollte ein Tagesordnungspunkt zum Thema "Datenübernahme für die empirische Testphase im Umweltindikatorenprojekt" behandelt werden. Da jedoch eine Änderung des Sitzungsablaufs bevorstand, wurde der FFU angeboten, einen Sondertermin zum Thema Umweltindikatoren einzuberufen. Hierzu fand am 14. April ein Beratungsgespräch mit den Mitgliedern des AK statt. Seitens des Arbeitskreises wurde signalisiert, daß keine inhaltlichen, datenschutzrelevanten oder aufwandsmäßigen Einwände gegen eine Unterstützung der empirischen Testphase bestünden. Die Mitglieder des Arbeitskreises haben sich bereit erklärt, als Ansprechpartner die Zuordnung der Meßwerte zu den Biotoypen zu betreuen, sofern das Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt zustimmt. Konkrete Daten lagen bis zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts nicht vor.²⁷⁴

Übersicht 9.4.2.1 - 1: Datenlage Akzeptor Boden

Indikator	Rücklauf:		Daten vorhanden		Daten übernommen	
	BRB	BE	BRB	BE	BRB	BE
Boden: Agrarökosystemtypen						
Düngemittel-Einsatz	•	•	•		•	
PSM-Einsatz	•	•	•			
Klärschlammausbringung	•	•	•		•	
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	•	•	•	•	•	•
Atmosphärische Deposition von Schwermetallen	•	•	•	•	•	•
Gehalt an Dioxinen/Furanen	•		•		•	
Boden: Waldökosystemtypen						
Gehalt an Dioxinen/Furanen	•		•		•	
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern	•	•	•	•	•	•
Boden: sonstige naturnahe Ökosystemtypen						
Gehalt an Dioxinen/Furanen	•					
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	•	•		•		•

BRB=Brandenburg, Be=Berlin

Aus der Übersicht 9.4.2.1-1 wird erkennbar, daß zu den meisten Indikatoren des Akzeptors Boden, für die Fragebogen in der **Länderbefragung** verschickt wurden, auch ein Rücklauf vorliegt. Ausnahme ist der Indikator „Gehalt an Dioxinen/Furanen“, für den aus Berlin kein Rücklauf vorliegt.

Sind keine **Daten** für den betreffenden Indikator vorhanden, und war trotzdem eine Rückmeldung aus der Fragebogenerhebung zu verzeichnen, so liegt dies entweder daran, daß die angeschriebene Institution sich für „nicht zuständig“ erklärt hat (Düngemittel-Einsatz/Berlin) oder aber daß keine Daten durch die Institution erhoben werden. Ursache dafür ist wiederum, daß entweder noch kein Meßprogramm vorhanden ist (z.B. Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern/ Brandenburg) oder beispielsweise keine Klärschlammausbringung mehr stattfindet, wie in Berlin.

Aus der Übersicht 9.4.2.1-1 wird weiterhin deutlich, daß **vorhandene Daten** auch **übernommen** wurden. Eine Ausnahme bildet der Indikator PSM-Einsatz. Von der datenliefernden Stelle im Land Brandenburg wurde mitgeteilt, daß nur eine fallweise Bearbeitung von Schäden an

²⁷⁴ Für stoffliche Indikatoren im Zusammenhang mit Schwermetallen kann frühestens im Dezember 1997, nach Abschluß eines Schwermetalluntersuchungsprogramms des Landes Thüringen, gerechnet werden.

Kultur- und Nutzpflanzen bei Verdacht auf unsachgemäße Anwendung von PSM stattfindet. Diese Untersuchungen werden nur an wenigen Beständen pro Jahr durchgeführt. Außerdem bestehen rechtliche Bedenken gegen die Datenweitergabe, da hiermit ein Eingriff in gerichtliche Vorgänge oder Vorgänge anderer Behörden verbunden sein kann.

Den jeweiligen Ansprechpartnern wurden zur **Datenübernahme** die Definitionen und der stoffliche Bezug der entsprechenden Indikatoren sowie eine Liste der im Projekt verwendeten Biotypen zugesendet. Ferner wurde eine tabellarische Übersicht beigefügt, aus der die Datenübernahmespezifikationen ersichtlich waren:

Übersicht 9.4.2.1-2: Datenübernahmespezifikationen

Attribute	Felddefinitionen	Erläuterungen
Programm:	Name: (Text, 255)	Name des zugrundeliegenden Meß-/ Beobachtungsprogramms
Meßnetz:	Name: (Text, 255)	Wenn vorhanden, Name des Meßnetzes, das Bestandteil des zugrundeliegenden Meß-/ Beobachtungsprogramms ist
	Meßpunkte: (Zahl)	Gesamtzahl der Meßpunkte eines Netzes/Programms
Meßstelle: (wenn es sich die Meßwerte auf punkthafte Erhebungen stützen)	Name: (Text, 255)	Wenn vorhanden, Name oder interne Bezeichnung der Meßstelle
	Koordinaten Hochwert: (Zahl)	Georeferenzierung: Hochwert der Meßstelle
	Koordinaten Rechtswert: (Zahl)	Georeferenzierung: Rechtswert der Meßstelle
	Biotypzuordnung: (Zahl)	Wenn eine Biotypzuordnung der Meßstelle durch Sie vorgenommen werden kann, besitzen Sie bitte den mitgelieferten Biotypschlüssel (lfd. Nr.)
Meßfläche: (wenn es sich um flächenhafte Erhebungen oder auf flächen aggregierte Meßwerte handelt)	Name: (Text, 255)	Hier soll der Name der Meßfläche angegeben werden (wenn es sich um administrative Raumabgrenzungen handelt, beispielsweise der Name eines Kreises).
	Flächenschwerpunkt Hochwert: (Zahl)	Georeferenzierung: Hochwert des Flächenschwerpunktes
	Flächenschwerpunkt Rechtswert: (Zahl)	Georeferenzierung: Rechtswert des Flächenschwerpunktes
	Polygon: (Zahl)	Georeferenzierung der Meßfläche
	Biotypzuordnung	Wenn eine Biotypzuordnung der Meßfläche durch Sie vorgenommen werden kann, besitzen Sie bitte den untenstehendem Biotypschlüssel (lfd. Nr.)
Meßgrößen:	Name: (Text, 255)	Name der Meßgröße (Beobachtungsvariable)
	Kurzform: (Text, 20)	z.B. chemische Formel der Meßgröße
	Meßeinheit: (Text, 255)	Einheit der Meßgröße
	Melldatum (Datum, tt.mm.jj)	Datum der Messung (entfällt bei zeitlich aggregiertem Meßwerten)
	Meßzeitraum (Text)	Bei zeitlich aggregierten Meßwerten, Angabe des Meßzeitraumes
	Meßwert (Zahl)	eigentlicher Meßwert
Methoden:	Probenahmemethode: (Text, 255)	Probenahmemethode, wenn es sich um eine standardisierte Probenahmemethode handelt
	Analysemethode: (Text, 255)	Analysemethode, wenn es sich um eine standardisierte Analysemethode handelt
	Berechnungsmethoden (Text, 255)	Angabe der Berechnungsmethoden, die zu den angegebenen Meßwerten geführt haben (z.B. zeitliche und räumliche Aggregationen, evtl. angewendete Interpolationsmethoden)

Für eine **weitere Verwendung der Daten** im Rahmen der empirischen Testphase ist es zunächst wichtig, die fachliche Ausrichtung der Erhebungsprogramme in den Ländern mit den Aussageintentionen der Indikatoren zu vergleichen. Weitere Auswertungsaspekte stellen die Georeferenzierung sowie die Zuordnung der Meßstellen/-flächen zu der im Projekt verwendeten Biotypisierung dar. Nicht zuletzt soll überprüft werden, ob evtl. vorhandene Interpolationsmethoden herangezogen werden können, um eine ausreichende Belegungsdichte in der „Zielmatrix“ zu erreichen (vgl. Abschnitt 9.1).

Um die Verwendbarkeit der übernommenen Daten aus den Ländern für die Fragestellungen der empirischen Testphase abschätzen zu können, sind in den folgenden Übersichten die Merkmale der übernommenen Datensätze dokumentiert und bewertet worden.

Dokumentation der übernommenen Datensätze auf Länderebene:

• Indikator:Düngemittel-Einsatz/Agrarökosystemtypen

Bundesland:	Brandenburg
Institution:	Landwirtschaftliche Untersuchungsanstalt Potsdam (LUFA)
Name des Meßnetzes:	Testflächenprogramm für mineralischen Stickstoff
Anzahl der Meßstationen:	ca. 300
Erhebungszeitraum/-datum:	1995
Datenübernahmeformat	Excel-Datei
Dateiname	Nmin.xls
Attribute	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Biotypzuordnung (<i>alle Beprobungspunkte auf Ackerflächen</i>) • Meßgrößen und Dimension • auf Kreisebene aggregierte Meßwerte • Probeentnahme- und Analysemethoden • keine Interpolationen

Die aus dem Testflächenprogramm für mineralischen Stickstoff übernommenen Daten basieren auf Beprobungen, die auf den Ackerflächen von landwirtschaftlichen Betrieben im Land Brandenburg durchgeführt wurden. Sie sollen Auskunft über den Versorgungszustand der Böden mit Pflanzennährstoffen liefern, auf deren Grundlage anschließend von der LUFA Empfehlungen für eine erforderliche Zufuhr von Nährstoffen gegeben werden. Die Teilnahme an diesem Programm wurde den Landwirten freigestellt. Da aus den übernommenen Daten **kein Rückschluß auf die tatsächlich ausgebrachten Düngemittelmengen** abgeleitet werden kann und die Daten aus datenschutzrechtlichen Gründen nur auf Kreisebene in aggregierter Form weitergegeben werden konnten, ist von einer Verwendung für die im Indikatorenprojekt vorgesehenen Fragestellungen Abstand zu nehmen.

Für Berlin konnten keine Daten zu diesem Indikator übernommen werden (vgl. Übersicht 9.4.2.1-1).

• Indikator: Klärschlammausbringung/Agrarökosystemtypen

Bundesland:	Brandenburg
Institution:	Landwirtschaftliche Untersuchungsanstalt Potsdam (LUFA)
Name des Meßnetzes:	Klärschlammaufbringungsplan nach § 8 der AbfKlärV
Anzahl der Meßstationen:	ca. 130 Untersuchungen ausgebrachter Klärschlämme
Erhebungszeitraum/-datum:	1993-1995
Datenübernahmeformat:	Excel-Datei Word-Dokument
Dateiname:	KS-Gesam.xlm ksbra.doc
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Klärschlammuntersuchungsnummer • Biotypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probeentnahme- und Analysemethoden • keine Interpolationen

In dem von der LUFA übernommenen Datensatz sind die Nährstoff- und Schadstoffgehalte von Klärschlämmen dokumentiert, die von 1992-1995 ausgebracht wurden. Grundlage für diese Untersuchungen ist u.a. § 8 der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). Die angeforderten Daten (ausgebrachte Menge Klärschlamm in kg/ha auf landwirtschaftlich genutzter Fläche) liegen in der LUFA nur in Form eines **aggregierten Wertes für das gesamte Land Brandenburg** vor. Detailliertere Angaben können auch von der zuständigen Behörde (untere Abfallbehörde) nicht weitergegeben werden, da sie einen Eingriff in bestehende Genehmigungsverfahren und den personenbezogenen Datenschutz darstellen. Der folgende Absatz erläutert die Position der Fachbehörde.²⁷⁵

Die Klärschlammverwertung auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen ist genehmigungspflichtig. Dazu sind vom Landwirt, der Kläranlage oder einem beauftragten Dritten die Unterlagen an die zuständige Behörde, in der Regel ist das die untere Abfallbehörde und die landwirtschaftliche Behörde des Landkreises, einzureichen. Die Behörden des Landkreises müssen bei der Bearbeitung der Klärschlammvoranzeigen gezielt zusammenarbeiten. Während die Prüfung der Unterlagen und die Einhaltung der Schadstoffgrenzwerte von den zuständigen Behörden vorzunehmen sind, ist die Bemessung der Düngegabe sowie die Einschränkung der Aufwendungen entsprechend des Düngebedarfes im wesentlichen von den landwirtschaftlichen Fachbehörden zu überprüfen. Nachdem über die Klärschlammverwertung entsprechend der Voranzeige entschieden wurde, ist unverzüglich nach der Klärschlammaufbringung die Vollzugsmeldung an die zuständige Behörde vorgeschrieben. In dieser Vollzugsmeldung sind dann die **exakten Mengenangaben** über die tatsächlich aufgebrauchten Klärschlämme nachzuweisen und von Kläranlage und Landwirt zu bestätigen.

Da in Berlin keine Klärschlammausbringung mehr stattfindet, konnten keine Daten zu diesem Indikator übernommen werden.

²⁷⁵ Die Ausführungen basieren auf einem im Januar 1997 in der LUFA durchgeführten Interview und einem im Entwurf befindlichen Beitrag der LUFA zum Thema „Klärschlammeinsatz in der Landwirtschaft im Land Brandenburg“.

• Indikator: Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen/Agrarökosystemtypen

Bundesland:	Brandenburg
Institution:	Landesumweltamt Brandenburg
Name des Meßnetzes:	Atmosphärische Stoffeinträge im Land Brandenburg -Depositionsmeßnetz (bulk und wet-only)
Anzahl der Meßstationen:	6
Erhebungszeitraum/-datum:	Meßjahr 1995
Datenübernahmeformat:	analog (Text)
Dateiname:	-
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Meßnetzname • Hochwerte • Rechtswerte • Meßstellename • Biotypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probeentnahme- und Analysemethoden • Keine Interpolationen

Die übernommenen Daten wurden im Rahmen des Programms „Atmosphärische Stoffeinträge im Land Brandenburg“ erhoben. Für die Meßgrößen NO_3 , NH_4 , NO_2 und $\text{N}_{\text{anorganisch}}$ wurden an 6 Meßstellen die nassen Depositionen²⁷⁶ mittels Bulk-Sammlern und zusätzlich an einer Meßstelle auch mittels Wet-only-Sammlern erfaßt. Der Datensatz kann für weitere Auswertungen im Rahmen der empirischen Testphase herangezogen werden, da sowohl eine Georeferenzierung als auch eine Biotypzuordnung vorliegt. Einschränkend muß jedoch bemerkt werden, daß

- trockene Depositionen nicht erfaßt wurden,
- eine der Meßstellen im urbanen Raum liegt,
- die datenliefernde Institution darauf hingewiesen hat, daß eine Extrapolation aus fachlicher Sicht nicht zulässig sei.

Bundesland:	Berlin
Institution:	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie
Name des Meßnetzes:	Monitoringprogramm Naturhaushalt im Rahmen des EU Level II-Monitoring
Anzahl der Meßstationen/ Untersuchungsräume:	3
Erhebungszeitraum/-datum:	Meßjahre 1987-1995
Datenübernahmeformat:	Excel-Datei
Dateiname:	Berlin.xls
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Hochwerte • Rechtswerte • Meßstellename • Biotypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probeentnahme- und Analysemethoden • keine Interpolationen

²⁷⁶ „Als nasse Deposition wird die Ablagerung von gelösten und partikelförmigen Stoffen aus der Atmosphäre bei meteorologischen Niederschlagsereignissen (Regen, Schnee, Nebel) bezeichnet. Nasse Depositionen können mittels Bulk- oder mittels Wet-only-Sammler erfaßt werden. Bulk-Sammler sind ständig geöffnete Auffanggefäße, mit ihnen wird die Summe aus nassen und trockenen Niederschlagsdepositionen erfaßt. Wet-only-Sammler sind nur während des jeweiligen Niederschlagsereignisses geöffnet; sie erfassen daher nur die nasse Niederschlagsdeposition.“ LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1996).

Die übernommenen Daten wurden in Berlin im Rahmen des „Monitoringprogramms Naturhaushalt“ erhoben. Dabei wurde an den drei Standorten die Gesamtd deposition (bulk) für NH_4 und NO_3 erfasst. Einer der drei Meßpunkte liegt nach Auskunft der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie auf einer Freifläche innerhalb eines Waldgebietes. Die N-Einträge sind dort wie im Grünland zu bewerten. Der Datensatz kann für weitere Auswertungen im Rahmen der empirischen Testphase herangezogen werden, da sowohl eine Georeferenzierung als auch eine Biotoptypzuordnung vorliegt.

• **Indikator: Atmosphärische Deposition von Schwermetallen/Agrarökosystemtypen**

Bundesland:	Brandenburg
Institution:	Landesumweltamt Brandenburg
Name des Meßnetzes:	Luftüberwachungssystem des Landes Brandenburg: ²⁷⁷ - Telemetrisches Luftgütemeßnetz - Nichttelemetrische Pegelmeßstellen - Rastermeßnetze
Anzahl der Meßstationen:	insgesamt ca. 200 - Nichttelemetrische Pegelmeßstellen (Schwebstaub: 11 Meßstellen für Schwermetalle und PAK) (Staubniederschlag: 193 Meßstellen; für 90% dieser Meßstellen werden Schwermetalle analysiert)
Erhebungszeitraum/-datum:	Meßjahr 1995
Datenübernahmeformat:	analog (Text: Luftqualität in Brandenburg - Jahresbericht 1995)
Dateiname:	-
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Meßnetzname • Meßstellename und Verortung der Standorte (Straße, Hausnr.) • Biotoptypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probenentnahme-, Analyse-, und Berechnungsmethoden

Die trockenen Depositionen werden im Rahmen der Luftqualitätsmessungen im Land Brandenburg erhoben. Die betreffenden Meßstandorte befinden sich ausschließlich innerhalb von Siedlungsräumen (teilweise zum Zweck der Erfassung verkehrsbezogener Immissionen) und können daher **nicht als Datengrundlage** für den Indikator „Atmosphärische Deposition von Schwermetallen“ in Agrarökosystemtypen verwendet werden.

Bundesland:	Berlin
Institution:	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie
Name des Meßnetzes:	Monitoringprogramm Naturhaushalt im Rahmen des EU Level II-Monitoring
Anzahl der Meßstationen/ Untersuchungsräume:	3
Erhebungszeitraum/-datum:	Meßjahre 1987-1995
Datenübernahmeformat:	Excel-Datei
Dateiname:	Berlin.xls
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Hochwerte • Rechtswerte • Meßstellename • Biotoptypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probenentnahme- und Analysemethoden • keine Interpolationen

²⁷⁷ In dem vorliegenden Programm werden nur trockene Depositionen gemessen.

Die übernommenen Daten wurden in Berlin im Rahmen des „Monitoringprogramms Naturhaushalt“ erhoben. Dabei wurde an den drei Standorten die Gesamtdeposition für Cd und Pb erfaßt. Einer der drei Meßpunkte liegt nach Auskunft der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie auf einer Freifläche innerhalb eines Waldgebietes. Die Schwermetall-Einträge sind dort wie im Grünland zu bewerten. Der Datensatz kann für weitere Auswertungen im Rahmen der **empirischen Testphase** herangezogen werden, da sowohl eine Georeferenzierung als auch eine Biotoptypzuordnung vorliegt.

- **Indikator: Gehalt an Dioxinen/Furanen/Agrarökosystemtypen**
- **Indikator: Gehalt an Dioxinen/Furanen/Waldökosystemtypen**²⁷⁸

Bundesland:	Brandenburg (Elbe-Elster-Kreis)
Institution:	Landesumweltamt Brandenburg
Name des Meßnetzes:	Erfassung der stofflichen Belastung von Böden im Elbe-Elster Kreis
Anzahl der Meßstationen/ Untersuchungsräume:	Insgesamt 24 6 Meßstellen auf Ackerflächen 12 Meßstellen auf Grünlandbiotopen 6 Meßstellen in Nadelwäldern und -forsten
Erhebungszeitraum/-datum:	1994-1995
Datenübernahmeformat:	Excel-Datei
Dateiname:	Dioxdat.xls
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Meßstellename (Gemeinde) • Probennummer und Beprobungshorizont • Biotoptypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • keine Interpolationen

Die übernommenen Daten stammen aus der Studie „Erfassung der stofflichen Belastung von Böden im Elbe-Elster Kreis“. Sie decken daher nur einen **Teilraum** des Landes Brandenburg ab (Elbe-Elster Kreis). Da es sich, durch die Lage der meisten Beprobungspunkte begründet, um personenbezogene Daten handelt, konnte aus datenschutzrechtlichen Gründen keine Georeferenzierung der Meßstellen weitergegeben werden. Es wurde jedoch die Gemeinde angegeben, in der der betreffende Beprobungspunkt liegt.

Für Berlin konnten keine Daten zu diesem Indikator übernommen werden (vgl. Übersicht 9.4.2.1-1).

²⁷⁸ Zusätzlich wurden folgende Meßgrößen übergeben: PAK (EPA), Benzo(a)pyren, PCB (Summe 6 Kongenere).

• **Indikator: Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems/sonstige naturnahe Ökosystemtypen**

Für Brandenburg konnten keine Daten zu diesem Indikator übernommen werden (vgl. Übersicht. 9.4.2.1-1).

Bundesland:	Berlin
Institution:	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie
Name des Meßnetzes:	Monitoringprogramm Naturhaushalt im Rahmen des EU Level II-Monitoring
Anzahl der Meßstationen/ Untersuchungsräume:	3
Erhebungszeitraum/-datum:	Meßjahre 1987-1995
Datenübernahmeformat:	Excel-Datei
Dateiname:	Berlin.xls-
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Hochwerte • Rechtswerte • Meßstellename • Biotoptypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probenentnahme- und Analysemethoden • Interpolationen im Rahmen des Critical-Loads-Konzeptes

Die übernommenen Daten wurden in Berlin im Rahmen des „Monitoringprogramms Naturhaushalt“ erhoben. Dabei wurde an den drei Standorten der Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems als Critical-Load der N-Überschreitungen erfaßt und in Form von Gefährdungsklassen bewertet. Einer der drei Meßpunkte liegt auf einer Freifläche innerhalb eines Waldgebietes. Die gemessenen Werte sind dort nach Auskunft der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie wie die von naturnahen Ökosystemtypen zu bewerten. Der Datensatz kann für weitere Auswertungen im Rahmen der **empirischen Testphase** herangezogen werden, da sowohl eine Georeferenzierung als auch eine Biotoptypzuordnung vorliegt. Zusätzlich liegt mit den Daten aus dem Critical-Loads-Konzept eine „anerkannte“ Interpolationsmethode für diese Werte vor.

• **Indikator: Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern/Waldökosystemtypen**

Für Brandenburg konnten keine Daten zu diesem Indikator übernommen werden (vgl. Übersicht. 9.4.2.1-1).

Bundesland:	Berlin
Institution:	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie
Name des Meßnetzes:	Monitoringprogramm Naturhaushalt
Anzahl der Meßstationen/ Untersuchungsräume:	1
Erhebungszeitraum/-datum:	Sommer 1987
Datenübernahmeformat:	Excel-Datei
Dateiname:	Berlin.xls-
Attribute:	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Hochwerte • Rechtswerte • Meßstellename • Biotoptypzuordnung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probenentnahme- und Analysemethoden • keine Interpolationen

Die übernommenen Daten wurden in Berlin im Rahmen des „Monitoringprogramms Naturhaushalt“ erhoben. Dabei wurde für zwei Regenwurmarten der Gehalt von Pb und Cd erfaßt. Der Datensatz kann für weitere Auswertungen im Rahmen der **empirischen Testphase** herangezogen werden, da sowohl eine Georeferenzierung als auch eine Biotoptypzuordnung vorliegt.

9.4.2.2 Akzeptorbereich Grundwasser

Daten für den Akzeptor **Grundwasser** wurden im Rahmen des vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungsprojektes "Entwicklung eines Einheitlichen Grundwasserbeschafftheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes (EGWM)"²⁷⁹ erhoben. Die Ergebnisse der Datenübernahme sind unten (Abschnitt 9.4.3: Übernahme von Daten aus bundesweiten Beobachtungsprogrammen) dokumentiert. Weitere Datenprogramme auf Länderebene liegen hierzu nicht vor.²⁸⁰

9.4.2.3 Ergebnisse der Datenübernahme für länderspezifische Daten

Die Datenübernahme konnte weitere Hinweise zur **Verwendbarkeit von Daten** aus den Bundesländern liefern. Dabei muß jedoch bedacht werden, daß es sich nicht um eine Vollerhebung in den ausgewählten Bundesländern²⁸¹ handelt. Daten, die nicht bei den abgefragten Institutionen vorhanden sind, können möglicherweise an anderen Stellen in den Ländern erhoben werden. Im Rahmen des Projektes konnten hierzu keine weiteren Recherchen angestrengt werden, soweit von den befragten Institutionen selbst keine Hinweise darauf eingingen.²⁸² Die tatsächliche Datensituation dürfte daher in Einzelfällen etwas besser sein.

Als erstes Ergebnis der Datenübernahme kann festgehalten werden, daß mit den Erhebungsprogrammen der Länder einerseits und den hier vorgeschlagenen Indikatoren andererseits teilweise **verschiedene Aussageziele** verfolgt werden. Sind die Unterschiede zwischen diesen beiden Intentionen zu groß, können die entsprechenden Länderdaten nicht oder nur mit Einschränkungen als Datengrundlage im Indikatorenprojekt herangezogen werden. Als Beispiel kann der Indikator "Atmosphärische Deposition von Schwermetallen" im Land Brandenburg angeführt werden.

Die bei der **Auswertung** der Fragebogenaktion gewonnenen Erkenntnisse bezüglich der Heterogenität von Umweltdaten aus den einzelnen Bundesländern (vgl. Abschnitt 9.3.3) können auch hier bestätigt werden.

²⁷⁹ UMWELTBUNDESAMT (1995c)

²⁸⁰ Erforderlichenfalls können Datenbestände einbezogen werden, die im Zusammenhang mit der Tätigkeit der "Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser" in den neuen Bundesländern an gezielten Meßpunkten erhoben worden sind.

²⁸¹ Die Auswahl der drei Bundesländer Berlin, Brandenburg und Thüringen wurde seinerzeit u.a. auf der Basis von Empfehlungen des BIN getroffen. Aspekte der tatsächlichen Datenverfügbarkeit und der Eignung der Bundesländer - bezogen auf die im Projekt vorrangig angestrebte Differenzierung der Indikatoren nach Biotoptypen in Standorttypen - bildeten zu dieser Zeit nicht die Entscheidungsgrundlage.

²⁸² Waren die benannten Ansprechpartner nicht zuständig, wurden die betreffenden Fragebogen in den meisten Fällen weitergeleitet. In einigen Fällen wurden zusätzlich Hinweise auf weitere mögliche Datenquellen gegeben.

- Bei dem Versuch, beispielsweise Meßwerte für den Indikator "Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen" aus den Ländern Berlin und Brandenburg zu aggregieren, treten folgende Probleme auf, die diesen Sachverhalt verdeutlichen sollen. Während in Berlin die Gesamtdeposition von N-Verbindungen in einem Beobachtungsprogramm erhoben wird, existieren im Land Brandenburg zwei getrennte **Meßprogramme** für trockene und nasse Depositionen. Die beiden Brandenburger Meßprogramme weisen einen unterschiedlichen wissenschaftlichen Kontext auf. Die trockenen Depositionen werden im Rahmen der Luftqualitätsmessungen im Land Brandenburg erhoben. Die betreffenden Meßstandorte befinden sich ausschließlich in urbanen Belastungsräumen und sind daher für die Aussageziele des Indikatorensystems nicht zu verwenden. Für die "bulk" und "wet only"-Deposition befinden sich die Meßstellen im ländlichen Raum, in der Nähe ausgesuchter Emittenten und in Ballungsräumen. Eine Gesamtdeposition läßt sich aus beiden Meßprogrammen nicht ableiten.
- Rechtliche Bedenken gegenüber der **Datenweitergabe** führen dazu, daß Daten teilweise in aggregierter (auf Kreisgebiete) oder anonymisierter Form, d.h. ohne eine Verortung der Meßstellen, übergeben wurden.
- Die Daten liegen in den unterschiedlichsten **Formaten** vor und müssen zur weiteren Verwendung umgesetzt und aufbereitet werden.

Positiv sind jedoch die bis jetzt gesammelten Erfahrungen in Bezug auf die **Biooptypzuordnung**. Die Ansprechpartner waren durchweg bereit eine Biooptypzuordnung entsprechend der im Indikatorenprojekt verwendeten Gliederung vorzunehmen. Die Zuordnung zu Biooptypen ging im Rahmen der Datenübergabe jedoch nicht immer mit einer Angabe der Hoch- und Rechtswerte für die Meßstellen einher. In einem Fall wurde nur der Gemeindegemeinde angegeben, in dem die Meßstelle liegt; in einem anderen Fall lediglich die Bezeichnung der Meßstelle. Für einen weiteren Datenbestand gab es Informationen und Daten nur zu einem Teilraum in Brandenburg.

Insgesamt konnten für vier Indikatoren Daten aus den Bundesländern Berlin und Brandenburg übernommen werden, die den Ansprüchen für weitere Berechnungen im Rahmen des Praxistests genügen. Dies sind:

- Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen/Agrarökosystemtypen (Meßstellenanzahl: Brandenburg=5, Berlin=1)
- Atmosphärische Deposition von Schwermetallen/Agrarökosystemtypen (Meßstellenanzahl: Berlin=1)
- Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems/sonstige naturnahe Ökosystemtypen (Meßstellenanzahl: Berlin=1)
- Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern/Waldökosystemtypen (Meßstellenanzahl: Berlin=1)

Es muß festgehalten werden, daß die übernommenen Datensätze für diese Indikatoren nur eine geringe Meßstellenanzahl aufweisen. Auswertungen auf Basis dieser Datengrundlagen würden einen eher sporadischen Charakter aufweisen.

9.4.3 Übernahme von Daten aus bundesweiten Beobachtungsprogrammen

9.4.3.1 Akzeptorbereich Boden

Für den Akzeptorbereich Boden sind die relevanten Bundesprogramme - bezogen auf Indikatoren - in der Übersicht 9.4.3.1-1 dargestellt.

Übersicht 9.4.3.1 - 1: Relevante Beobachtungsprogramme auf Bundesebene für den Akzeptor Boden

Indikator	Daten aus Programmen auf Bundesebene
Boden: Agrarökosysteme	
Düngemittel-Einsatz	Kein Bundesprogramm verfügbar
PSM-Einsatz	Kein Bundesprogramm verfügbar
Klärschlammausbringung	Kein Bundesprogramm verfügbar
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	Critical-Loads-Konzept UBA-Luftmeßnetz
Atmosphärische Deposition von Schwermetallen	UBA-Luftmeßnetz
Schwermetall-Gehalte im Boden	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1)
Gehalt an Dioxinen/Furanen	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
PAK-Gehalte	Kein Bundesprogramm verfügbar
PCB-Gehalte	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
HCH-Gehalte	Kein Bundesprogramm verfügbar
HCB-Gehalte	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
Boden: Waldökosysteme	
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition	Critical-Loads-Konzept
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	Critical-Loads-Konzept UBA-Luftmeßnetz
Schwermetall-Gehalte im Boden	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1) BZE-Wald
Gehalt an Dioxinen/Furanen	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
PAK-Gehalte	Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung
PCB-Gehalte	Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
HCH-Gehalte	Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung
HCB-Gehalte	Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	Critical-Loads-Konzept
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	Critical-Loads-Konzept
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern	Umweltprobenbank
Boden: sonstige naturnahe Ökosystemtypen	
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition	Critical-Loads-Konzept
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	Critical-Loads-Konzept UBA-Luftmeßnetz
Schwermetall-Gehalte im Boden	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1)
Gehalt an Dioxinen und Furanen	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
PAK-Gehalte	Kein Bundesprogramm verfügbar
PCB-Gehalte	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
HCH-Gehalte	Kein Bundesprogramm verfügbar
HCB-Gehalte	UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	Critical-Loads-Konzept
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	Critical-Loads-Konzept

UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1): Bodenuntersuchungen als Bestandsaufnahme zur Beweissicherung von Umweltveränderungen
UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2): Belastung der Böden mit organischen Schadstoffen

Für die empirische Phase sind demnach Daten aus folgenden **Programmen** in der Zuständigkeit des Bundes (Umweltbundesamtes) von Bedeutung:

- UBA-Luftmeßnetz
- UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1)
- UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)
- BZE-Wald
- Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung
- Umweltprobenbank
- Critical-Loads-Konzept.

Voraussetzung für ein **statistisches Berichtssystem** sind regelmäßige beziehungsweise dauerhaft Beobachtungsprogramme. Einmalige Erhebungen wurden deshalb für die weitere Bearbeitung ausgeschlossen (siehe Abschnitt 9.3.3.3, Punkt 3).

Dokumentation der übernommenen Datensätze:

Datengrundlage: UBA-Luftmeßnetz

Indikatoren:

- Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen/Agrarökosystemtypen
- Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen/Waldökosystemtypen
- Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen/sonstige naturnahe Ökosystemtypen
- Atmosphärische Deposition von Schwermetallen/Agrarökosystemtypen

Institution:	Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	UBA-Luftmeßnetz
Anzahl der Meßstationen:	31 (7 in den Bundesländern Berlin, Brandenburg, Thüringen)
Erhebungszeitraum/-datum:	1962-1995
Datenübernahmeformat	Excel-Datei
Dateiname	Depomess.xls
Attribute	<ul style="list-style-type: none"> • Hochwerte • Rechtswerte • Meßstellenname • Höhe über NN • Biotoptypzuordnung (nur Angabe Freilandmeßstelle ja/nein) • Meßgrößen • Probenahme- und Analysemethode

Die übernommenen Daten wurden im Rahmen des Meßnetzes des Umweltbundesamtes erhoben. Das **Luftmeßnetz** des Umweltbundesamtes umfaßt 35 Meßstationen, 19 in den alten und 16 in den neuen Bundesländern. Daten aus den neuen Bundesländern sind bereits in der Ausgabe der "Daten zur Umwelt 1993" veröffentlicht und stehen zur Verfügung. Die Veröffentlichung der Daten zum gesamten Meßnetz ist im Rahmen der "Daten zur Umwelt 1994/1995" erfolgt. Gemessen wird jedoch - im Hinblick auf die beiden Indikatoren "Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen" und "Atmosphärische Deposition von Schwermetallen" - nur die nasse Deposition. Eine Gesamtdosition läßt sich aus diesem Meßprogramm nicht ableiten.

Datengrundlage: UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1)

Indikatoren:

- Schwermetall-Gehalte im Boden/ Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Institution:	Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	Bodenuntersuchungen als Bestandsaufnahme zur Beweissicherung von Umweltveränderungen
Anzahl der Meßstationen:	17
Erhebungszeitraum/-datum:	1988/1989
Datenübernahmeformat	-
Dateiname	-
Attribute	-

Die Daten wurden nicht übernommen, da es sich um eine bisher einmalige Erhebung handelt. Die **Bodenuntersuchungen** zur Beweissicherung von Umweltveränderungen wurden an Meßstationen des UBA-Luftmeßnetzes (17 Stationen) in den Jahren 1988 und 1989 durchgeführt.

Datengrundlage: UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2)

Indikatoren:

- Gehalt an Dioxinen und Furanen/Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen
- PCB-Gehalte/Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen
- HCB-Gehalte/Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Institution:	Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	Belastung der Böden mit organischen Schadstoffen
Anzahl der Meßstationen:	17
Erhebungszeitraum/-datum:	1990/1991
Datenübernahmeformat	-
Dateiname	-
Attribute	-

Die Daten wurden nicht übernommen, da es sich um eine bisher einmalige Erhebung handelt. Die **Bodenuntersuchungen** zur Belastung mit organischen Schadstoffen wurden an Meßstationen des UBA-Luftmeßnetzes (17 Stationen) in den Jahren 1990 und 1991 durchgeführt.

Datengrundlage: BZE-Wald

Indikatoren:

- Schwermetall-Gehalte im Boden/Waldökosystemtypen

Institution:	BML
Name des Meßnetzes:	Bundesweite Bodenzustandserhebung im Walde
Anzahl der Meßstationen:	62
Erhebungszeitraum/-datum:	1989/1990
Datenübernahmeformat	-
Dateiname	-
Attribute	-

Die Daten wurden nicht übernommen, da es sich um eine bisher einmalige Erhebung handelt.

Datengrundlage: Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung

Indikatoren:

- Gehalt an Dioxinen und Furanen/Waldökosystemtypen
- PAK-Gehalte/Waldökosystemtypen
- PCB-Gehalte/Waldökosystemtypen
- HCH-Gehalte/Waldökosystemtypen
- HCB-Gehalte/Waldökosystemtypen

Institution:	1. BML/BMBF (IMA Wald); Durchführung auf Länderebene
Name des Meßnetzes:	2. Untersuchungsgebiete der Waldschadensforschung
Anzahl der Meßstationen:	3. 31
Erhebungszeitraum/-datum:	
Datenübernahmeformat	-
Dateiname	-
Attribute	

Es wurden noch keine Daten übernommen. Die Datenhoheit im Rahmen des Programms "Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung" liegt bei den Bundesländern und muß dort abgefragt werden.

Datengrundlage: Umweltprobenbank

- Pb- und Cd- Gehalte in Regenwürmern

Institution:	Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	Umweltprobenbank des Bundes
Anzahl der Meßstationen:	14 Probenahmegebiete insgesamt 9 für den terrestrischen Bereich
Erhebungszeitraum/-datum:	unterschiedliche Einzelerhebungen zwischen 1965-1995
Datenübernahmeformat	ACCESS-Datenbank
Dateiname	UPB.MDB
Attribute	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Meßnetzname • Meßstellename (Gemeinde und Gemeindenkennziffer) • Hochwerte • Rechtswerte • Biotypzuordnung (differenzierte Standortbeschreibung) • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte • Probenahme-, Analyse- und Berechnungsmethoden

Die Daten zu "Pb- und Cd-Gehalten in Regenwürmern" existieren in digitaler Form und wurden bereits übernommen. Für die drei Bundesländer der empirischen Testphase liegen, dies sein angemerkt, keine Ergebnisse aus der Umweltprobenbank vor. Im Rahmen der Umweltprobenbank wurden versuchsweise (in einer Screening-Phase) auch Bodenproben untersucht. Die Daten sind jedoch noch nicht aufbereitet und liegen deshalb nicht für weitere Verwendungszwecke vor.

Datengrundlage: Critical-Loads-Konzept

Indikatoren:

- Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen/Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen
- Atmosphärische Gesamtsäuredeposition/Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen
- Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems/ Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen
- Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems/ Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Institution:	Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland
Anzahl der Meßstationen:	-
Erhebungszeitraum/-datum:	Veröffentlichung 1992
Datenübernahmeformat	-
Dateiname	-
Attribute	-

Beim Critical-Loads-Konzept handelt es sich um einen modellgeleiteten Ansatz. Die Datengrundlage wurde nicht übernommen, da es sich um eine bisher einmalige Berechnung handelt.

Datengrundlage: Moosmonitoring

Indikator:

- Schwermetall-Gehalte in Moosen/Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Institution:	Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	Monitoring der Depositionsbelastungen durch Schwermetalle mit Hilfe von Moosanalysen (Moosmonitoring)
Anzahl der Meßstationen:	86 insgesamt 3 Berlin 61 Brandenburg 22 Thüringen
Erhebungszeitraum/-datum:	Unterschiedliche Einzelerhebungen zwischen 1.1.91 und 16.4.92
Datenübernahmeformat	Excel-Datei
Dateiname	Moos.xls
Attribute	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Meßnetzname • Meßstellenname (Gemeinde und Gemeindekennziffer) • Hochwerte • Rechtswerte • Biotoptypzuordnung (eigener Schlüssel) • Meßgrößen (9 Schwermetalle) und Dimension • Meßwerte

Dieser Datensatz wurde **zusätzlich herangezogen**. Die relativ hohe Anzahl von Meßpunkten für die drei Bundesländer des Praxistestes gab den Ausschlag. Inhaltlich wird durch das Moosmonitoring der Indikator "Schwermetall-Gehalte in Moosen" abgedeckt, d.h. der Akzeptorbereich Vegetation. Weiter sind Daten des Moosmonitoring potentiell für das Indikatorenprojekt wegen der Interpolationen auf Rasterbasis nutzbar. Sie ermöglichen eine Zuordnung

der klassifizierten Erhebungsergebnisse zu den Flächen der ÖFS. Eine entsprechende Karte stand jedoch für die empirische Testphase nicht digital zur Verfügung.

9.4.3.2 Akzeptorbereich Grundwasser

Die Daten für den Akzeptor **Grundwasser** wurden im Rahmen des vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungsprojektes „Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes“ (EGWM)²⁸³ erhoben.

Der gesamte **Datensatz** umfaßt 83 Meßgrößen. Dreiundsechzig dieser Meßgrößen werden als Leitmeßgrößen des EGWM herangezogen (siehe Abbildung 9.7.1 - 2). Die Informationen aus dem Datensatz des EGWM können für die folgenden Stoff-Indikatoren genutzt werden.

Übersicht 9.4.3.2 - 1: Datenlage Akzeptor Grundwasser

Indikator	Daten übernommen				
	MV	BRB	SA	S	TH
Bundesland					
N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldböden (potenziell)					
N-Konzentration im Sickerwasser unter landwirtschaftlichen Flächen (potenziell)					
Nitrat-Gehalte	•	•	•	•	•
Schwermetall-Gehalte im Grundwasser	•	•	•	•	•
pH-Werte	•	•	•	•	•
PSM-Gehalte	•	•	•	•	•
PCB-Gehalte					
PAK-Gehalte	•	•	•	•	•
Al-Gehalte	•	•	•	•	•

MV=Mecklenburg-Vorpommern; BRB= Brandenburg; SA=Sachsen-Anhalt; S=Sachsen; TH=Thüringen

Dokumentation des übernommenen Datensatzes

- Indikator: Nitrat-Gehalte
- Indikator: Schwermetall-Gehalte im Grundwasser
- Indikator: pH-Werte
- Indikator: PSM-Gehalte
- Indikator: PAK-Gehalte
- Indikator: Al-Gehalte

²⁸³ UMWELTBUNDESAMT (1995c). An dieser Stelle ist dem Umweltbundesamt und den betreffenden Mitarbeitern für die Kooperation und Unterstützung zu danken. Dadurch, daß im Rahmen des EGWM Meßergebnisse an zentraler Stelle zusammengeführt wurden, konnte nicht nur aus den drei Ländern der empirischen Testphase, sondern für alle neuen Bundesländer Daten übernommen werden.

Bundesland:	neue Bundesländer
Institution:	Gesellschaft für Umwelt- und Wirtschaftsgeologie mbH (UWG)/ Umweltbundesamt
Name des Meßnetzes:	(EGWM)
Anzahl der Meßstationen:	325
Erhebungszeitraum/-datum:	September-Dezember 1994
Datenübernahmeformat	dBASE IV - Datei
Dateiname	UBA_UWG.dbf
Attribute	<ul style="list-style-type: none"> • Programmname • Hochwerte • Rechtswerte • Zuordnung zu hydrogeologischen Einheiten • Zuordnung zu Beeinflussungstypen • Datum der Messung • Meßgrößen und Dimension • Meßwerte

Auf Grund der vorhandenen Merkmale des Datensatzes kann dieser für weitere Auswertungen im Rahmen der empirischen Testphase herangezogen werden. Sofern das bisherige, für den Blickwinkel Stoffe vorliegende **Indikatorenset** durch die Leitmeßgrößen/Indikatoren aus dem EGWM-Konzept ergänzt bzw. ersetzt werden soll (vgl. Abschnitt 9.7.1 "Beispiel Akzeptorbereich Grundwasser"), stünden, durch die Übernahme aller Meßgrößen des EGWM, auch für diesen erweiterten Indikatorenset Daten zur Verfügung.

Zu folgenden Indikatoren des Akzeptors Grundwasser liegen **keine Informationen** vor:

- N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldböden (potentiell)
- N-Konzentration im Sickerwasser unter landwirtschaftlichen Flächen (potentiell)
- PCB-Gehalte

9.4.3.3 Ergebnisse der Datenübernahme für Daten aus bundesweiten Beobachtungsprogrammen

Bei der **Übernahme von Daten** für den Bereich Boden mußte festgestellt werden, daß die Zuständigkeit für die Datenweitergabe nur selten bei Bundesinstitutionen liegt. Dies war lediglich für das UBA-Luftmeßnetz und die Umweltprobenbank der Fall. Die Datenhoheit für die „Untersuchungsgebiete Waldschadensforschung“ und für das Moosmonitoring liegt bei den Bundesländern.²⁸⁴ Für diese Programme gibt es keine rechtlichen Bedenken bei der Datenweitergabe, auch sind die Erhebungs-, Analyse- und Auswertungsmethoden im Vergleich zu den einzelnen Länderprogrammen untereinander abgestimmt.

Mit Ausnahme der Daten aus dem Moosmonitoring ist übrigens die Dichte der übernommenen Beobachtungsdaten bezüglich der drei Länder gering. So liegen nur sieben Meßstellen des UBA-Luftmeßnetzes im Testgebiet, die Umweltprobenbank weist keine Probenahmeflächen im Testgebiet auf.

Für das **weitere Vorgehen** im Indikatorenprojekt sind ferner anerkannte Methoden und Verfahren von Bedeutung, die ihrerseits bundesweit Daten aus unterschiedlichen Quellen zusam-

²⁸⁴ Hierin unterscheiden sich „bundesweite Beobachtungsprogramme“ von „Beobachtungsprogrammen in der Zuständigkeit des Bundes“.

menführen. Dabei interessieren Methoden und Verfahren, die hinsichtlich ihrer räumlichen Aussage der räumlichen Auflösung der Ökologischen Flächenstichprobe nahe kommen. Dies trifft beispielsweise auf „Critical Levels/Critical Loads“ und Ergebnisse des Nitratatlas zu, bei der Auflösung beträgt 1 km x 1 km. Auswertungen im Rahmen des EMEP-Programms hingegen, deren räumliche Auflösung sich auf ein Raster von 150 km x 150 km bezieht, sind für das Indikatorenprojekt weniger geeignet.

Für Erhebungen zum Akzeptorbereich **Grundwasser** gibt es keine Zuständigkeit des Bundes. Um seinen internationalen Berichtspflichten nachzukommen, ist der Bund auf die Daten der Länder angewiesen. Wegen der Heterogenität dieser Daten wurde das Forschungsvorhaben „Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes“ (EGWM) initiiert.

9.4.4 Ergebnisse aus dem Praxistest

Vorbemerkung

Im Rahmen des Praxistestes galt es, anhand konkreter Daten aus Meß- und Beobachtungsprogrammen auf Bundesebene sowie der drei für diesen Test ausgewählten Bundesländer die **Machbarkeit** für ausgewählte stoffliche Indikatoren zu testen.

Im Zentrum des Praxistestes standen insbesondere folgende **Fragenkomplexe**:

- Welcher der beiden diskutierten Wege zum Ausfüllen der Zielmatrix eher geeignet ist: Die Zuordnung von Meßwerten der Meßstationen zu ÖFS-Flächen mit anschließender Hochrechnung auf Biotoptypen oder die direkte Zuordnung von Meßwerten der Meßstationen zu Feldern der Zielmatrix mit Biotoptypen.
- Ob und inwieweit die CORINE-Bodenbedeckungseinheiten als sinnvolle Näherung für eine nicht verfügbare Biotoptypenzuordnung verwendet werden können.
- Wie der Aussagegehalt berechneter Werte, bezogen auf Ökosystemtypen, Standorttypen und Landschaftstypen zu bewerten ist.
- Inwieweit für die Grundwasserindikatoren ein Vergleich von Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten möglich ist.

Die ersten drei Fragen beziehen sich auf die Machbarkeit der Indikatoren im Bodenbereich, wohingegen die letzte Frage sich auf die zu prüfende Notwendigkeit indikatorspezifischer Raumgliederungen von Indikatoren im Grundwasserbereich bezieht. Voraussetzung für die Beantwortung dieser Fragen ist, daß eine **ausreichende Anzahl von Daten** zu Meß- und Beobachtungspunkten mit Angabe der Koordinaten und Biotoptypenzuordnung sowie eine ausreichende Anzahl von Meßergebnissen zu diesen Meß- und Beobachtungspunkten vorliegt.

Die zweite Stufe der Fragebogenerhebung der Machbarkeitsstudie hat jedoch gezeigt, daß - trotz nicht hoch gesteckter Erwartungen - die **tatsächliche Datenverfügbarkeit** im Zeitrahmen des Indikatorenprojekts hinter diesen Erwartungen zurückgeblieben ist.²⁸⁵ Für Berlin und Brandenburg zusammen lagen lediglich für sechs Meßpunkte sowohl eine Georeferenzierung in

²⁸⁵ Siehe Abschnitt 9.4.3.

Form von Hoch- und Rechtswerten als auch eine entsprechende Biotoptypzuordnung vor.²⁸⁶ Für direkte Belastungsindikatoren im Bodenbereich (Düngemittel-Einsatz, Klärschlammausbringung) wurden Daten lediglich auf Landes- bzw. Kreisebene weitergegeben. Nur für wenige Meßstellen konnte eine Biotoptypzuordnung vorgenommen werden. Insgesamt ist die Anzahl der verfügbaren Meßergebnisse zu gering, um Vergleiche für unterschiedliche Bezugsräume gesichert vornehmen zu können.

Die Frage, ob und inwieweit die **CORINE-Bodenbedeckungseinheiten** als sinnvolle Näherung für eine nicht verfügbare Biotoptypzuordnung verwendet werden kann, sollte im Vergleich von Meßwerten für Standorte mit verfügbarer Biotoptypzuordnung einmal für die Biotoptypen und einmal für CORINE-Bodenbedeckungseinheiten erfolgen. Die Frage, wie der **Aussagegehalt** berechneter Werte, bezogen auf Hauptökosystemtypen, Biotoptypen, Standorttypen und Landschaftstypen zu bewerten ist, sollte in vergleichbarer Weise beantwortet werden. Die testweise Beantwortung beider Fragen scheiterte an der mangelnden Information zu den Standortbeschreibungen.

Auf der Grundlage des gelieferten Datenmaterials können jedoch **Einschätzungen** zur Ausfüllung der Zielmatrix (Abschnitt 9.4.4.1) für Indikatoren des Bodenbereichs und zum Vergleich von Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten (Abschnitt 9.4.4.2) für Indikatoren des Grundwasserbereichs gemacht werden. Eine Bewertung berechneter Werte für unterschiedliche Raumbezüge (Raumtypen) erfordert zusätzliche Informationen über die Zuordnung zu Biotoptypen, die bisher nicht in ausreichendem Maße vorliegen. Für die nächste Zukunft kann davon ausgegangen werden, daß im Rahmen der vom Umweltbundesamt geförderten Vorhaben zur Dokumentation von Umweltbeobachtungsprogrammen auf Bundes- und Länderebene sich die Datensituation in dieser Hinsicht verbessern wird.²⁸⁷ Eines dieser Vorhaben soll Umweltbeobachtungsprogramme auf vier Ebenen (Programme, Netze, Standorte, Beobachtungsobjekte) dokumentieren, so daß hier auch spezifische Angaben zu den Meß-Standorten erwartbar sind (aus der vorläufigen Liste der Dokumentation: Höhenlage, Nutzung, Exposition, Bodentyp, Abflusssmengen, Biotoptyp, Windrichtung, hydrologische Einheit etc.).

9.4.4.1 Einschätzungen zur Ausfüllung der Zielmatrix

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse aus der empirischen Testphase indikatorspezifisch zusammengeführt. Besonderes Augenmerk galt dabei der Frage nach den möglichen Wegen zur **Ausfüllung der Zielmatrix** (siehe Abschnitt 9.1: „Rahmenbedingungen der Gewinnung von Sekundärdaten“) unter Berücksichtigung der Datengrundlage aus der empirischen Testphase und auch alternativer Datengrundlagen. Für das Ausfüllen der Zielmatrix wurden zwei mögliche Wege genannt.²⁸⁸

1. Jedem räumlich verortetem Beobachtungsdatum wird ein Biotoptyp zugeordnet und diese Information in die Zielmatrix eingetragen (Stichwort direkte Zuordnung).
2. Jedes räumlich verortete Beobachtungsdatum wird auf eine Fläche der ÖFS übertragen. Die Übertragung hat jedoch nicht das Ziel, Aussagen über konkrete Biotope in den Stichprobenflächen zu machen, sondern lediglich das Ziel, auch für die stofflichen Indikatoren die-

²⁸⁶ Zur Datenlage für Thüringen siehe Abschnitt 9.4.2.

²⁸⁷ Vgl. Abschnitt 9.8.1.

²⁸⁸ Siehe Abbildung 9.1.-1 „Verfahren der Datenerhebung sowie Auswertung von Ergebnissen der Umweltbeobachtung“.

selben Stichproben wie bei den Indikatoren der physischen Struktur für die Hochrechnung zugrunde legen zu können. Insofern wäre die räumliche Übertragung durch Interpolation ein Zwischenschritt zur Aussage auf der Biotoptypenebene (Stichwort Zuordnung zur ÖFS).

Für den zweiten Weg sind wiederum **zwei Varianten** denkbar. In der ersten Variante wird ein konkreter Meßwert einer „benachbarten“ Fläche der ÖFS zugeordnet. In der zweiten Variante wird vorausgesetzt, daß eine fachlich anerkannte flächendeckende Interpolation **aller** Meßwerte eines Meßnetzes bereits vorliegt und die Werte dieser Flächen durch Verschneidung den Flächen der ÖFS zugeordnet werden können.

Zunächst wurde geprüft, inwieweit „**Nachbarschaftsbeziehungen**“ im Sinne der ersten Variante festgestellt werden können.

Für zwei **Meßnetze** lagen ausreichende Informationen mit **Koordinaten** zugrunde, auf deren Basis ein räumlicher Vergleich der Lage und Nachbarschaften von Meßpunkten sowie Flächen der ÖFS durchgeführt werden konnte:

- Depositionsmeßnetze des Bundes und der Länder als Datengrundlage für den Indikator „Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen“ und „Atmosphärische Deposition von Schwermetallen“ im Akzeptorbereich Boden. Da die hier zugrundgelegten Meßnetze das Meßnetz des UBA mit einschließen, das an einigen Stationen auch Bodenuntersuchungen umfaßt, betreffen die folgenden Aussagen auch die Indikatoren PCB-Gehalte, HCB-Gehalte, Schwermetall-Gehalte, Gehalt an Dioxinen und Furanen im Akzeptorbereich Boden.
- Meßnetz des Moosmonitoring. Dieses Meßnetz wurde ergänzend mit einbezogen. Auch wenn es primär als Grundlage für Indikatoren im Akzeptorbereich Vegetation vorgesehen ist, kann es hilfsweise zusätzlich als Grundlage der Indikation luftbürtiger Schwermetallablagerungen herangezogen werden.

Die **Koordinaten** zu den Beobachtungspunkten des Moosmonitoring wurden vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt. Koordinaten von Depositionsmeßnetzen entstammen einer Zusammenstellung ebenfalls des Umweltbundesamtes, in die folgende Einzelmessnetze (bezogen auf die drei Bundesländer in der empirischen Phase) eingegangen sind:²⁸⁹

- Luft-Meßnetz des Umweltbundesamtes
- Depositionsmessungen des Landes Berlin
- Depositionsmessungen des Landesumweltamtes Brandenburg
- Depositionsmessungen der Landesanstalt für Forstplanung Brandenburg
- Depositionsmessungen der Thüringer Landesanstalt für Umwelt
- Depositionsmessungen der Landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Jena (Thüringen)
- Depositionsmessungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Thüringen.

Nach Umrechnung der Koordinaten wurden die Meßpunkte der o.g. Netze zu einem Kreis mit dem Radius 500 Meter erweitert und mit der Karte der Piloterhebung der Flächen der **Ökologischen Flächenstichprobe** (1km x 1km-Raster) überlagert, um die räumliche Lage der beiden Informationen zueinander beurteilen zu können.

²⁸⁹ Es lagen jedoch nicht für alle Stationen der im folgenden genannten Netze Koordinaten vor. Einige der angegebenen Koordinaten wurden nach einer Plausibilitätsprüfung nicht mehr berücksichtigt.

Für das betrachtete Gebiet Brandenburg/Berlin und Thüringen beträgt die Anzahl	
der Flächen der ÖFS	70
der Standorte des Moosmonitoring	86
der Standorte von Depositionsmessungen	45

Die Ergebnisse der Überlagerung zeigen, daß in einem einzigen Fall eine direkte Nachbarschaft einer Meßstation zu einer ÖFS (ca. 60 m Abstand) vorkommt, eine weitere Meßstation liegt im Abstand von ca. 2 km zu einer Fläche der ÖFS. In allen anderen Fällen beträgt der Abstand deutlich mehr als 2 Kilometer, in der Regel eher 10 bis 20 km und darüber. Wie erwartbar, sind direkte Nachbarschaften von Beobachtungspunkten und Flächen der ÖFS oder gar eine zufällige räumliche Identität nicht gegeben.

Indikatorspezifische Ergebnisse der empirischen Testphase für den Akzeptorbereich Boden

Für die nun folgende tabellarische Beurteilung der einzelnen Indikatoren wird neben der direkten Zuordnung deshalb nur noch die **zweite Variante der Zuordnung zu den Flächen der ÖFS** betrachtet. Da im Rahmen dieses Vorhabens flächendeckende Interpolationen der übernommenen Daten aus den verschiedenen Meßnetzen nicht möglich waren, wurden vorhandene Interpolationen als alternative Datengrundlagen berücksichtigt.

Erläuterungen zu den Übersichten:

In den folgenden **indikatorspezifischen Übersichten** werden die Informationen zur Biotoptypzuordnung, zur Anzahl der Meßstellen und zur Georeferenzierung zusammengefaßt. Für die übernommenen Datengrundlagen aus dem Praxistest werden die Informationen für die Länder Brandenburg und Berlin sowie für die Bundesebene getrennt ausgewiesen. Weiter wurden mögliche alternative Datengrundlagen berücksichtigt. Als Informationsgrundlage wurden die Kennblätter herangezogen, die zu den jeweiligen Indikatoren angelegt wurden.

Biotoptypzuordnung: Hier wird eingetragen, ob für Meßstellen eine Biotoptypzuordnung vorliegt beziehungsweise auf welchem Differenzierungsniveau diese Zuordnung beruht. Zu unterscheiden sind die 6 Hauptökosystemtypen (Ebene 1) und die 12 Biotoptypen (Ebene 2), die im Rahmen des Indikatorenprojektes ausgewählt wurden (vgl. hierzu Abschnitt 5.1.2 und Übersicht 5.1.2-2). Liegen Informationen auf der Ebene von Hauptökosystemtypen vor, so ist an dieser Stelle kein Aggregat aus allen betreffenden Biotoptypen gemeint, sondern das faktisch verfügbare Informationsniveau.

Anzahl der Meßstellen: Eingetragen wird die Anzahl der Meßstellen der jeweiligen Datengrundlage. Kann für Bundesprogramme die Anzahl der Meßstationen für den Ausschnitt der drei Bundesländer des Praxistests angeführt werden, wird dieser Wert in Klammern gesetzt. Für diese Spalte wird, soweit dies sinnvoll möglich ist, eine Gesamtsumme der Meßstellen gebildet.

Georeferenzierung: Unter diesem Stichwort wird unterschieden, ob eine Georeferenzierung auf der Basis von **Koordinaten** (Hoch- und Rechtswerten) vorliegt oder ob es sich bei den vorhandenen Daten um räumliche Aggregate handelt. In letzterem Fall wird die Art der **räumlichen Aggregation** angegeben.

Ausfüllen der Zielmatrix: Hier wird eingetragen, welche Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix möglich sind.

1. Ist eine direkte Ausfüllung der Felder in der Zielmatrix möglich? (Biotoptyp in Standorttyp) Voraussetzung hierfür ist in der Regel eine vorhandene Biotoptypzuordnung (Biotoptyp, Hauptökosystemtyp) sowie eine Georeferenzierung der Meßstellen über Hoch- und Rechtswerte (Standorttyp). Die Möglichkeit der direkten Zuordnung wird auch dann als gegeben angenommen, wenn Informationen auf Hauptökosystemebene vorliegen. Diese Einschränkung ist im Feld Erläuterungen vermerkt.
2. Kann die Zielmatrix über eine Zuordnung zu den Flächen der ÖFS gefüllt werden? Voraussetzung ist hier, daß ein Meßpunkt innerhalb einer ÖFS Fläche liegt (vgl. Abschnitt 9.4.4.1) oder aber eine flächendeckende Interpolation (z.B. Raster) vorliegt, so daß die interpolierten Meßwerte mit den ÖFS Flächen überlagert und deren Werte den ÖFS Flächen zugeordnet werden können.

Ergebnis:

Hier werden zu jedem Indikator die eingetragenen Merkmale abschließend in verbaler Form zusammengefaßt.

Die folgenden Übersichten sind nach Indikatoren gegliedert, wobei die Akzeptorbereiche zusammengefaßt sind. Diese Zusammenfassung ist sinnvoll vor allem im Hinblick auf die Frage der Ausfüllung der Zielmatrix und deren Bedingung (Biotoptypzuordnung). Soweit darüber hinaus akzeptorspezifische Bedingungen gelten, ist dies in dem Feld „Ergebnis“ der Übersichten vermerkt.

Indikator: Düngemittleinsatz / Agrarökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotoptypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin					
Bund					
Summe					
Alternative Datengrundlage					
Nitrat-Atlas	Ebene 1		Flächendeckende Aussagen auf Rasterbasis (1kmx1km)		Raster

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung		●	
Zuordnung zu ÖFS	●		– über Verschneidung mit den Rasterdaten aus dem Nitrat-Atlas

Ergebnis

- Zum Düngemittleinsatz liegen aus der Erhebung keine Daten vor.
- Als alternative Datengrundlage liegt die Karte „Jährliche Stickstoffmineraldüngung der landwirtschaftlich genutzten Fläche“ aus dem „Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C1). Der Atlas wurde bisher einmal erstellt. Die Daten zur Stickstoffmineraldüngung beruhen auf der Agrarstatistik der Gemeinden und sind damit im Prinzip fortschreibbar.
- Auf dieser Basis sind sowohl eine Aussage auf nationaler Ebene für Agrarökosystemtypen (Ebene 1), als auch eine Zuordnung zu den Flächen der ÖFS auf Biotoptypenebene (Ebene 2) möglich.

Indikator: PSM-Einsatz / Agrarökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin					
Bund					
Summe					
Alternative Datengrundlage					
Agrarstatistik	Ebene 1				Bund

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung		•	
Zuordnung zu ÖFS		•	

Ergebnis
<ul style="list-style-type: none"> - Zum PSM-Einsatz liegen aus der Erhebung keine Daten vor. - Als alternative Datengrundlage liegen Statistiken vor, die beispielsweise in den „Daten zur Umwelt“ veröffentlicht werden (siehe Indikatorenkennblatt C2). - Auf dieser Basis ist lediglich eine Aussage für Agrarökosystemtypen (Ebene 1) auf nationaler Ebene möglich.

Indikator: Klärschlammausbringung / Agrarökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg	Ebene 1				Land
Land Berlin					
Bund					
Summe					
Alternative Datengrundlage					
direkte Erhebung in den Flächen der ÖFS	Ebene 2		Flächen der ÖFS	•	

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	•		- für Land Hauptökosystemtyp
Zuordnung zu ÖFS	•		- direkte Erhebung in den Flächen der ÖFS geplant (siehe Kennblatt C2; Beschreibung der Datenerhebung)

Ergebnis
<ul style="list-style-type: none"> - Zur Klärschlammausbringung liegen aus der Erhebung für das Bundesland Brandenburg aggregierte Werte vor. - Alternative Datengrundlage könnte die direkte Erhebung in den Flächen der ÖFS sein (siehe Indikatorenkennblatt C3). - Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix begangen werden, für die direkte Zuordnung jedoch nur auf Öko-systemebene.

Indikator: Atmosphärische Gesamtsäuredeposition / Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase <small>Die folgenden Angaben basieren auf einer bundesweiten Übersicht zu Depositionsmessungen (Quelle: UBA)</small>	Biotypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg	Ebene 1		18	●	
Land Berlin	Ebene 1		5	●	
Bund	Ebene 1		31 (7)	●	
Summe			54		
Alternative Datengrundlage					
Critical-Loads-Konzept	Ebene 1		Flächendeckende Aussagen auf Rasterbasis (1kmx1km)		Raster

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		- für Bund Hauptökosystemtyp (in Standorttyp) - für Land Hauptökosystemtyp (in Standorttyp)
Zuordnung zu ÖFS	●		- über Überschneidung mit Rasterdaten

Ergebnis	
- Zur atmosphärischen Gesamtsäuredeposition wurden in den Bundesländern keine Erhebungen durchgeführt. Es wurden jedoch Informationen aus einer bundesweiten Übersicht zu Depositionsmessungen ausgewertet.	
- Als alternative Datengrundlage liegt aus der „Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland“ die Karte „Bestandesdeposition von Säuren im Wald (Mittel der Jahre 1979-1989)“ vor (siehe Indikatorenkennblatt F1 und I1).	
- Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix begangen werden. Bei der direkten Zuordnung kann die Ebene 1 (Hauptökosystemtypen), bei der Zuordnung zur ÖFS kann die Ebene 2 (Biotypen) erreicht werden.	
- Inwieweit sich die obigen Aussagen zur Biotypzuordnung und zum direkten Ausfüllen der Zielmatrix akzeptorspezifisch unterscheiden, ist auf der Basis der vorliegenden Informationen noch nicht feststellbar.	

Indikator: Atmosphärische Depositionen von N-Verbindungen / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen und sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg	Ebene 2		5	●	
Land Berlin	Ebene 2		2	●	
Bund	Ebene 1		31 (7)	●	
Summe			54 (16)		
Alternative Datengrundlage					
Critical-Loads-Konzept	Ebene 1		Flächendeckende Aussagen auf Rasterbasis (1kmx1km)		Raster

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		- für Bund Hauptökosystemtyp (in Standorttyp) - für Land Biotyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS	●		- über Überschneidung mit Rasterdaten

Ergebnis	
- Zum Indikator „Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen“ wurden Daten aus den Bundesländern Brandenburg und Berlin übernommen. Auf Bundesebene wurden Daten aus dem UBA-Luftmeßnetz übernommen.	
- Die Meßstellen im Land Brandenburg lassen sich für Biotypen differenzieren: 1 Meßstelle Ackerflächen 4 Meßstellen Grünland	
- Die Meßstellen im Land Berlin lassen sich für Biotypen differenzieren: 1 Meßstelle Grünland 1 Meßstelle keine Biotypzuordnung	
- Als alternative Datengrundlage liegt aus der „Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland“ die Karte „Bestandesdeposition von Säuren im Wald (Mittel der Jahre 1979-1989)“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C4, F2 und I2).	
- Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotypenebene (Ebene 2) begangen werden.	
- Auf Landesebene liegen Daten nur für den Akzeptor Boden/Agrarökosystemtypen vor.	
Inwieweit sich die obigen Aussagen auf Bundesebene zur Biotypzuordnung und zum direkten Ausfüllen der Zielmatrix akzeptorspezifisch unterscheiden, ist auf der Basis der vorliegenden Informationen noch nicht feststellbar.	

Indikator: Atmosphärische Depositionen von Schwermetallen / Agrarökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin	Ebene 2		1	•	
Bund	Ebene 1		31 (7)	•	
Summe			32 (8)		
Alternative Datengrundlage					

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	•		– für Bund Hauptökosystemtyp (in Standorttyp) – für Land Biotyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS		•	

Ergebnis
– Zum Indikator „Atmosphärische Deposition von Schwermetallen“ wurden Daten aus Berlin übernommen. Auf Bundesebene wurden Daten aus dem UBA-Luftmeßnetz übernommen.
– Auf dieser Basis kann der Weg zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotypebene nur über eine direkte Zuordnung erfolgen.

Indikator: Schwermetall-Gehalte im Boden / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin					
Bund	Ebene 2		17	•	
Summe			17		
Alternative Datengrundlage					
Hintergrundwerte nach LABO	Ebene 2				siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	•		– für Bund Biotyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS	•		– über siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ergebnis
– Für den Indikator Schwermetallgehalte im Boden wurden in den Bundesländern keine Erhebungen durchgeführt. Auf Bundesebene wurden die Daten aus dem UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 1) und aus der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Walde (BZE) noch nicht übernommen.
– Als alternative Datengrundlage liegen die „Hintergrund- und Referenzwerte für Böden der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C6, F4 und I4). Die Hintergrundwertermittlung ist eine statistische Auswertung von Einzeluntersuchungen zum Bodenzustand.
– Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotypebene begangen werden.
– Inwieweit sich die obigen Aussagen zur Biotypzuordnung und zum direkten Ausfüllen der Zielmatrix akzeptorspezifisch unterscheiden, ist auf der Basis der vorliegenden Informationen noch nicht feststellbar.

Indikator: Gehalt von Dioxinen und Furanen / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotoptypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg	Ebene 2		24		Gemeinde
Land Berlin					
Bund	Ebene 2		17	●	
Summe			41		
Alternative Datengrundlage					
Hintergrundwerte nach LABO	Ebene 2				siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		– für Bund Biotoptyp in Standorttyp – für Land Biotoptyp, bei Verschneldung mit Gemeindegrenzen auch Biotoptyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS	●		– über siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ergebnis	
–	Für den Indikator Gehalt an Dioxinen/Furanen wurden Daten aus Brandenburg übernommen. Auf Bundesseite wurden die Daten aus dem UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2) noch nicht übernommen.
–	Die Meßstellen im Land Brandenburg lassen sich für Biotoptypen differenzieren: 6 Meßstellen auf Ackerflächen 12 Meßstellen auf Grünland 6 Meßstellen in Nadelwäldern und -forsten.
–	Als alternative Datengrundlage liegen die „Hintergrund- und Referenzwerte für Böden der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C7, F5 und I5). Die Hintergrundwertermittlung ist eine statistische Auswertung von Einzeluntersuchungen zum Bodenzustand.
–	Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotoptypenebene begangen werden.
–	Auf Landesebene liegen Daten für den Akzeptor Boden/Agrarökosystemtypen und Waldökosystemtypen vor.
–	Inwieweit sich die obigen Aussagen auf Bundesebene zur Biotoptypzuordnung und zum direkten Ausfüllen der Zielmatrix akzeptorspezifisch unterscheiden, ist auf der Basis der vorliegenden Informationen noch nicht feststellbar.

Indikator: PAK-Gehalte / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotoptypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg	Ebene 2		24		Gemeinde
Land Berlin					
Bund	Ebene 1		31	●	
Summe			55		
Alternative Datengrundlage					
Hintergrundwerte nach LABO	Ebene 2				siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		– für Bund Hauptökosystemtyp (in Standorttyp) – für Land Biotoptyp, bei Verschneldung mit Gemeindegrenzen auch Biotoptyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS	●		– über siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ergebnis	
–	Für den Indikator PAK-Gehalt wurden Daten aus Brandenburg übernommen. Auf Bundesseite wurden die Daten aus den Untersuchungsgebieten der Waldschadensforschung noch nicht übernommen.
–	Die Meßstellen im Land Brandenburg lassen sich für Biotoptypen differenzieren: 6 Meßstellen auf Ackerflächen 12 Meßstellen auf Grünland

- 6 Meßstellen in Nadelwäldern und -forsten.
- Als alternative Datengrundlage liegen die „Hintergrund- und Referenzwerte für Böden der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C8, F6 und I6). Die Hintergrundwertermittlung ist eine statistische Auswertung von Einzeluntersuchungen zum Bodenzustand.
 - Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotypenebene begangen werden.
 - Auf Landesebene liegen Daten für den Akzeptor Boden/Agrarökosystemtypen und Waldökosystemtypen vor.
 - Auf Bundesebene liegen Daten nur für den Akzeptor Boden/Waldökosystemtypen vor.

Indikator: PCB-Gehalte / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypenzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg	Ebene 2		24		Gemeinde
Land Berlin					
Bund	Ebene 1 / 2		31 / 17	- / ●	
Summe					
Alternative Datengrundlage					
Hintergrundwerte nach LABO	Ebene 2				siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		- für Bund Biotyp in Standorttyp - für Land Biotyp, bei Verschneidung mit Gemeindegrenzen auch Biotyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS	●		- über siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ergebnis			
- Für den Indikator PCB-Gehalte wurden Daten aus Brandenburg übernommen. Auf Bundesebene wurden die Daten aus dem UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2) sowie den Untersuchungsgebieten zur Waldschadensforschung noch nicht übernommen.			
- Die Meßstellen im Land Brandenburg lassen sich nach Biotypen differenzieren: 6 Meßstellen auf Ackerflächen 12 Meßstellen auf Grünland 6 Meßstellen in Nadelwäldern und -forsten.			
- Als alternative Datengrundlage liegen die „Hintergrund- und Referenzwerte für Böden der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C9, F7 und I7). Die Hintergrundwertermittlung ist eine statistische Auswertung von Einzeluntersuchungen zum Bodenzustand.			
- Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotypenebene begangen werden.			
- Auf Landesebene liegen Daten für den Akzeptor Boden/Agrarökosystemtypen und Waldökosystemtypen vor.			
Inwieweit sich die obigen Aussagen auf Bundesebene zur Biotypenzuordnung und zum direkten Ausfüllen der Zielmatrix akzeptorspezifisch unterscheiden, ist auf der Basis der vorliegenden Informationen noch nicht feststellbar.			

Indikator: HCH-Gehalte / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypenzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin					
Bund	Ebene 1		31		
Summe			31		
Alternative Datengrundlage					
Hintergrundwerte nach LABO	Ebene 2				siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		- für Bund Hauptökosystemtyp
Zuordnung zu ÖFS	●		- über siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ergebnis	
-	Für den Indikator HCH-Gehalte wurden in den Bundesländern keine Erhebungen durchgeführt. Auf Bundesebene wurden die Daten aus den Untersuchungsgebieten der Waldschadensforschung noch nicht übernommen.
-	Als alternative Datengrundlage liegen die „Hintergrund- und Referenzwerte für Böden der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C10, F8 und I8). Die Hintergrundwertermittlung ist eine statistische Auswertung von Einzeluntersuchungen zum Bodenzustand.
-	Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix begangen werden, für die direkte Zuordnung jedoch nur auf Ökosystemebene.
-	Auf Bundesebene liegen Daten nur für den Akzeptor Boden/Waldökosystemtypen vor.

Indikator: HCB-Gehalte / Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotoptypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin					
Bund	Ebene 1 / 2		31 / 17	- / ●	
Summe					
Alternative Datengrundlage					
Hintergrundwerte nach LABO	Ebene 2				siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	●		- für Bund Biotoptyp in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS	●		- über siedlungsstrukturelle Gebietstypen

Ergebnis	
-	Für den Indikator HCB-Gehalte wurden in den Bundesländern keine Erhebungen durchgeführt. Auf Bundesebene wurden die Daten aus dem UBA-Meßnetz (Bodenuntersuchungen 2) und den Untersuchungsgebieten der Waldschadensforschung noch nicht übernommen.
-	Als alternative Datengrundlage liegen die „Hintergrund- und Referenzwerte für Böden der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz“ vor (siehe Indikatorenkennblatt C 11, F9 und I9). Die Hintergrundwertermittlung ist eine statistische Auswertung von Einzeluntersuchungen zum Bodenzustand.
-	Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotoptypenebene (Ebene 2) begangen werden.

Indikator: Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems / Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotoptypzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin					
Bund					
Summe					
Alternative Datengrundlage					
Critical-Loads-Konzept	Ebene 1		Flächendeckende Aussagen auf Rasterbasis (1kmx1km)		Raster

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung		●	
Zuordnung zu ÖFS	●		- über Überschneidung mit Rasterdaten

Ergebnis	
-	Für den Indikator Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems wurden in den Bundesländern keine Erhebungen durchgeführt. Auf

- Bundesseite können auf der Basis von kontinuierlichen Messungen keine Aussagen gemacht werden.
- Als alternative Datengrundlage liegt aus der „Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland“ die Karte „Überschreitung der Critical Loads für den Säureeintrag in Waldböden“ vor (siehe Indikatorenkennblatt F10 und I11).
 - Auf dieser Basis kann der Weg zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Biotypebene nur über die Zuordnung zu den Flächen der ÖFS erfolgen.
 - Auf Bundesebene liegen Daten nur für den Akzeptor Boden/Waldökosystemtypen vor.

Indikator: Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems / Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypenzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin	Ebene 1		1	•	
Bund					
Summe					
Alternative Datengrundlage					
Critical-Loads-Konzept	Ebene 1		Flächendeckende Aussagen auf Rasterbasis (1kmx1km)		Raster

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	•		- für Land auf Hauptökosystemebene (in Standorttypen)
Zuordnung zu ÖFS	•		- über Überschneidung mit Rasterdaten

- Ergebnis**
- Für den Indikator Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems wurden Daten aus Berlin übernommen. Auf Bundesseite können auf der Basis von kontinuierlichen Messungen keine Aussagen gemacht werden.
 - Als alternative Datengrundlage liegt aus der „Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland“ die Karte „Critical Loads für Stickstoffeinträge“ vor (siehe Indikatorenkennblatt F11 und I12).
 - Auf dieser Basis können beide Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Ökosystem- bzw. Biotypebene begangen werden.

Indikator: Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern / Waldökosystemtypen

Datengrundlage aus der empirischen Testphase	Biotypenzuordnung		Anzahl der Meßstellen	Georeferenzierung	
	ja	nein		Koordinaten	räumliche Aggregation
Land Brandenburg					
Land Berlin	Ebene 1		1	•	
Bund	Ebene 2		2	•	
Summe					
Alternative Datengrundlage					

Ausfüllen der Zielmatrix	ja	nein	Erläuterung
direkte Zuordnung	•		- für Bund auf Biotypebene in Standorttyp
Zuordnung zu ÖFS		•	- für Land auf Hauptökosystemebene (in Standorttypen)

- Ergebnis**
- Für den Indikator Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern wurden Daten aus Berlin übernommen. Auf Bundesseite wurden Daten aus der Umweltprobenbank des Bundes übernommen.
 - Auf dieser Basis kann nur der Weg der direkten Zuordnung zur Ausfüllung der Zielmatrix auf Ökosystem- bzw. Biotypebene begangen werden.

Fazit

Für drei von 15 Indikatoren (ohne Differenzierung nach Akzeptorbereich) waren die Daten **nicht** für die Aussagen der empirischen Testphase **nutzbar**:

- Düngemittleinsatz
- PSM-Einsatz
- Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems.

Für 13 der Indikatoren liegen neben den Daten aus der empirischen Testphase auch **alternative Datengewinnungsmöglichkeiten** vor:

- Atlas zum Nitratstrom
- Agrarstatistik
- Critical-Loads-Konzept
- LABO-Hintergrundwerte.

Für die beiden Wege zur **Ausfüllung der Zielmatrix** ergibt sich insgesamt folgendes Ergebnis:

- Für 10 der 15 Indikatoren sind beide Wege möglich, nur in einem Fall (PSM-Einsatz) kann keiner der beiden Wege durchgeführt werden.
- Für 11 Indikatoren liegen alternative Datengrundlagen vor, die eine Zuordnung dieser Daten auf die Flächen der ÖFS auf der Basis bereits interpolierter Meßwerte erlauben.
- Für den ersten Weg zur Ausfüllung der Zielmatrix, nämlich der direkten Zuordnung, ergibt sich ein differenzierteres Bild. Zwar ist für 12 Indikatoren eine direkte Zuordnung möglich, jedoch nur in vier Fällen durchgängig für Biotoptypen in Standorttypen. Für fünf Indikatoren können auf der Basis der vorhandenen Datengrundlagen Zuordnungen nur auf der Ebene der Hauptökosystemtypen durchgeführt werden. In drei Fällen sind diese beiden Möglichkeiten auf Bund- und Länderdaten unterschiedlich verteilt.

Bedingung für Weg 1 ist eine **ausreichende Informationstiefe** bis hinunter zu den einzelnen Meßstellen, um im Einzelfall entscheiden zu können, ob der Wert zu einer Meßstelle tatsächlich dem Aussageziel des Indikators entspricht und in welche Zelle der Zielmatrix der Wert einzutragen ist. Die empirische Testphase hat gezeigt, daß für diese Entscheidungen das Informationsniveau auf der Ebene der Programmdokumentation nicht ausreicht.

Bedingung für Weg 2 sind räumlich interpolierte Meßwerte, wobei die Rastergröße bzw. die durchschnittlichen Distanzen von Isolinien der Flächengröße der ÖSF angemessen sein muß. Die hier als alternative Datengrundlagen genannten Quellen sind bisher nur als einmalige Auswertung durchgeführt wurden. Zu bevorzugen wäre jedoch eine **räumliche Interpolation** von Meßwerten aus den vorhandenen regelmäßigen Erhebungen auf der Grundlage vorhandener und akzeptierter Interpolationsmethoden.

9.4.4.2 Vergleich von Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten

Die stofflichen Daten bzw. Indikatoren für den Akzeptor Grundwasser sollen bislang nicht auf Biotoptypen bzw. Ökosysteme bezogen werden. Soweit jedoch die Koordinaten der Meßstellen bekannt sind, bestünde die Möglichkeit, die Daten und Aussagen auf **Standorttypen** zu

beziehen. Hier sind jedoch bisher keine sachlich-inhaltlichen Relationen²⁰⁰ bekannt, wie die gefundenen stofflichen Gehalte im Grundwasser im Hinblick auf Standorttypen zu interpretieren wären.

Um diese sachlich-inhaltlichen Relationen herzustellen, liegen den Grundwassermeßnetzen in den Bundesländern **andere Raumgliederungen** zugrunde. Deren Intention ist es, Räume mit relativ einheitlichen hydrochemischen und hydrodynamischen Verhältnissen (Grundwasserlandschaften) abzugrenzen. Wie in den Ergebnissen zur Machbarkeitsstudie II (Abschnitt 9.3.3) schon geschildert, existiert aber kein bundesweit einheitliches Konzept zur Abgrenzung von Grundwasserlandschaften.

Eine mögliche Raumgliederung für den Akzeptor Grundwasser stellen die **hydrogeologischen Einheiten** dar (siehe Abschnitt 9.7.1.2). Diese wurden im Zusammenhang mit dem „Konzept eines einheitlichen Grundwasser-Beschaffenheits-Meßnetzes in den neuen Bundesländern als Grundlage zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU“²⁰¹ entwickelt. Der Aussagebezug auf hydrogeologische Einheiten folgt bislang jedoch nicht der projektinternen Logik von Raumabgrenzungen, da es sich um eine **indikatorspezifische Raumgliederung** handelt (vgl. Abschnitt 4.2.8).

Im Rahmen der empirischen Testphase soll nun überprüft werden, ob Aussagen zum Vergleich von Standorttypen mit hydrogeologischen Einheiten getroffen werden können. Dazu wurde in einem ersten Schritt die **Karte der hydrogeologischen Einheiten** herangezogen.²⁰² Die Überlagerung mit den Standorttypen wurde durchgeführt und das Ergebnis mit Herrn Dr. Hannapel diskutiert.

Nach dem Urteil von Herrn Dr. Hannapel ist eine grobe **Übereinstimmung** von Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten im Bereich der größeren Landschaftsstrukturen, wie z.B. Flußniederungen, Sanderflächen und Grundmoränenengebieten oder im Bereich der Mittelgebirge festzustellen. Zu beachten ist, daß für die Abgrenzung hydrogeologischer Einheiten insbesondere auch die hydrodynamischen und hydrochemischen Verhältnisse eine Rolle gespielt haben. Zusammenfassend wurde festgestellt, daß zwischen Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten Ähnlichkeiten auftreten, eine Deckungsgleichheit zwischen den beiden Raumgliederungen jedoch in der Regel nicht nachgewiesen werden konnte.

Im Rahmen des Praxistestes muß nun überprüft werden, ob auf der Ergebnisebene, d.h. **auf Basis konkreter berechneter Grundwasser-Indikatoren**, Aussagen zum Vergleich von Standorttypen mit hydrogeologischen Einheiten getroffen werden können. Um diese Fragestellung zu beantworten, wurden mehrere Auswertungsschritte durchgeführt:

1. Zuweisung von Standorttypen zu den Meßpunkten.

²⁰⁰ Hierunter sind beispielsweise die Beziehungen zwischen Standorttyp und dem geogenen Grundgehalt bestimmter Inhaltsstoffe des Grundwassers sowie deren zeitlichen Schwankungen zu verstehen. Erst das Wissen um solche sachlich-inhaltlichen Relationen ermöglicht eine Interpretation von Meßwerten oder Stromgrößen.

²⁰¹ UBA (1995c)

²⁰² Die Geometriedaten liegen im Rahmen der periodischen Erstellung der "Daten zur Umwelt" des Umweltbundesamtes vor. Die Erlaubnis, die Geometriedaten für das Forschungsprojekt zu verwenden, wurde vom Umweltbundesamt (Herr Dr. Wolter) erteilt. Die Übergabe der dazugehörigen Beobachtungsvariablen erfolgte durch Herrn Dr. Hannapel vom Institut für Umwelt- und Wirtschaftsgeologie (UWG).

2. Auswertungen zum Vorkommen von Meßpunkten nach Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten.
3. Darstellung der Beziehungen zwischen Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten.
4. Gegenüberstellung von statistischen Kenngrößen der Grundwasser-Indikatoren für Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten.

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Auswertungsschritte dargestellt.

1. Zuweisung von Standorttypen zu den Meßpunkten.

Als Datengrundlage wurde der im Rahmen der periodischen Erstellung der "Daten zur Umwelt" des Umweltbundesamtes vorhandene Datensatz verwendet.²⁹³ Da diese Datengrundlage das gesamte Gebiet der neuen Bundesländer einschließt, wurden die Auswertungen nicht auf die drei Länder, die Bestandteil der empirischen Testphase sind (Berlin, Brandenburg und Thüringen), beschränkt, sondern **auf das Gebiet der neuen Bundesländer** ausgeweitet.

Zuerst mußte den einzelnen Meßpunkten unter ARC/INFO der betreffende Standorttyp zugeordnet werden. Die Koordinaten der Grundwassermeßstellen (Hoch- und Rechtswerte nach Bessel) wurden zu diesem Zweck mit der Karte der Standorttypen überlagert. Anschließend konnten die entsprechenden Standorttyp-Informationen den Meßpunkten zugewiesen werden. Die **Zuordnung** der Meßpunkte zu den hydrogeologischen Einheiten war bereits Bestandteil der verwendeten Datengrundlage.

2. Auswertungen zum Vorkommen von Meßpunkten nach Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten

In den beiden Tabellen (Tabelle 9.4.4.2-1 und 9.4.4.2-2) ist die **Anzahl der Meßpunkte** und deren Zuordnung zu den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten aufgeführt. Dabei wurde den Einträgen eine Nummer (ID) zugewiesen, die für die folgenden Darstellungen als Typschlüssel dient.

Die **Meßstellen des Grundwassermonitorings** für die fünf neuen Bundesländer verteilen sich auf insgesamt 24 Standorttypen (von 29 für das gesamte Bundesgebiet) beziehungsweise auf 15 hydrogeologische Einheiten. Da die hydrogeologischen Einheiten nur für den Bereich der neuen Bundesländer ausgewiesen wurden, ist für das gesamte Bundesgebiet - auf Grund der unterschiedlichen hydrogeologischen Verhältnisse - mit einer deutlich größeren Differenzierung dieses Raumtyps zu rechnen.²⁹⁴

Während für alle hydrogeologischen Einheiten **Meßpunkte** vorliegen, liegen für vier Standorttypen keine Meßpunkte vor.²⁹⁵ Das Vorkommen von Meßpunkten für Standorttypen wie das Alpenvorland, die Schwäbische- oder Fränkische-Alb erscheint zunächst verwunderlich. Es

²⁹³ Die Erlaubnis, die Geometriedaten für das Forschungsprojekt zu verwenden, wurde vom Umweltbundesamt (Herr Dr. Wolter) erteilt. Die Übergabe der dazugehörigen Beobachtungsvariablen erfolgte durch Herrn Dr. Hannapel vom Institut für Umwelt- und Wirtschaftsgeologie (UWG).

²⁹⁴ Für das gesamte Bundesgebiet ist nach einer Schätzung von Herrn Dr. Wolter (Umweltbundesamt) mit etwa 30 - 35 verschiedenen hydrogeologischen Einheiten zu rechnen.

²⁹⁵ Die betreffenden Standorttypen können der Tabelle 13.2-2 entnommen werden.

muß jedoch berücksichtigt werden, daß es sich bei den Standorttypen nicht um konkrete Landschaftsbezeichnungen handelt, sondern um eine Typklassifikation. Das Vorkommen von Meßpunkten in diesen Standorttypen deutet lediglich auf vergleichbare Bedingungen am Meßpunkt hin.

Die Anzahl der Meßpunkte, bezogen auf die einzelnen Standorttypen bzw. hydrogeologischen Einheiten, läßt eine erste **Einschätzung zur Repräsentanz** der jeweiligen Typen zu. Die angegebenen Werte aus den Tabellen 9.4.4.2-1 und 9.4.4.2-2 sind zur Verdeutlichung dieses Sachverhaltes noch einmal in Form von Säulendiagrammen (siehe Abbildungen) aufbereitet wurden. Durchschnittlich entfallen auf jeden Standorttyp ca. 15 Meßpunkte, während auf jede hydrogeologische Einheit ca. 24 Meßpunkte entfallen.

Tabelle 9.4.4.2-1: Anzahl von Meßpunkten nach Standorttypen

StiID	Standorttyp	Anzahl der Meßpunkte
1	Nordseeküste und Niederungen von Flußunterläufen	6
2	Moore und Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland	39
3	Flußniederung im Mittelgebirge und Alpenvorland	8
4	Mittel- und süddeutsche Niederungen auf sandigen Böden	2
5	Norddeutsches Flachland (grundwassernäher)	132
6	Norddeutsches Flachland (grundwasserferner)	23
7	Norddeutsche Moränenlandschaft	1
8	Norddeutsches Flachland auf armen Böden (grundwassernäher)	1
9	Norddeutsches Flachland auf armen Böden (grundwasserferner)	3
10	Norddeutsches Flachland auf Lößboden	11
11	Westfälische Bucht	2
12	Mittelgebirgsrand und vorgelagerte Gebiete (grundwassernäher)	11
13	Mittelgebirgsrand auf fruchtbaren Böden (grundwasserferner)	8
14	Mittelgebirgsrand auf mäßig fruchtbaren Böden (grundwasserferner)	2
15	Mittelgebirge auf Schluft-, Ton- und Sandsteinen	24
16	Paläozoische Mittelgebirge (niederschlagsärmer)	17
17	Paläozoische Mittelgebirge (niederschlagsreicher)	11
18	Gäufächen auf Löß (niederschlagsärmer)	29
19	Gäufächen und Kalke (niederschlagsreicher)	-
20	Keuper-Lias-Land (niederschlagsärmer)	19
21	Keuper-Lias-Land (niederschlagsreicher)	2
22	Fränkische Schichtstufenränder (kontinental und niederschlagsarm)	7
23	Schwäbische Alb	1
24	Alpenvorland (grundwassernäher)	2
25	Alpenvorland (grundwasserferner und niederschlagsärmer)	5
26	Alpenvorland (grundwasserferner und niederschlagsreicher)	-
27	Iller-Lech-Platte	-
28	Alpen	-
29	Nicht klassifiziert (Wasser, Abbaufächen, Umgebung)	-
		Gesamt: 366

Tabelle 9.4.4.2-2: Anzahl von Meßpunkten nach hydrogeologischen Einheiten

HyID	Hydrogeologische Einheit	Anzahl der Meßpunkte
0	Neubildungsgebiet	39
1	Indirekte Neubildung	16
2	Durchflußgebiet	70
3	Entlastungsgebiet	30
4	Randtyp	16
5	Tal	10
6	Ton/Schluffstein	8
7	Kalkstein	24
8	Sandstein	46
9	Zechstein	13
10	Molasse	15
11	Quarzit/Grauwacke	7
12	Magmatit	11
13	Metamorphit	21
99	nicht zuzuordnen	42
		Gesamt: 366

Bei den Standorttypen fällt eine **deutliche Häufung** der Meßpunkte im Bereich des Standorttyps 5 auf (Norddeutsches Flachland/grundwassernäher), 36% aller Meßpunkte befinden sich dort. Addiert man nun noch die Meßpunkte im Standorttyp 6 (Norddeutsches Flachland/grundwasserferner) (6%) und die Meßpunkte in Standorttyp 2 (Moore und Flußniederungen (Ober- und Mittelläufe) im Nordostdeutschen Tiefland (11%)) hinzu, so befinden sich 53% der Meßpunkte in diesen drei Standorttypen. Weitere Häufungen, zwischen 3% und 7%, treten im Bereich der Mittelgebirgstypen (z.B. Harz, Ausläufer des Erzgebirges und Thüringer Wald) und mit 8% auf den niederschlagsärmeren Gäuflächen auf Löß (z.B. Magdeburger Börde) auf. Diese Verteilung entspricht annähernd auch den tatsächlichen Flächenanteilen der jeweiligen Standorttypen im Testgebiet.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Verteilung von Meßpunkten auf hydrogeologische Einheiten. Addiert man die Anteile für die 5 hydrogeologischen Einheiten im Bereich der Lockergesteine (Typen 0 - 5), erhält man auch hier eine den Flächenanteilen entsprechende Repräsentanz von 49%, wobei die Meßpunkte in Durchflußgebieten (Grundmoränen) mit 19% dominieren. Insgesamt gesehen sind die Häufungen auf bestimmte hydrogeologische Einheiten jedoch weniger prägnant als bei den Standorttypen. Die Verteilung der Meßpunkte ist den **hydrogeologischen Bedingungen deutlich besser angepaßt**, als den Parametern, denen die Standorttypen zugrundeliegen.

Abbildung 9.4.4.2-1: Häufigkeiten der Meßpunkte bezogen auf Standorttypen

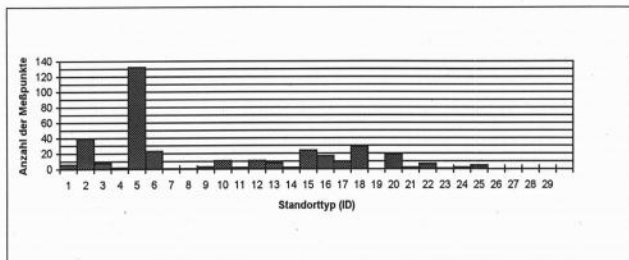
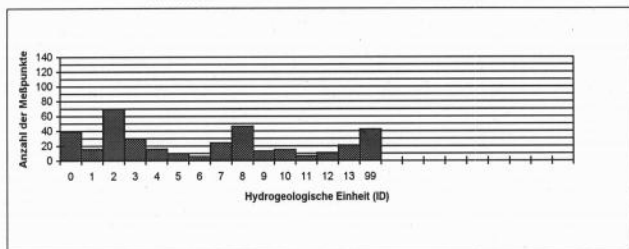


Abbildung 9.4.4.2-2: Häufigkeiten der Meßpunkte bezogen auf hydrogeologische Einheiten



3. Darstellung der Beziehungen zwischen Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten

Für diesen Arbeitsschritt wurde die durch Überlagerung unter ARC/INFO erzeugte Datenbasis in das relationale Datenbanksystem ACCESS übernommen und unter Erzeugung einer Kreuztabelle zwischen Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten ausgewertet. Das Ergebnis ist in der Tabelle 9.4.4.2-3 dargestellt.

Die erste Feststellung, die getroffen werden kann, bestätigt die Aussage, daß zwischen Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten **keine eindeutige Zuordnung möglich** ist. Zwischen 4²⁹⁶ und 11²⁹⁷ verschiedene Standorttypen entfallen auf jede hydrogeologische Einheit.

²⁹⁶ Hydrogeologische Einheiten (ID): 1,5,6,11

²⁹⁷ Hydrogeologische Einheit (ID): 8; wobei der Typ 99 mit 13 verschiedenen Standorttypen vernachlässigt wurde, da es sich dort um nicht klassifizierbare Meßpunkte handelt.

Es können jedoch für bestimmte Standorttypen in hydrogeologischen Einheiten Häufungen festgestellt werden. Diese sind in Tabelle 9.4.4.2-3 als fett umrandete Felder gekennzeichnet.²⁹⁸ Relativ deutlich ist die Übereinstimmung beispielsweise für die Neubildungsgebiete bzw. Durchflußgebiete im Lockergestein (Hy0,2) und den Standorttyp Norddeutsches Flachland (grundwassernäher) (St5). Die gekennzeichneten Standorttypen werden im Auswertungsschritt 4 als Vergleichsgrößen zu den statistischen Kennwerten, die für jede hydrogeologische Einheit berechnet wurden, herangezogen.

Tabelle 9.4.4.2-3: Anzahl der Meßpunkte nach Standorttypen in hydrogeologischen Einheiten

St (ID)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	Σ	
Hy(ID)																											
0		4	1	29	3					2																39	
1		2		10	3								1														16
2		2	7	45	12	1	1	1		1																	70
3		2	5	18	2					1		2															30
4			8	3	1							1	1						1						1	16	
5			2	6	1																				1	10	
6		2								1								1				2				6	
7		1	2	1						1					1			10	6			2				24	
8			3	2						3		4	1	1	10			11	8			2	1			46	
9														3	1			5	3						1	13	
10			1	1								1	1	1	2	4	3				1					15	
11													2	1	3					1						7	
12											1	1	3	1	3					1				1		11	
13		1		1	2							1	3	7	4				1						1	21	
99			7		19	1			2	4		2		1	1	1	1	1	1			1		1	1	42	
Σ	6	39	8	2	132	23	1	1	3	11	2	11	8	2	24	17	11	29	19	2	7	1	2	5		366	

4. Gegenüberstellung von statistischen Kenngrößen der Grundwasser-Indikatoren für Standorttypen und hydrogeologische Einheiten

Folgende Grundwasser-Indikatoren können mit Hilfe des vorliegenden Datensatzes evaluiert werden:

- pH-Werte
- Al-Gehalte
- Nitrat-Gehalte
- Schwermetallgehalte im Grundwasser
- PSM-Gehalte
- PAK-Gehalte

Für ausgewählte **Meßgrößen** dieser Indikatoren werden im folgenden Min- und Max-Werte, Mittelwert, Mittelwertabweichung und Median der in Tabelle 9.4.4.2-3 gekennzeichneten hydrogeologischen Einheiten und Standorttypen **exemplarisch gegenübergestellt**.

Aussageziele für die Grundwasser-Indikatoren sind die Angabe von Jahresmittelwerten sowie die Überschreitung von Grenzwerten in Prozent. Um Angaben zum letztgenannten Aus-

²⁹⁸ Eine Kennzeichnung erfolgte, wenn für mindestens 5 Meßpunkte eine Übereinstimmung zwischen hydrogeologische Einheiten und Standorttypen vorlag.

sageziel machen zu können, müssen jedoch die Zusammenhänge zwischen den nachgewiesenen Meßwerten und der - nach den hydrogeologischen Verhältnissen zu unterscheidenden - geogenen Grundbelastung von Grundwässern bekannt sein. Über den Vergleich von Jahresmittelwerten der einzelnen hydrogeologischen Einheiten mit denen der jeweiligen Standorttypen soll nun untersucht werden, inwieweit die aus dem Konzept des EWGM²⁹⁹ bekannten inhaltlich-sachlichen Zusammenhänge³⁰⁰ zwischen hydrogeologischer Einheit und den analysierten Meßwerten auch auf Standorttypen-Ebene interpretierbar sind.

Indikator: pH-Werte

Die errechneten **Abweichungen** zwischen den Mittelwerten der hydrogeologischen und den Standorttypen liegen zwischen 0,3% und 6,6%. Die geringsten Abweichungen sind für die gegenübergestellten Meßwerte von hy0 und st5 sowie für hy4 und st2 zu verzeichnen. Sie betragen hier 0,02-0,03 pH-Werte. Mehrheitlich liegen die Differenzen jedoch im Bereich zwischen 0,10 und 0,45 pH-Werten.

Tabelle 9.4.4.2-4: Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für pH-Werte

pH-Werte	hy0	st5	hy1	st5	hy2	st5	st6	hy3	st5	hy4	st2	hy5	st5	hy7	st18	st20	
Maximalwert:	8,09	8,55	7,34	8,55	8,00	8,40	8,55	7,93	7,79	8,55	8,40	8,40	8,55	8,55	7,65	8,20	9,10
Minimalwert:	4,97	4,40	5,78	4,40	4,40	5,61	4,40	5,43	5,53	4,40	6,15	5,61	5,13	4,40	6,60	6,60	5,50
Mittelwert:	7,00	7,02	6,60	7,02	7,18	7,00	7,02	6,99	6,78	7,02	7,03	7,00	6,82	7,02	7,11	7,27	6,88
Mittelwertabweichung:	0,52	0,47	0,39	0,47	0,35	0,39	0,47	0,51	0,43	0,47	0,51	0,39	0,56	0,47	0,19	0,27	0,65
Median:	7,10	7,10	6,68	7,10	7,29	7,03	7,10	7,00	6,75	7,10	6,85	7,03	6,83	7,10	7,15	7,30	7,10
Modalwert:	7,20	7,00	6,64	7,00	7,50	7,10	7,00	7,50	6,70	7,00	6,40	7,10	-	7,00	7,20	7,30	7,20

pH-Werte	hy8	st15	st18	st20	hy9	st18	hy13	st16								
Maximalwert:	7,70	7,50	8,20	9,10	9,10	8,20	7,70	7,70								
Minimalwert:	3,60	3,60	6,60	5,50	6,60	6,60	4,46	4,63								
Mittelwert:	6,82	6,43	7,27	6,88	7,43	7,27	6,56	6,91								
Mittelwertabweichung:	0,65	0,81	0,27	0,65	0,45	0,27	0,57	0,57								
Median:	7,10	6,72	7,30	7,10	7,30	7,30	6,70	7,06								
Modalwert:	7,40	7,30	7,30	7,20	7,30	7,30	6,50	7,50								

²⁹⁹ UBA-Forschungsprojekt "Entwicklung eines Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern (EGWM)" (UBA 1995c)

³⁰⁰ Hier ist insbesondere die Identifikation von Schwellenwertkonzentrationen für Grundwässer in den jeweiligen hydrogeologischen Einheiten gemeint. Diese Schwellenwertkonzentrationen können herangezogen werden, um unbeeinflusste Grundwässer zu identifizieren und um Beeinflussungstypen unterscheiden zu können (vgl. Abschnitt 9.7.1.2).

Indikator: Al-Gehalte:

Die Abweichungen der für den Indikator Al-Gehalte verglichenen Jahresmittelwerte liegen zwischen 0,004 µg/l und 0,559 µg/l. Die geringste Abweichung ist zwischen Hy4 und St2 zu verzeichnen, während die größte Abweichung zwischen hy13 und hy16 auftritt. Die relative Abweichung der gegenübergestellten Raumbezugstypen liegt zwischen 7,5% und 393,7% und fällt somit weit **deutlicher** aus als beim Indikator pH-Werte.

Tabelle 9.4.4.2-5: Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für Al-Gehalte

Al-Gehalte in µg/l	hy0	st5	hy1	st5	hy2	st2	st5	st6	hy3	st5	hy4	st2	hy5	st5	hy7	st18	st20
Maximalwert:	0,200	6,700	0,220	6,700	6,700	0,430	6,700	0,850	0,310	6,700	0,185	0,430	0,040	6,700	2,060	2,060	0,390
Minimalwert:	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,003	0,003
Mittelwert:	0,037	0,111	0,023	0,111	0,159	0,057	0,111	0,062	0,048	0,111	0,053	0,057	0,014	0,111	0,111	0,117	0,057
Mittelwertabweichung:	0,039	0,141	0,029	0,141	0,223	0,049	0,141	0,088	0,056	0,141	0,036	0,049	0,009	0,141	0,162	0,134	0,063
Median:	0,025	0,025	0,000	0,025	0,025	0,050	0,025	0,010	0,018	0,025	0,050	0,050	0,010	0,025	0,010	0,050	0,020
Modalwert:	0,000	0,010	0,000	0,010	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000	0,010	0,050	0,000	0,010	0,010	0,006	0,050	0,006

Al-Gehalte in µg/l	hy8	st15	st18	st20	hy9	st18	hy13	st16									
Maximalwert:	2,240	6,700	2,060	0,390	0,390	2,060	2,670	6,700									
Minimalwert:	0,000	0,000	0,000	0,003	0,001	0,000	0,000	0,000									
Mittelwert:	0,098	0,477	0,117	0,057	0,065	0,117	0,142	0,701									
Mittelwertabweichung:	0,106	0,733	0,134	0,063	0,062	0,134	0,241	0,951									
Median:	0,050	0,049	0,050	0,020	0,050	0,050	0,010	0,062									
Modalwert:	0,050	0,000	0,050	0,006	0,050	0,050	0,010	0,000									

Indikator: Nitrat-Gehalte

Die Nitrat-Gehalte als Einflussgröße für eine landwirtschaftliche Beeinflussung des Grundwassers weisen **innerhalb der jeweiligen Raumbezugstypen** eine insgesamt recht deutliche Abweichung von den Mittelwerten auf. Die Gründe hierfür liegen zum einen bei den Verursachern selber (Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen und Ausbringungsmengen im Untersuchungsraum), zum anderen sind sie im hohen Maße abhängig von hydrologischen und meteorologischen (Schneesmelze, Niederschlagsmengen) Verhältnissen. Trotzdem treten auch in der Gegenüberstellung der Mittelwerte beider Raumbezugstypen prägnante Abweichungen auf. Die Differenzen der für den Indikator Nitrat-Gehalte verglichenen Jahresmittelwerte schwanken zwischen 1,5 mg/l und 34,47 mg/l. Die geringste Abweichung ist zwischen Hy2 und St2 zu verzeichnen, während die größte Abweichung zwischen hy13 und hy16 auftritt. Die relative Abweichung der gegenübergestellten Raumbezugstypen liegt zwischen 13,5% und 235,6%.

Tabelle 9.4.4.2-6: Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für Nitrat-Gehalte

Nitrat-Gehalte in mg/l	hy0	st5	hy1	st5	hy2	st2	st5	st6	hy3	st5	hy4	st2	hy5	st5
Maximalwert:	89,38	181,00	181,00	181,00	248,00	123,00	181,00	248,00	97,43	181,00	123,00	123,00	72,50	181,00
Minimalwert:	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,07	0,01	0,26	0,00
Mittelwert:	6,26	10,11	22,38	10,11	11,07	12,57	10,11	13,37	6,99	10,11	27,76	12,57	21,68	10,11
Mittelwertabweichung:	9,35	15,91	35,54	15,91	18,63	17,48	15,91	22,09	10,56	15,91	26,07	17,48	15,09	15,91
Median:	0,33	0,33	0,66	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	19,46	0,33	21,35	0,33
Modalwert:	0,15	0,07	0,66	0,07	0,33	0,33	0,07	0,07	0,33	0,07	0,07	0,33	-	0,07

Nitrat-Gehalte in mg/l	hy7	st18	st20	hy8	st15	st18	st20	hy9	st18	hy13	st16			
Maximalwert:	120,70	231,00	77,10	138,00	248,00	231,00	77,10	43,00	231,00	69,09	248,00			
Minimalwert:	0,07	0,07	0,10	0,10	0,00	0,07	0,10	0,12	0,07	0,07	0,00			
Mittelwert:	35,40	32,10	21,47	20,18	35,83	32,10	21,47	12,90	32,10	14,63	49,10			
Mittelwertabweichung:	28,87	34,73	19,37	18,49	49,38	34,73	19,37	13,71	34,73	13,69	61,24			
Median:	24,85	9,77	15,90	9,36	5,22	9,77	15,90	2,59	9,77	8,80	13,37			
Modalwert:	-	-	0,40	0,50	0,33	-	0,40	-	-	0,26	0,07			

Indikator: Schwermetallgehalte im Grundwasser

In der vorhandenen Datengrundlage liegen im Bereich der Metalle für 11 Einzelstoffe/ Beobachtungsvariablen Meßwerte vor. Im einzelnen sind dies Cd, Co, Cr, Hg, Ku, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn und Zn. Für den Indikator Schwermetallgehalte im Grundwasser sind als Beobachtungsvariablen bisher die Schwermetalle Cd, Pb und Zn vorgeschlagen. Die folgende Gegenüberstellung wurde beispielhaft für die **Beobachtungsvariable Cadmium (Cd)** durchgeführt. Die Abweichungen der Jahresmittelwerte von hydrogeologischen Einheiten und Standorttypen liegen für diese Beobachtungsvariable zwischen 0,027 mg/l und 2,575 mg/l. Die Minimalabweichung liegt bei dem Vergleichspaar Hy2-St6 vor, die Maximalabweichung bei Hy4 und St2. Die relativen Abweichungen der Mittelwerte von Standorttypen zu hydrogeologischen Einheiten liegen zwischen 20,3% und 93,3%.

Tabelle 9.4.4.2-7: Gegenüberstellung von statistischen Kennwerten für hydrogeologische Einheiten und Standorttypen für Schwermetallgehalte im Grundwasser

Schwermetallgehalte in mg/l	hy0	st5	hy1	st5	hy2	st2	st5	st6	hy3	st5	hy4	st2	hy5	st5
Maximalwert:	1,900	7,600	0,500	7,600	1,700	0,670	7,600	0,400	0,360	7,600	41,400	0,670	0,700	7,600
Minimalwert:	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,100	0,000
Mittelwert:	0,229	0,281	0,181	0,281	0,133	0,185	0,281	0,160	0,160	0,281	2,760	0,185	0,334	0,281
Mittelwertabweichung:	0,131	0,249	0,059	0,249	0,111	0,078	0,249	0,078	0,050	0,249	4,830	0,078	0,187	0,249
Median:	0,200	0,200	0,200	0,200	0,150	0,200	0,200	0,200	0,175	0,200	0,200	0,200	0,370	0,200
Modalwert:	0,200	0,200	0,200	0,200	0,000	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,100	0,200

Schwermetallgehalte in mg/l	hy7	st18	st20	hy8	st15	st18	st20	hy9	st18	hy13	st16			
Maximalwert:	1,100	41,400	1,700	24,000	7,600	41,400	1,700	0,500	41,400	7,600	7,600			
Minimalwert:	0,200	0,200	0,100	0,100	0,000	0,200	0,100	0,200	0,200	0,100	0,000			
Mittelwert:	0,483	2,707	0,537	1,853	0,606	2,707	0,537	0,385	2,707	1,081	0,821			
Mittelwertabweichung:	0,118	3,845	0,182	2,460	0,784	3,845	0,182	0,142	3,845	1,207	1,043			
Median:	0,500	0,500	0,500	0,500	0,200	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,200			
Modalwert:	0,500	0,500	0,500	0,500	0,200	0,500	0,500	0,500	0,500	0,100	0,200			

Indikator: PSM-Gehalte und PAK-Gehalte

Für die beiden Indikatoren liegen in der vorhandenen Datengrundlage nur für **wenige Meßpunkte** konkrete Werte vor. Für Fluoranthen (PAK) sind beispielsweise nur 83 Meßpunkte beprobt worden. Diese decken nicht das gesamte Spektrum der hydrogeologischen Einheiten und Standorttypen ab. Wegen der unterschiedlichen Meß- und Analysemethoden³⁰¹ entstehen für die einzelnen Meßpunkte zusätzliche - zum Teil erhebliche - Unschärfen. Außerdem liegen die Meßwerte für eine große Anzahl von Meßpunkten unterhalb der spezifischen Nachweisgrenzen.³⁰² Aus diesen Gründen muß von einem „strengen“ Vergleich zwischen Standorttypen und hydrogeologischen Einheiten der jeweils aggregierten Meßwerte beider Indikatoren Abstand genommen werden.

Fazit:

Standorttypen und hydrogeologische Einheiten stellen zwei **unterschiedliche Raumbezugstypen** dar. Da die geologischen Verhältnisse für beide Raumbezugstypen ein wichtiges Kriterium zur Abgrenzung darstellen, sind jedoch bedingt **Ähnlichkeiten** festzustellen. Diese beziehen sich letztendlich aber eher auf die größeren Landschaftsstrukturen und sind im direkten Vergleich beider Raumtypen nur undeutlich ausgeprägt.

Natürlich kann durch die Zuordnung der Meßpunkte zu Standorttypen in einer langjährigen Zeitreihe eine entsprechende Entwicklung von Meßwerten abgebildet werden. Eine weitergehende Interpretation der Meßwerte, bezogen auf eine Zustandsbeschreibung unter Einschluß **anthropogener Beeinflussung** des Grundwassers, ist jedoch nur mit dem Wissen um die geogenen Grundgehalte bestimmter Stoffe³⁰³ und unter Ausbildung von Schwellenwerten abzuleiten. Hier setzt, wie in Abschnitt 9.7.1 beschrieben, die Ausweisung von hydrogeologischen Einheiten an.

Sachlich-inhaltliche Relationen zwischen Standorttypen und den Meßwerten konnten über den Vergleich mit den Werten für hydrogeologische Einheiten kaum nachgewiesen werden. Die **Abweichungen** zwischen den Meßwerten beider Raumbezugstypen auf Indikatoren-Ebene sind hier zu prägnant. Daher muß von einer Übertragung der sachlich-inhaltlichen Beziehungen zwischen den hydrogeologischen Einheiten und den Meßwerten auf die Standorttypen, zumindest für Stoffe, für die geogene Grundgehalte nachgewiesen werden können, abgeraten werden. Die hydrogeologischen Einheiten stellen aus fachlicher Sicht den für den Akzeptor Grundwasser geeigneteren Raumbezug dar.

9.4.5 Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem Praxistest

In den einzelnen Phasen Fragebogenerhebung, Datenübernahme und Praxistest hat sich erwiesen, daß auch die Beurteilung der praktischen Umsetzbarkeit in **drei Phasen** erfolgen muß.

³⁰¹ Zum Teil bestehen beträchtliche Unterschiede für die Nachweisgrenzen von PSM und PAK. Diese sind in der unterschiedlichen Ausstattung der Labore begründet, die die Analysen vorgenommen haben.

³⁰² Die für die Nachweisgrenzen angegebenen Werte fließen mit in die Berechnungen ein. Daher verfälscht eine hohe Anzahl von Meßwerten, die unterhalb dieser Grenzen liegen, die ermittelten Ergebnisse.

³⁰³ Eine Ausnahme bilden Stoffe, die in der Natur nicht vorkommen. Hier wären auch für Standorttypen entsprechende Bewertungen und weitergehende Interpretationen denkbar.

Die **Erhebung** in fünf Bundesländern und die Dokumentenanalyse zu **Beobachtungsprogrammen** haben gezeigt, daß auf Programmebene im Prinzip die Voraussetzungen für die Umsetzung der Indikatoren gegeben sind: auf Landes- und Bundesebene werden Umweltbeobachtungen durchgeführt, die die Grundlage für das Indikatorensystem bilden können.

Bei der Fragebogenerhebung zur **Dokumentation** (Biotoptypzuordnung, Belegungsdichte, Qualitätssicherung usw.) dieser Programme haben in einigen Fällen unklare Zuständigkeitsregelungen einen ausreichenden Rücklauf erschwert beziehungsweise verhindert.

Bei der **Datenübernahme** von Meßergebnissen aus diesen Programmen haben sich praktische Probleme, beispielsweise im Bereich des Datenschutzes (keine Übergabe von Koordinaten bei direkten Belastungsindikatoren im Akzeptorbereich Boden) und im Bereich der Dokumentation der Beobachtungsnetze und Beobachtungsstandorte (z.B. nicht ausreichende Standortbeschreibung), gezeigt. Im Rahmen des Praxistests haben sich diese **praktischen Probleme** in einer nicht ausreichenden Datengrundlage im **Projektzeitraum** niedergeschlagen.

In der nachfolgenden Tabelle werden die Datengrundlagen für die Indikatoren im Bereich Boden für das Testgebiet nochmals zusammenfassend dokumentiert. Für eine Einschätzung zur **Belegungsdichte** sind in Tabelle 9.4.5-1 die Anzahlen der Meß- und Beprobungspunkte - soweit sie derzeit bekannt sind - eingetragen. Die Angabe in Klammern bei den bundesweiten Programmen weist darauf hin, daß eine Zuordnung zu Biotoptypen noch mit Unsicherheiten behaftet ist. Ungeachtet der Tatsache, daß entsprechende Angaben aus Thüringen fehlen, kann festgestellt werden, daß der Akzeptorbereich Wald durch Bundesprogramme besser abgedeckt wird, wohingegen die Agrarökosysteme eher bei den Ländern besser vertreten sind.

Aussagen zur ausreichenden Belegungsdichte (statistische Repräsentativität) können letztlich nur auf der Grundlage tatsächlich vorhandener Daten für das gesamte Bundesgebiet mittels statistischer Analysen gemacht werden. Gleichwohl kann die **Datenlage** beim Akzeptor Boden für Agrar- und Waldökosysteme vorsichtig als gut eingestuft werden, wenn davon ausgegangen wird, daß sich für die anderen Bundesländer ähnliche Beobachtungsdichten wie in Brandenburg ergeben. Die „sonstigen naturnahen Ökosystemtypen“ sind dagegen länderspezifisch nur schwach vertreten.

Tabelle 9.4.5 - 1: Stand der Datenlage: Anzahl der Meß bzw. Beprobungspunkte:
Akzeptor Boden

Indikator	Brandenburg (Länderpro- gramme)	Berlin (Länderpro- gramme)	Thüringen (Länderpro- gramme)	Bundesweit (Bundespro- gramme)
			Lieferung noch nicht erfolgt	
Boden: Agrarökosysteme				
Düngemittel-Einsatz	ca. 300	-	-	-
PSM-Einsatz	-	-	-	-
Klärschlammausbringung	(130) ¹	-	-	-
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	5	1	-	35
Atmosphärische Deposition von Schwermetallen	-	1	-	35
Schwermetall-Gehalte im Boden	-	-	-	(17) ²
Gehalt an Dioxinen/Furanen	18	-	-	(17)
PAK-Gehalte	18	-	-	-
PCB-Gehalte	18	-	-	(17)
HCH-Gehalte	-	-	-	-
HCB-Gehalte	-	-	-	(17)
Boden: Waldökosysteme				
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition	-	-	-	-
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	-	1	-	(35)
Schwermetall-Gehalte im Boden	-	-	-	(17)
Gehalt an Dioxinen/Furanen	6	-	-	(17)
PAK-Gehalte	6	-	-	31
PCB-Gehalte	6	-	-	31+17
HCH-Gehalte	-	-	-	31
HCB-Gehalte	-	-	-	31
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	-	-	-	-
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	-	1	-	-
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern	-	1	-	2
Boden: sonstige naturnahe Ökosystemtypen				
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition	-	-	-	(35)
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	-	-	-	(35)
Schwermetallgehalte im Boden	-	-	-	(17)
Gehalt an Dioxinen und Furanen	-	-	-	(17)
PAK-Gehalte	-	-	-	-
PCB-Gehalte	-	-	-	(17)
HCH-Gehalte	-	-	-	-
HCB-Gehalte	-	-	-	(17)
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	-	-	-	-
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	-	1	-	-

¹ Anzahl der untersuchten Klärschlämme

² Angaben in Klammern weisen darauf hin, daß eine letzte Zuordnung zu Biotoypen noch mit Unsicherheiten behaftet ist

Wie die indikatorspezifischen Übersichten im Abschnitt 9.4.4.1 gezeigt haben, ist diese allgemeine Aussage je Indikator zu **differenzieren**, was die Wege zur Ausfüllung der Zielmatrix, die Erreichbarkeit der Typklassen (Hauptökosystemtypen, Biotoypen) und die Vollständigkeit für alle Akzeptorbereiche betrifft.

Vor dem Hintergrund der hier geschilderten Alternativen zur Ausfüllung der Zielmatrix und Ihrer jeweiligen Vor- und Nachteile wird **empfohlen**, prioritär fachlich anerkannte Interpolationsmethoden beziehungsweise vorliegende Interpolationen als Grundlage für die Zuordnung zu den Flächen der ÖFS zu nutzen.

9.5 Zusammenfassende Darstellung zu Realisierungschancen der Indikatoren

9.5.1 Übersichtsmatrix zu Machbarkeitskriterien und stoffbezogenen Indikatoren

Berücksichtigt man einerseits die Vielzahl an Kriterien, die für eine Beurteilung der Realisierungschancen stoffbezogener Umweltindikatoren eine Rolle spielen, und die im Projekt dazu vorliegenden Kenntnisse andererseits, dann bietet sich eine abschließende Matrixdarstellung an. Diese Zusammenfassung gibt die Übersichtsmatrix 9.5.1.-1 wieder. Sie enthält sowohl alle relevanten **Indikatoren** (Zeilen), als auch wesentliche Ergebnisse aus den bisherigen **Machbarkeitsuntersuchungen** (Spalten).

Hervorzuheben ist, daß "Auswertungsergebnis" auch Defizite, fehlende Rückmeldungen etc. gelten müssen.

Für die Machbarkeitsstudien I und II jeweils zentral sind die **Kriterien**, ob

- eine Biotoptyp-Zuordnung vorhandener Erhebungsdaten möglich ist, im Sinne der für alle drei Blickwinkel des Indikatorenprojektes gemeinsamen Typen (siehe Gliederung in Abschnitt 5.1.2),³⁰⁴
- die Belegungsdichte der Meß-, Beobachtungs- oder Berechnungswerte je Feld der Zielmatrix (Indikator bezüglich Biotoptyp/Standorttyp) vermutlich ausreicht,³⁰⁵
- die bei Bund und Ländern erhobenen Sekundärdaten verfügbar sind;
- ob von geeigneten Aggregationsverfahren ausgegangen werden kann, um Aussagen auf nationaler Ebene über den Umweltzustand von Biotoptypen zu ermöglichen.

Weitere Kriterien, beispielsweise zur Qualitätssicherung von Daten und Auswertungsergebnissen in den einzelnen Beobachtungsprogrammen oder zum organisatorischen Aufwand, um weitere Datenbestände aus den Bundesländern zu erschließen, können den jeweiligen Abschnitten der Machbarkeitsuntersuchungen entnommen werden (insbesondere 9.3.3).

Basis der **Machbarkeitsstudie I** waren **alle** Indikatoren aus dem Set der Indikatoren für Stoffe (n=91). Die Basis der **Machbarkeitsstudie II** ist kleiner: Sie bezieht sich zum einen nur auf **46 ausgewählte**³⁰⁶ **Indikatoren**, zum anderen auf **fünf Bundesländer**. Da folglich nicht jeder Indikator gleich intensiv auf seine Realisierungschance überprüft werden konnte, bleiben die entsprechenden Zeilen der Machbarkeitsstudie II von Fall zu Fall unausgefüllt (Schwärzung).

Die **empirische Testphase** betraf Brandenburg, Berlin und Thüringen, die gleichzeitig zur Gruppe der fünf befragten Bundesländer gehören. Gegenstand der Testphase waren Indikatoren für die Akzeptorbereiche Boden und Grundwasser. Erkenntnisse zu Erhebungsprogram-

³⁰⁴ Denkbar im Rahmen der Ergebnispräsentation sind auch nationale Aussagen über biotische und abiotische Umweltbestandteile auf der Akzeptorebene III, z.B. Boden.

³⁰⁵ Wie in Abschnitt 9.1 zu den „Rahmenbedingungen der Gewinnung von Sekundärdaten“ erörtert, ist dabei keine a priori-Festlegung der jeweils erforderlichen Meßwerte sinnvoll, vielmehr muß auf Basis empirischer Daten abgeschätzt werden, welcher Differenzierungsgrad hinsichtlich der Biotop- bzw. Standorttypen machbar erscheint.

³⁰⁶ Fragebogen waren seinerzeit nur für Indikatoren vorgesehen, wo entweder keine bundesweiten Beobachtungsprogramme existierten oder eine Ergänzung solcher Programme notwendig erschien.

men im Bereich **Boden** sind hier, wann immer möglich, in die Spalten der Übersichtsdarstellung mit eingeflossen, zumal der empirische Test sowohl Datenbestände aus bundesweiten Programmen umfaßte als auch Datenbestände aus diesen drei Bundesländern.

Was die Ergebnisse des Praxistestes insgesamt anbelangt, sind in die Übersichtsmatrix also die "**programmatischen**" Aspekte eingeflossen (Erkenntnisse zu Beobachtungsprogrammen) wohingegen die "**praktischen**" Aspekte (Aufwand zur Datengewinnung, zur realen Biotop-typzuordnung etc.) in den Abschnitten zum weiteren Vorgehen und den Möglichkeiten zur Verbesserung der Datengewinnung aufgegriffen werden (siehe 9.5.4 und 9.8).

Beim Akzeptorbereich **Grundwasser** wird vorgeschlagen, daß das bestehende Set stofflicher Indikatoren erweitert wird zugunsten erstens der Indikatoren und zweitens der räumlichen Aussagebereiche (hydrogeologische Einheiten) nach dem Konzept des "Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes".³⁰⁷ Dieses Konzept schließt Leitmeßgrößen mit ein, die zugleich auch eine Charakterisierung der hydrogeologischen Einheiten, d.h. der räumlichen Gliederung ermöglichen. Werden die dazugehörigen Indikatoren und Parameter in das Indikatoren-system übernommen, sind immerhin Aussagen über den Grundwasserzustand im gesamten Gebiet der neuen Bundesländer möglich (vgl. Abschnitt 9.4.3.2). Für UGR-Zwecke ist es jedoch erforderlich, hinsichtlich des gesamten Bundesgebietes vergleichbare räumliche Bezugseinheiten, Meßprogramme und Erhebungsfrequenzen zu haben. Entsprechende Überlegungen werden beim Umweltbundesamt, der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und dem Rat von Sachverständigen für Umweltfragen angestellt.

Unter der Rubrik **Machbarkeitsstudie II** eingetragene Ziffern geben die Anzahl der Fälle wieder, in denen ein bestimmtes Kriterium erfüllt ist: So ist etwa beim Indikator "Düngemittel-Einsatz", Akzeptor Boden/Agrarökosystemtyp, für entsprechende Beobachtungsprogramme aus zwei Bundesländern eine Biotoptypzuordnung möglich; die Daten sind in einem Bundesland verfügbar. Theoretisch wäre im Rahmen der Fragebogenaktion die Ziffer 5 erreichbar, ein Indikator könnte sich dann hinsichtlich der Kriterien Biotoptypdifferenzierung oder Datenverfügbarkeit auf Erhebungsprogramme in fünf Bundesländern stützen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß nur von drei Ländern Fragebogen zurückgesandt worden sind. Praktisch liegen die Ergebnisse also weit darunter.³⁰⁸ Hingegen ist erwartbar, daß mit Einbeziehung mehrerer anderer Länder sich die Machbarkeitschancen zumindest bezüglich des Umfangs relevanter Datenbestände wieder erhöhen.

Die Spalte 17 in der Übersichtsmatrix 9.5-1 enthält - abschließend - ein Bewertung nach Punkten. Sie spiegelt die **synoptische Einschätzung** zu den jeweiligen Realisierungschancen eines stoffbezogenen Indikatoren wieder, unter Berücksichtigung der im Projekt bekannten Datenlage auf Bundes- wie (teilweise) Landesebene und verfügbaren Erfahrungen. Je höher die vergebene Punktezahl ist, um so besser werden die Realisierungschancen eingeschätzt. Die höchstmögliche Punktezahl ist die 6, wobei nach folgenden Kriterien bewertet wurde:

³⁰⁷ Eine Darstellung des Konzeptes erfolgt unter Abschnitt 9.7.1.

³⁰⁸ Thüringen und Schleswig-Holstein haben bislang die Fragebogen nicht zurückgesandt. Auch in anderen Bundesländern kann entweder

- kein Rücklauf oder
- ein Rücklauf ohne entsprechende Angabe
- ein Rücklauf mit negativer Angabe bezüglich eines Kriteriums (z.B. Biotoptypzuordnung)

auftreten. In der Übersichtsmatrix sind Ziffern nur angegeben, wenn der Machbarkeitsaspekt erfüllt ist.

- 1 Punkt für bekannte Programme aus der **Machbarkeitsstudie I**, soweit sie routinemäßig betrieben werden (Spalten 3.-8.).
Anmerkung: Eventuell für die Zukunft vorgesehene Erhebungsprogramme führten hier zu keiner Bewertungsverbesserung. Der betreffende Indikator kann sich somit zumindest auf ein laufendes Beobachtungsprogramm stützen.
Eventuelle zusätzliche Meßnetze etc. führten ebenfalls zu keiner Bewertungsverbesserung, da eine methodische Kompatibilität nicht automatisch gegeben ist.
- Jeweils 1 Punkt in den Spalten 9.-12., sofern eine **positive Nennung** bzw. Markierung (X) vorliegt.
Beispiel Aggregationsverfahren: 1 Punkt wurde vergeben, wenn bereits Verfahren zur Aggregation von Einzelwerten aus Meß- und Beobachtungspunkten zu einem "statistischen Kennwert" (wie Mittelwerte, Perzentile oder Anteile) bekannt sind oder vorgeschlagen werden können (siehe auch Abschnitt 5.4.3). Sofern Fragezeichen oder „keine Angaben“ eingetragen sind, ist das betreffende Kriterium durchgängig als nicht erfüllt betrachtet worden.
- Insgesamt 1 Punkt für positive Rückmeldungen im Rahmen der **Machbarkeitsstudie II: Länderbefragung** (Spalten 13.-16.).
Anmerkung: Damit soll einerseits signalisiert werden, daß mit zusätzlichen Länderdaten für den betreffenden Indikator immerhin gerechnet werden kann. Andererseits ist noch wenig über die Situation in anderen Bundesländern bekannt und zur Frage, ob die jeweiligen Erhebungen des Bundeslandes mit ggfs. hier zugleich relevanten bundesweiten Programmen integrierbar sind.
- ½ bis 1 Punkt für eine Einschätzung von **Indikatoren** bzw. länderspezifischen Erhebungen, für die **keine Fragebögen** in der Machbarkeitsstudie II versandt worden sind (ein halber Punkt symbolisiert die Vermutung zu Beginn der Machbarkeitsstudie, daß für den betreffenden Indikator bereits ein Bund/Länder-Programm vorliegt; ein Punkt wird vergeben, wenn Kenntnisse über zusätzliche Länderdaten tatsächlich vorliegen).
- Von Fall zu Fall sind **Modifikationen** der Bewertung vorgenommen worden, die aus zusätzlichen Aspekten und Kenntnissen resultieren.³⁰⁹

Es handelt sich zwangsläufig um keine bis ins Detail begründbare Ableitung, sondern bewußt um eine fachliche Experteneinschätzung im Rahmen des Indikatorenprojektes. Die Gesamteinschätzung orientiert sich hier am **Ziel** der unmittelbaren und bundesweiten Realisierung eines

³⁰⁹ Zu diesen Modifikationen als Illustration einige Beispiele:

- Für den Akzeptorbereich Atmosphäre entfällt die Biotoptypzuordnung. Dieses Kriterium wird, um der Vergleichbarkeit willen, als „erfüllt“ gewertet.
- Beim Indikator „standardisierte Graskultur“ war anfangs erwartet worden, daß eine Übertragung für Agrarökosysteme möglich ist. Entsprechende Aussagen bzw. Übertragungsregeln von Meßergebnissen sind dann in der Fachwelt nicht durchgängig akzeptiert worden; deshalb wurde das Kriterium Biotoptypzuordnung letztlich nicht erfüllt. Daß dennoch in der Machbarkeitsstudie II eine Nennung erfolgte, hängt nur damit zusammen, daß der Indikator ursprünglich für Ballungsgebiete konzipiert wurde und deshalb Berlin hierüber Angaben machen kann. Streng genommen, dürfte diese Länderrückmeldung nicht in die Gesamtbewertung eingehen, da sie einer bundesweiten Machbarkeit nicht weiterhilft. (Dies wäre dann aber aus der Übersichtsdarstellung allein schwer nachvollziehbar gewesen.)
- Betreffend den Indikator „Gehalte an organisch persistenten Stoffen in Sedimenten“ liegt ein Aggregationsversuch bislang nur für die Elbe vor, was zur Vergabe nur eines halben Punktes führte.

Indikatorensatzes für Stoffe. Dem steht nicht entgegen, daß eine anschließende Implementationsstrategie mehrere Phasen umfassen muß, bis die Umweltzustandsbeschreibung aus der stofflichen Perspektive in ausreichendem Maß erfolgen kann (siehe Abschnitt 9.5.4; zu entsprechenden Möglichkeiten und Kapazitätsfragen auch Abschnitt 9.8).

Legende der in Übersicht 9.5.1-1 verwendeten Symbole:

• Spalten 4, 6 und 8:	R P E P/R	steht für den Fall routinemäßiger Datenerhebung steht für den Fall einer Erhebung im Planungsstadium steht für das Erfordernis einer zusätzlichen Ergänzung von Parametern (aus bestehenden Programmen) steht für den Fall, daß ein Programm in einigen Bundesländern routinemäßig durchgeführt wird, während es sich in anderen Bundesländern im Planungsstadium befindet
• Spalten 9 bis 16:	X – kA ?	Bedingung erfüllt Bedingung nicht erfüllt keine Angabe möglich Überprüfung erforderlich, ob der betreffende Indikator oder ein Aggregationsverfahren zukünftig für alle genannten Biotoptypen verwendet werden soll.
• Spalten 13 bis 16:	Ziffern: keine Daten gemeldet:	Anzahl der Nennungen, bei denen ein Kriterium erfüllt wurde (Fragebogenerhebung) Rücklauf aus der Länderbefragung vorhanden, jedoch ohne verwertbare Daten zum Indikator Fragebogen zu diesem Indikator nicht erhoben

Inhaltsverzeichnis		Merkmalstabelle I										Merkmalstabelle II			Bewertung			
Akzeptier- Ökotypen	Indikator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		14	15	16
		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		Einsatzmöglichkeiten in Landschaften des Typen		
Akzeptier- Ökotypen - Laubbäcker und - - Nadelbäcker und - - Feuchte	PAK-Gehalte									X	Akter Grünland	k.A.	X					4,0
	PCB-Gehalte									X	Akter Grünland	k.A.	X					4,0
	HCH-Gehalte									X	Akter Grünland	k.A.	X					4,0
	HCB-Gehalte									X	Akter Grünland	k.A.	X					4,0
Akzeptier- Ökotypen - Laubbäcker und - - Nadelbäcker und - - Feuchte	Azotstickstoff									X	X	k.A.	X	2	2	k.A.	X	5,0
	Chlor									X	X	k.A.	X					4,5
	Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln									X	X	k.A.	X	2	2	k.A.	X	5,0
	Bleifgehalt in den Blattscheiden									X	X	k.A.	X					4,5
Akzeptier- Ökotypen - Laubbäcker und - - Nadelbäcker und - - Feuchte	Schwermetalle (je nach Zustandsfaktoren)									X	X	k.A.	X	2	2	k.A.	X	5,0
	Waldwasser (je nach Zustandsfaktoren)									X	X	k.A.	X					3,5
	Atmosphärische Gesamtschwefelgehalte									X	X	k.A.	X					6,0
	Atmosphärische Deposition von N- Verbindungen									X	X	k.A.	X					2,5
Akzeptier- Ökotypen - Laubbäcker und - - Nadelbäcker und - - Feuchte	Schwermetalle (je nach Zustandsfaktoren)									X	X	k.A.	X					4,5
	Gehalt an Dioxinen / Furanen									X	X	k.A.	X	2	2	k.A.	X	5,0
	PAK-Gehalte									X	X	k.A.	X					4,5
	PCB-Gehalte									X	X	k.A.	X					4,5
Akzeptier- Ökotypen - Laubbäcker und - - Nadelbäcker und - - Feuchte	HCH-Gehalte									X	X	k.A.	X					4,5
	HCB-Gehalte									X	X	k.A.	X					4,5

Indikatorenkategorie		Mischkriterienstufe I							Mischkriterienstufe II				Bewertung		
Alters- Oxytypen	Indikator	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1.	HCH-Gehalte	• Altersgruppen- Unterschied • OMS-Werte • OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	X				
	Versauerungs-/Bakteriengrad des Ökosystems	• OMS-Index • OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					
	pH- und Cl-Gehalt in Regenwässern	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	X	2	2	k.A.	X
	Entsauerungs-/Bakteriengrad des Ökosystems	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					
Akzeptier Vegetation:	Ökosystem	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					
	Atmosphärische Deposition von N- Stickstoff	• OMS-Index • OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Schwermetall-Gehalte in Müssen	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Stoffgehalt der "Standardarten Grundbau"	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	X				
Akzeptier Boden:	Atmosphärische Ozonstrahlungsposi- tion	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					
	Atmosphärische Deposition von N- Stickstoff	• OMS-Index • OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Schwermetall-Gehalte im Boden	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Gehalt an Toxinen / Parasiten	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?	keine	Daten	genügend	
Akzeptier Ökosystem:	Ökosystem	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Atmosphärische Deposition von N- Stickstoff	• OMS-Index • OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Schwermetall-Gehalte im Boden	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Entsauerungs-/Bakteriengrad des Ökosystems	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					
Akzeptier Ökosystem:	Ökosystem	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					
	Atmosphärische Deposition von N- Stickstoff	• OMS-Index • OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Schwermetall-Gehalte im Boden	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.	?				
	Entsauerungs-/Bakteriengrad des Ökosystems	• OMS-Index	•				•	X	X	k.A.					

Die synoptische Einschätzung der Machbarkeit der Indikatoren zur stofflichen Beeinträchtigung nach einem Punktesystem läßt sich nun im Hinblick auf eine Gesamteinschätzung auswerten. Folgende Fragen sollen mit Hilfe einer Auswertung der vergebenen Punkte beantwortet werden:

- Welche Indikatoren werden hinsichtlich der Machbarkeit höher bewertet, welche niedriger?
- Welche Faktoren können die Machbarkeit der vorgeschlagenen Indikatoren erhöhen?
- Wie ist die Machbarkeit der vorgeschlagenen Indikatoren insgesamt einzuschätzen?

9.5.2 Auswertungsergebnisse

Die maximal zu vergebende Punktzahl je Indikator in der obigen Übersichtsmatrix beträgt sechs Punkte. Da ganze und halbe Punkte vergeben wurden, können also zwölf Ränge der Machbarkeit unterschieden werden. In Übersicht 9.5.2-1 sind die 91 Indikatoren nach ihrer **Rangfolge** von eins (Machbarkeit gesichert) bis zwölf (nicht realisierbar) bzw. der zugrundeliegenden Punktbewertung von sechs (Machbarkeit gesichert) bis null (nicht realisierbar) sortiert. In den letzten Zeilen dieser tabellarischen Übersicht sind die Kennwerte zu den Punktezahlen aller Indikatoren dokumentiert. Es handelt sich dabei um keine Rangfolge im strengen statistischen Sinne, sondern um eine erste Orientierungshilfe angesichts der Komplexität des Themas.

Die am häufigsten vergebene Punktzahl ist die Punktzahl 5. Die höchstmögliche Punktzahl 6 erhielten fünf Indikatoren, der schlechteste Wert 0 wurde nicht vergeben. Insgesamt erreicht das gesamte Indikatorensystem ca. 64% der insgesamt maximal zu vergebenden Punktezahl.

Betrachtet man zunächst die zahlenmäßig mächtigste Gruppe nach der Rangfolge, d.h. die Gruppe mit der Punktzahl 5 bzw. dem Rang zwei, so resultiert die Distanz dieser Gruppe zur maximalen Punktezahl in der Regel daraus, daß derzeit keine Aussage über eine ausreichende **Belegungsdichte** der einzelnen Felder der Zielmatrix gemacht werden kann (vgl. die Diskussion in Abschnitt 9.1). Ergibt eine spätere statistische Analyse der Daten zu diesen Indikatoren³¹⁰ eine ausreichende Belegungsdichte, so sind die betreffenden Indikatoren unter diesem Gesichtspunkt als realisierbar einzustufen.

In den nächsten Gruppen nach der Rangfolge, d.h. den Gruppen mit den Punktzahlen 4,5 und 4,0 bzw. den Rängen drei und vier, resultiert die Distanz zur maximalen Punktezahl zumeist daraus, daß keine oder nur eine eingeschränkte **Biotoptypzuordnung** möglich ist und/oder Informationen zu Meß- und Beobachtungsprogrammen der Bundesländer nicht vorliegen. Beeinflussender Faktor für die Machbarkeit dieser Gruppe ist demnach eine vertiefte Zusammenarbeit mit den Bundesländern (vgl. Abschnitt 9.2.4) beziehungsweise die Berücksichtigung von fachlich abgestimmten Verfahren zur Interpolation von Beobachtungsdaten aus Meßnetzen zu flächendeckenden Aussagen.

Die Einschätzung der Belegungsdichte hängt auch davon ab, welche **Aussageebene** (nationale Ebene; Differenzierungsgrad der Biotoptyp-/Standorttypengliederung der Mesoebene) zugrundegelegt

³¹⁰ Dieser Schritt wäre bereits Bestandteil der Implementationsphase der stofflichen Indikatoren. Wenn die Lage der Meßstellen, die Anzahl der Meßdaten, ihre Streuung und weitere statistische Angaben konkret vorliegen, kann zumindest für Indikatoren, die auf bundesweiten Programmen beruhen, entschieden werden, ob a) bereits diese Programme ausreichend Datenmaterial liefern oder b) doch auf zusätzliche Länderehebungen zurückgegriffen werden muß.

wird. Beeinflussende Faktoren für die Machbarkeit dieser beiden Gruppen sind - im Hinblick auf die Belegungsdichte - die tatsächliche Anzahl der vorhandenen Daten selbst sowie die Tiefe der räumlichen Gliederung.

Übersicht 9.5.2-1: Rangfolge der Indikatoren nach ihrer Bewertung

Akzeptor/Ökosystem	Indikator	Nr. Ind.	Nr. Akz. t.	Bewer. Rang	Distanz zu Max-W.
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	Klärschlamm-Ausbringung (nur für Ackerschichten)	13	3	6,00	1
Akzeptor Vegetation: Waldökosystemtypen	Waldzustand (nach Zustandsklassen)	27	4	6,00	1
Akzeptor Flora/Fauna/Sedimente: Watflächen	Nährstoffeinträge über Zuflüsse: Gesamt-Stickstoff u. Gesamt-Phosphor	82	12	6,00	1
Akzeptor Flora/Fauna/Sedimente: Watflächen	Schwermetall-Einträge über Zuflüsse	84	12	6,00	1
Akzeptor Flora/Fauna/Sedimente: Watflächen	organische Schadstoffe	86	12	6,00	1
Atmosphäre: Ozonabbau, Treibhauseffekt	Globaler Gehalt an stratosphärischem Ozon	1	1	5,50	2
Atmosphäre: Ozonabbau, Treibhauseffekt	Treibhausrelevante Gase	3	1	5,50	2
Atmosphäre: Ozonabbau, Treibhauseffekt	Radiative forcing (Strahlungsantrieb)	4	1	5,50	2
Atmosphäre: Ozonabbau, Treibhauseffekt	Globale Durchschnittstemperatur	5	1	5,50	2
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	Bodennahe UV-B Strahlung	2	1	5,00	3
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	14	3	5,00	3
Akzeptor Vegetation: Waldökosystemtypen	Atmosphärische Deposition von Schwermetallen	15	3	5,00	3
Akzeptor Vegetation: Waldökosystemtypen	Ammoniak-Level	22	4	5,00	3
Akzeptor Vegetation: Waldökosystemtypen	Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln	24	4	5,00	3
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Stoffgehalte in der Baumsticht	25	4	5,00	3
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Gehalt an Dioxinen / Furanen	31	5	5,00	3
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern	37	5	5,00	3
Akzeptor Grundwasser:	Nitrat-Gehalte	55	8	5,00	3
Akzeptor Grundwasser:	Schwermetallgehalte im Grundwasser	56	8	5,00	3
Akzeptor Grundwasser:	PSM-Gehalte	57	8	5,00	3
Akzeptor Grundwasser:	PAK-Gehalte	59	8	5,00	3
Akzeptor Grundwasser:	pH-Werte	60	8	5,00	3
Akzeptor Grundwasser:	Al-Gehalte	61	8	5,00	3
Akzeptor Flora: Gewässer	HCb-Gehalte (nicht für Seen)	62	9	5,00	3
Akzeptor Flora: Gewässer	PSM-Gefährdung	63	9	5,00	3
Akzeptor Flora: Gewässer	Substanzengruppe organische Schadstoffe (FhG Index)	64	9	5,00	3
Akzeptor Flora: Gewässer	Substanzengruppe Schwermetalle (FhG Index)	65	9	5,00	3
Akzeptor Flora: Gewässer	Gewässergüte (LAWA-Index)	67	9	5,00	3
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	Gehalt an Gesamt-Phosphor u. Stickstoff in Flüssen u. Seen	68	10	5,00	3
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	HCb-Gehalte (nicht für Seen)	70	10	5,00	3
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	PSM-Gefährdung	73	10	5,00	3
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	Substanzengruppe organische Schadstoffe (FhG Index)	74	10	5,00	3
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	Substanzengruppe Schwermetalle (FhG Index)	75	10	5,00	3
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	Gewässergüte (LAWA-Index)	76	10	5,00	3

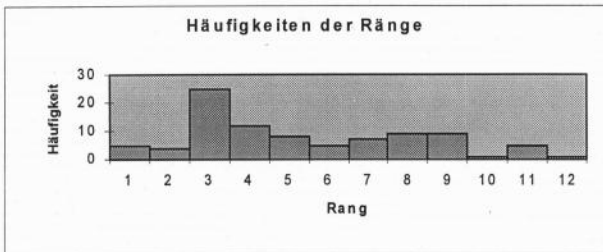
Akzeptor/Ökosystem	Indikator	Nr. Ind.	Nr. Akz.	Bewer t.	Rank	Distanz zu Max-W.
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	Gehalt an Dioxinen / Furanen	17	3	4,50	4	1,50
Akzeptor Vegetation: Waldökosystemtypen	Ozon-Level	23	4	4,50	4	1,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	29	5	4,50	4	1,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Schwermetall-Gehalte im Boden	30	5	4,50	4	1,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	PAK-Gehalte	32	5	4,50	4	1,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	PCB-Gehalte	33	5	4,50	4	1,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	HCH-Gehalte	34	5	4,50	4	1,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	HCB-Gehalte	35	5	4,50	4	1,50
Akzeptor Flora/fauna/Sedimente: Watflächen	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	83	12	4,50	4	1,50
Akzeptor Flora/fauna/Sedimente: Watflächen	Schwermetall-Einträge über die Atmosphäre	85	12	4,50	4	1,50
Akzeptor Flora/fauna/Sedimente: Watflächen	Schadstoffgehalte in Organismen	89	12	4,50	4	1,50
Akzeptor terrestrische Fauna	Schadstoffgehalte in Organismen	90	13	4,50	4	1,50
Akzeptor Vegetation: Agrarökosystemtypen	Cd- und Zn-Gehalte in Nutzpflanzen	8	2	4,00	5	2,00
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	Schwermetall-Gehalte im Boden	16	3	4,00	5	2,00
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	PAK-Gehalte	18	3	4,00	5	2,00
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	PCB-Gehalte	19	3	4,00	5	2,00
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	HCH-Gehalte	20	3	4,00	5	2,00
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	HCB-Gehalte	21	3	4,00	5	2,00
Akzeptor Flora/fauna/Sedimente: Watflächen	Biomasse der sedimentbewohnenden Tiere	88	12	4,00	5	2,00
Akzeptor Vegetation: Waldökosystemtypen	Schwermetall-Gehalte in Moosen	26	4	3,50	6	2,50
sonstige naturnahe Ökosystemtypen	Schwermetall-Gehalte in Moosen	41	6	3,50	6	2,50
Akzeptor Grundwasser:	N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldböden (potentiell)	53	8	3,50	6	2,50
Akzeptor Grundwasser:	N-Konzentration im Sickerwasser landwirtschaftl. Flächen (potentiell)	54	8	3,50	6	2,50
Akzeptor Sedimente: Gewässer	Gehalte an organisch persistenten Stoffen in Sedimenten	78	11	3,00	6	2,50
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	Düngemittel-Einsatz	12	3	3,00	7	3,00
Akzeptor Vegetation: Agrarökosystemtypen	PSM-Einsatz	6	2	3,00	7	3,00
Akzeptor Vegetation: Agrarökosystemtypen	Schwermetall-Gehalte in Moosen	9	2	3,00	7	3,00
Akzeptor Vegetation: Agrarökosystemtypen	Stoffgehalte der "standardisierten Graskultur"	10	2	3,00	7	3,00
Akzeptor Boden: Agrarökosystemtypen	PSM-Einsatz	13	3	3,00	7	3,00
Akzeptor Tierweid: Gewässer	Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	71	10	3,00	7	3,00
Akzeptor Sedimente: Gewässer	Schadstoffgehalte in Organismen	72	10	3,00	7	3,00
Akzeptor Vegetation: Agrarökosystemtypen	Schwermetall-Gehalte in Sedimenten	77	11	3,00	7	3,00
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Ozon-Level	7	2	2,50	8	3,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Atmosphärische Gesamtsäuredeposition	36	5	2,50	8	3,50
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	28	5	2,50	8	3,50
sonstige naturnahe Ökosystemtypen	Ozon-Level	39	6	2,50	8	3,50
sonstige naturnahe Ökosystemtypen	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	40	6	2,50	8	3,50
sonstige naturnahe Ökosystemtypen	Stoffgehalte der "standardisierten Graskultur"	42	6	2,50	8	3,50

Akzeptor/Ökosystem	Indikator	Nr. Ind.	Nr. Akz.	Bewer. t.	Rang	Distanz zu Max.-W.
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	Atmosphärische Gesamtsäuredeposition	43	7	2,50	8	3,50
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen	44	7	2,50	8	3,50
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems	51	7	2,50	8	3,50
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	Schwermetall-Gehalte im Boden	45	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	Gehalt an Dioxinen / Furanen	46	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	PAK-Gehalte	47	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	PCB-Gehalte	48	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	HCH-Gehalte	49	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	HCB-Gehalte	50	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: sonstige naturnahe Ökosysteme	Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	52	7	2,00	9	4,00
Akzeptor Grundwasser:	PCB-Gehalte	58	8	2,00	9	4,00
Akzeptor Sedimente: Gewässer	Sedimentqualität von Fließgewässern	79	11	2,00	9	4,00
Akzeptor Boden: Waldökosystemtypen	Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	38	5	1,50	10	4,50
Akzeptor Vegetation: Agrarökosystemtypen	Beeinträchtigung von Buschbohnen	11	2	1,00	11	5,00
Akzeptor Flora: Gewässer	Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems	66	9	1,00	11	5,00
Akzeptor Flora/Fauna/Sedimente: Wattflächen	Ölfreste aus Schiften	80	12	1,00	11	5,00
Akzeptor Flora/Fauna/Sedimente: Wattflächen	Einträge aus Baggergut	81	12	1,00	11	5,00
Akzeptor Flora/Fauna/Sedimente: Wattflächen	Schwarze Flecken an Sedimentoberflächen	87	12	1,00	11	5,00
Akzeptor Tierwelt: Gewässer	Al-Ionen-Gehalte (für Seen)	69	10	0,50	12	5,50

Anzahl der Indikatoren	91
Min-Wert	0,50
Mittelwert	3,84
Max-Wert	6,00
Max. Punktzahl	546,00
Erreichte Punktzahl	349,00
Median	4,50
Modalwert	5,00

In der Gruppe mit Punktzahlen kleiner 4,0 resultiert die Distanz zur maximalen Punktezahl neben den vorgenannten Faktoren Biotoptypzuordnung und ausreichende Belegungsdichte daraus, daß nur **unzureichende Datengrundlagen** bekannt sind. Ein anderer beeinflussender Faktor in dieser Gruppe ist die Tatsache, daß noch keine Aggregationsverfahren verfügbar bzw. bekannt sind (vgl. Abschnitt 5.4.3).

Abbildung 9.5.2-1: Häufigkeit der erzielten Ränge



9.5.3 Zentrale Faktoren

Welche Folgerungen resultieren aus dieser synoptischen Einschätzung zur Machbarkeit für das weitere Vorgehen? Nach den hier untersuchten Aspekten der Machbarkeit und bisherigen Erkenntnissen liegen die „Stellschrauben“ der Machbarkeit vor allem in

- der Aussageebene (ob national oder auch regional nach einer Biotoptyp-/Standorttypengliederung)
- der Verfügbarkeit weiterer Datengrundlagen (Dokumentation von Beobachtungsprogrammen, Standortcharakteristika, Meßergebnisse)
- Biotoptypzuordnung auf der Basis alternativer Datengrundlagen.

Ein zentrales Kriterium zur Einschätzung der Machbarkeit des Indikatorensystems ist die statistische Repräsentativität der verfügbaren Daten der Umweltbeobachtung. Da im Indikatorensystem eine zentrale Aussageebene die „**Biotoptypen in Standorttypen**“ sind³¹¹, hängt die Machbarkeit auf dieser Hierarchieebene wesentlich von der Gliederungstiefe ab, also davon, für welche Anzahl von Typen Daten der Umweltbeobachtung verfügbar sind bzw. sein sollten. Die Bewertung in der Übersichtsdarstellung geht zunächst von 13 Biotoptypen und 28 Standorttypen aus. Da nach Einschätzung der Datenlage für stoffliche Indikatoren selbst bei einer theoretisch denkbaren - praktisch aber unwahrscheinlichen - Zusammenführbarkeit bestehender Beobachtungsprogramme des Bundes und der Länder in der Regel die Differenzierung von 13 Biotoptypen in 28 Standorttypen nicht datenmäßig unterlegbar ist, bleibt als eine Möglichkeit

³¹¹ Vgl. die Abschnitte 4.3: Blickwinkel der Umweltbeobachtung bzw. 5.1.2 Ökosystemgliederung.

die Aggregation der 28 Standorttypen zu fünf Landschaftstypen (entsprechend den Zeilenüberschriften in der Zielmatrix aus Abschnitt 9.1).

Eine ergänzende Möglichkeit besteht darin, Indikatoren, die gegenwärtig datenmäßig noch nicht auf einzelne Biotoptypen eines Hauptökosystems beziehbar sind,³¹² dennoch zu berücksichtigen (Beispiel „Düngemittel-Einsatz“). Hier lägen die Gesamtausbringungsmengen vor, sie können gegenwärtig nur nicht nach Acker- und Weinbauflächen sowie Grünlandbiotopen aufgesplittet werden. Ein solcher **approximativer Indikator** wäre verfügbar, sofern von der gleichen stofflichen Belastung aller drei Ökosystemtypen ausgegangen wird.

Was die **Biotoptypengliederung** anbelangt, empfiehlt sich keine - zu den Standorttypen vergleichbare - Aggregation. Es bliebe hier die Möglichkeit, das Anforderungsniveau bezüglich der intendierten Aussagen (vorübergehend) zu senken und nicht für die gesamte Breite der Biotoptypengliederung eines Hauptökosystems Aussagen erstellen zu wollen (also nur für ausgewählte Biotoptypen, wo die vorhandene Datenlage nationale Aussagen bzw. mittels Landschaftstypen regionale Aussagen zuläßt).

Der zweite wichtige Faktor zur Erhöhung der Machbarkeit des Indikatorensets ist die Verfügbarkeit **weiterer Datengrundlagen**. Allerdings muß hier zuerst ein Informationsdefizit überwunden werden, das daraus resultiert, daß bisher keine vollständige Dokumentation von Umweltbeobachtungsprogrammen flächendeckend für die Bundesrepublik vorliegt (Möglichkeiten zur Behebung dieses Defizites greift der Abschnitt 9.8.1 auf). Hinsichtlich des Aspektes einer „ausreichenden Belegungsdichte“ verbessern sich die Realisierungschancen des Indikatorensystems also, wenn es gelingt, in Ergänzung der bisher dokumentierten Beobachtungsprogramme und Daten aus den fünf befragten Bundesländern weitere Datenbestände aus anderen Ländern einzubeziehen. Durch größere verfügbare Datenmengen zu den Indikatoren steigt die Wahrscheinlichkeit, für die Felder der Zielmatrix Aussagen generieren zu können.

Die Ergebnisse des Praxistests für Indikatoren im Bodenbereich haben gezeigt, daß für eine Vielzahl von Indikatoren neben den erhobenen Daten auch **alternative Datengrundlagen** vorliegen, auf deren Basis eine Umsetzung im Prinzip möglich ist. Es kann davon ausgegangen werden, daß auch für die Indikatoren zu anderen Akzeptoren vergleichbare alternative Datengrundlagen verfügbar sind. Dies würde insgesamt die Chancen der Zuordnung zu den Biotop- und damit die Chancen der Machbarkeit des Indikatorensystems weiter erhöhen.

Indessen stellt sich eine - in die Übersichtsmatrix implizit eingeflossene - Problematik neu: Die Zunahme der **Heterogenität** von jeweils in den einzelnen Ländern verwendeten Beobachtungsmethoden.³¹³ Hinzu kommen unterschiedliche Erhebungshäufigkeiten und Intentionen der Meß- oder Beobachtungsprogramme. Dies hat sich bereits im Kontext der Befragung von fünf Bundesländern gezeigt (s. Abschnitt 9.3.3: Fazit), am Beispiel der Akzeptoren Boden, Vegetation und Gewässer. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt die bereits erwähnte Studie der Universität Mainz für den Bereich Grundwasser. Hier ergab eine Vollerhebung über alle Bundesländer, daß eine bundesweite Zusammenschau von Grundwasserbeschaffenheitsdaten aus den Ländern zur Zeit nur schwer möglich ist. Zum einen erlauben die bestehenden Definitionen von „Grundwasserlandschaften“ mit ihrer länderspezifischen Ausprägung keinen direkten Vergleich, zum anderen variieren die erhobenen Stoffspektren in den einzelnen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzen beträchtlich. Diese Erfahrungen decken sich mit der in der Umwelt-

³¹² Obwohl dies von ihrer „idealtypischen Aussage“ her beabsichtigt ist.

³¹³ Selbst positive Meldungen aus dem Fragebogenrücklauf führten zur Vergabe maximal eines Punktes.

politik seit längerem diskutierten Frage, wie unter den gegebenen Konstellationen und föderativen Rahmenbedingungen länderübergreifende und schließlich bundesweit vergleichbare Darstellungen der Umweltsituation erreicht werden können. Auch hier zeigt sich wie im Falle der Vielfalt bestehender bundesweiter Programme, daß eine *ausführliche* Dokumentation (jetzt unter Einschluß der Länderprogramme) unter längerfristigen Gesichtspunkten sinnvoll ist, um ein einheitliches **Indikatorensystem** aufzubauen. Sie könnte nicht zuletzt ein argumentatives Fundament bilden für einen wünschenswerten Abbau der Heterogenität länderspezifischer Erhebungen bzw. die Weiterentwicklung einer mit den bestehenden - bundesweiten - Programmen konsistenten **Umweltbeobachtung**.

9.5.4 Weiteres Vorgehen

Auf der Grundlage der zusammengestellten Übersichten können im Prinzip **verschiedene Umsetzungsstrategien** diskutiert werden, auch unter Einschluß zusätzlicher Kriterien und Erfahrungen. Die präferierte Strategie kann sich orientieren an:

- der jeweiligen Position eines Indikators in der Rangfolge,
- den vorhandenen Bundesprogrammen und abgestimmten Bund-/Länderprogrammen,
- bestimmten Hauptökosystemtypen,
- besonderen Umweltproblemen, wie dem Eutrophierungsproblem, in unterschiedlichen Akzeptoren,
- den vorhandenen Arbeitskapazitäten im Rahmen der UGR.

Pragmatisch dürfte eine Kombination von **indikatorenbezogener** und **programmbezogener** Strategie Vorteile bieten, zumal infolge der dominanten Gewichtung von Kriterien der Machbarkeitsstudie I (Beobachtungsprogramme des Bundes sowie gemeinsame Bund-/Länderprogramme) sich die indikatorbezogene Strategie implizit an die Leistungsfähigkeit bundesweiter Programme anknüpft. In einer ersten Phase könnten beispielsweise Indikatoren eine Rolle spielen mit 1,5 bis vielleicht 2 Punkten Differenz zum maximalen Punktwert (der für hohe Realisierungschancen steht). Läßt man das Problem der ausreichenden Belegungsdichte von Feldern der Zielmatrix an dieser Stelle außen vor, dann stünden 46 Indikatoren³¹⁴ (der Bewertungsstufen 4,5 bis 6) und gegebenenfalls 7 weitere (Bewertung 4,0) zu Disposition. Hilfsinstrumente der Realisierung sind zum einen die genannte Übersichtsmatrix, aus der noch bestehende Lücken/Defizite eines jeden Indikators ablesbar sind, sowie die Indikatorendatenbank mit den jeweiligen Kennblättern.

Die **Übersicht** stellt synoptisch Indikatoren und Beobachtungsprogramme gegenüber und versucht einen Überblick darüber zu geben, inwieweit Indikatoren durch Beobachtungsprogramme mit welchen Chancen "hinterlegt" werden können. Bei der praktischen Datenübernahme und Datenweiterverarbeitung müßten diese Chancen jedoch nach unten korrigiert werden. Diese Korrekturen beruhen jedoch auf im Grunde bewältigbaren Problemen. Zu diesen gehören datenschutzrechtliche Bedenken,³¹⁵ noch nicht durchgeführte Biotopzuordnungen oder organisatorischen Fragen der Zuständigkeit. Die praktischen Hindernisse, die fallweise unterschied-

³¹⁴ Davon wurden inzwischen zwei Indikatoren aus inhaltlichen Gründen zur Streichung vorgeschlagen: „Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln“/Waldökosystemtypen sowie „HCB-Gehalt“/Gewässerökosystemtypen (siehe nachfolgenden Abschnitt 9.6: Aktueller Stand der Indikatoren für Stoffe).

³¹⁵ Die Bedenken resultieren u.a. daraus, daß seitens der Datenlieferanten häufig angenommen wird, daß Indikatorensystem würde (Einzel-)Aussagen über konkrete räumliche Gebiete anstreben. Aussageziele auf der Typ-Ebene, also über Biotoptypen in Standorttypen, sind in der Regel noch erklärungsbedürftig.

lich waren, bedeuten jedoch keine prinzipielle Korrektur der obigen Einschätzung der Machbarkeit. Sie weisen jedoch darauf hin, daß ein organisatorischer Rahmen für den Datenaustausch gefunden werden muß, um "Machbarkeit" zukünftig als einen operativen Begriff zu verstehen, im Sinne der Umsetzung des Indikatorenkonzeptes.

Aus Gründen der **Datenverfügbarkeit** dürften bei der genannten Verknüpfung von programm- und indikatorbezogener Vorgehensweise ebenfalls die größten unmittelbaren Realisierungschancen liegen. Sobald hingegen ein Indikator hauptsächlich von einzelnen Beobachtungsprogrammen und Erhebungen der Bundesländer in seiner Datengewinnung abhängt, werden in der Regel noch größere organisatorische Arbeiten und administrative wie politische Abstimmungsprozesse erforderlich.³¹⁶ Diese können nach den projektinternen Erfahrungen mit der Fragebogenaktion und gleichermaßen der empirischen Testphase durchaus die Dimensionen eines „Parallelprojektes“ annehmen.

Hinsichtlich der einzelnen Akzeptorbereiche und Ökosystemtypen ergibt sich, abschließend, ein **differenziertes Bild** der Umsetzungschancen stofflicher Indikatoren, bezogen auf die im Projekt festgelegten Aussageebenen (siehe auch Abschnitt 10.2). Dabei läßt sich zwischen einer kurzfristigen Strategie mit einem zeitlichen Horizont von 1-2 Jahren, einer mittelfristigen Strategie (3-5 Jahre) und einer eher längerfristigen Strategie mit über 5 Jahren unterscheiden:

Zu den kurzfristigen Implementationschancen

1) Umweltindikatoren auf aggregierter, nationaler Ebene:

- Ökosystemtypen (ohne weitere regionale Differenzierung)

• Waldökosystemtypen

Akzeptor Boden: Der größte Teil der Indikatoren hat eine hohe Bewertung erfahren und ist realisierbar. Die Differenzierung einiger Indikatoren nach den Typen Laubwälder bzw. Nadelwälder und -forste ist noch nicht unmittelbar möglich; trotzdem sollte die Unterteilung beibehalten werden.³¹⁷

Akzeptor Vegetation: Hier bestehen nicht zuletzt aufgrund langjähriger Tradition der Waldschadensforschung sehr gute unmittelbare Realisierungschancen, bis auf den Indikator "Schwermetall-Gehalte in Moosen". Bei diesem Indikator hängt es davon ab, inwieweit das Moos-Monitoring-Programm auch zukünftig fortgesetzt werden kann.

• Agrarökosystemtypen:

Akzeptor Boden: Hinsichtlich Weinbauflächen sind kaum Indikatoren realisierbar. Die Differenzierung zwischen den Biotoptypen Ackerflächen und Grünland kann beibehalten werden. Vorläufig sind jedoch einige Belastungsindikatoren (Stromgrößen) nur approximativ für die Ökosystemtypen darstellbar.

• Akzeptor Vegetation: Hier bereitet generell die Biotoptypzuordnung noch Probleme, ferner haben zwei Indikatoren an inhaltlicher Relevanz verloren (vgl. nachfolgenden Abschnitt

³¹⁶ Näheres dazu im Abschnitt 9.8: Möglichkeiten zur Verbesserung der Datengewinnung.

³¹⁷ So muß im Einzelfall überprüft werden, ob sich einige Indikatoren, die flächendeckend berechnet werden, auf die Stichprobengebiete der Ökologischen Flächenstichprobe beziehen lassen. Hierzu zählen beispielsweise die Indikatoren „Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen“, „Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems“ oder „Atmosphärische Gesamtstäuredeposition“ (zu Einschränkungen siehe nachfolgende Fußnote).

9.6), so daß hier gegenwärtig allenfalls approximative Angaben herangezogen werden können.

- Sonstige naturnahe Ökosystemtypen: Hier liegen gegenwärtig die größten Probleme, da die Indikatoren erstens nicht für alle Biototypen gleichermaßen gelten können, zweitens die relevanten Beobachtungsprogramme nicht nach diesen Biototypen strukturiert sind.³¹⁸
- Wattenmeer: Indikatoren zu den verschiedenen Nährstoffeinträgen über Zuflüsse sind gut dokumentiert, im Prinzip auch atmosphärische Einträge, die jedoch von der Nordsee als Raumbezug für den Biototyp Wattenmeer umgerechnet werden müßten. Erhebungen zu biologischen Wirkungsindikatoren sind geplant.

- Nationale Ergebnisse für **Umweltbestandteile**:

- Atmosphäre: Vollständig.
- Grundwasser: Bundesweit ist allenfalls eine Dokumentation von nicht in der Natur vorkommenden (xenobiotischen) Stoffen bzw. ihren Gehalten unter dem Stichwort „Belastungsniveau“ denkbar. Eine einzige Ausnahme bildet der Indikator "Nitrat-Gehalte"; hierzu hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser erstmals bundesweit Berechnungen vorgestellt, auf die zurückgegriffen werden könnte.³¹⁹

2) Stoffliche Indikatoren auf der **Mesoebene**:

- Gewässer: Aussagen zu den fünf großen Flußsystemen sind erwartbar, ferner Aussagen zur Versauerung ausgewählter Bäche. Für Sedimente als Akzeptoren liegen Daten, soweit bekannt, nur für den Rhein und die Elbe vor. Hingegen existieren bislang kaum Indikatoren für den Biototyp Seen/Teiche/Tümpel (das Indikatorset zu Fließgewässern kann nicht automatisch übernommen werden), noch weniger liegen Daten aus stofflicher Sicht vor.
- Für weitere Ökosystemtypen, differenziert nach Standorttypen oder 5 Landschaftstypen, können erst nach Vorlage und Auswertung konkreter Daten Indikатораussagen getroffen werden.³²⁰
- Grundwasser: Aussagen für hydrogeologische Einheiten, vorläufig nur für das Gebiet der neuen Bundesländer.

³¹⁸ Bei 9 Indikatoren besteht u.a. auf der Basis von Critical Loads-Konzepten und Hintergrundwerten der LABO eine Chance der Interpolation von Daten aus bundesweiten Berechnungen auf Einheiten der Ökologischen Flächenstichprobe (wobei für zwei Indikatoren sich die zugehörigen Beobachtungsprogramme noch im Planungsstadium befinden). Die Machbarkeit von Interpolationsverfahren ist schwer einschätzbar, da Erfahrungen fehlen; nach Meinung von Fachleuten ist eine Interpolation für statistische Berichtssysteme risikoreich. Hier wären zuerst praktische Versuche erforderlich.

³¹⁹ Auch wenn hier eigene methodische Annahmen entwickelt wurden, die nicht identisch mit einer Bezugnahme auf bundesweit definierte hydrogeologische Einheiten sind.

³²⁰ Die erforderliche Anzahl von Meßwerten für jeden Biototyp in einem Landschaftstyp kann dann fallweise (je Zielmatrixfeld und Beobachtungsprogramm) bestimmt werden; auch die ergänzenden Fragen, ob a) zusätzliche bundesweite Beobachtungsprogramme für den betreffenden Indikator herangezogen werden könnten und b), ob diese unter dem Aspekt etwaiger methodischer Heterogenität integrierbar sind, lassen sich erst in dieser Umsetzungsphase ausreichend klären.

Eine Realisierung in dieser Phase erfordert als organisatorisch-inhaltliche Begleitarbeiten

- die Zuordnung von Umweltdaten bzw. Meßpunkten aus Bundes- und Bund-Länder-Programmen zu den projektrelevanten Biotoptypen;
- eine Prüfung der methodischen Vereinbarkeit im Falle mehrerer, für einen Indikator nutzbarer Umweltbeobachtungsprogramme, wenn die Belegungsdichte von Feldern der Zielmatrix erhöht werden soll;
- das Management der Datenübernahme und Datenauswertung von bundesweiten Erhebungen sowie
- die Berücksichtigung und Prüfung fachlich abgesicherter Verfahren zur Interpolation von Beobachtungsdaten.

Zu den mittelfristigen Implementationschancen

1) Umweltindikatoren auf aggregierter, **nationaler Ebene**:

- **Ökosystemtypen** (ohne weitere regionale Differenzierung)

- Agrarökosystemtypen: Mit dem weiteren Aufbau von Bodeninformationssystemen der Länder steigt die Wahrscheinlichkeit für Indikatoren zu Stoffgehalten in Böden, mehr Datenmaterial zu erhalten. Auch dürfte sich aufgrund von Bilanzierungspflichten der Düngemittel-Einsatz auf die verschiedenen Biotoptypen operationalisieren lassen. Rechnergestützte Bilanzierungsmodelle des BML zu Stickstoff und Phosphat können ergänzend hinzugezogen werden.
- Sonstige naturnahe Ökosystemtypen: Hier stellt sich eine doppelte Aufgabe. Einerseits sind andere, auf die einzelnen Biotoptypen besser zugeschnittene Indikatoren zu entwickeln, andererseits wird die Datenbasis sehr stark von ergänzenden Erhebungen in den einzelnen Bundesländern abhängen. Interpolationsmöglichkeiten wären für diejenigen Indikatoren zu prüfen, die zum Akzeptorbereich Boden und zum Akzeptorbereich Vegetation Aussagen vermittelt modellgeleiteter Berechnungsverfahren leisten könnten (Ozon-Level, Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen, Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems, Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems).
- Wattenmeer: Die Festlegung von (weiteren) Bioindikatoren im Rahmen des Trilateralen Wattenmeer-Monitorings dürfte erfolgt sein. Die Datengrundlagen zu den Indikatoren "Schwarze Flecken an Sedimentoberflächen", "Biomasse der sedimentbewohnenden Tiere" und "Schadstoffgehalte in Organismen" müßten sich verbessern, werden die bereits geplanten Ausweitungen der Umweltbeobachtung realisiert.

- Nationale Ergebnisse für **Umweltbestandteile**:

- Grundwasser: Eine national gültige Aussage zu allen Einzelindikatoren hängt davon ab, ob die alten Bundesländer sich dem Konzept eines einheitlichen Grundwasser-Meßnetzes anschließen werden. Für diesen Fall könnten auch zentrale Leitmeßgrößen und weitere stoffliche Kenngrößen in das bestehende Indikatorenset mit übernommen werden.

2) Stoffliche Indikatoren auf der **Mesoebene**:

- Gewässer: Die Bearbeitung des Biotoptyps Seen/Teiche/Tümpel ist eng an die konzeptionellen und datenmäßigen Arbeiten der LAWA gekoppelt. Für Flußökosysteme können möglicherweise neue, ökologisch umfassendere Indikatorenvorschläge die Diskussion über Zustandsindikatoren beeinflussen (ausführlicher: Abschnitt 9.7.2.2).
- Für weitere Ökosystemtypen ist zu überprüfen, ob die Datenlage eine Differenzierung nach den ursprünglich angestrebten 28 Standorttypen zuläßt oder die 5 Landschaftstypen noch beibehalten werden müssen.

Diese Implementationsphase schließt folgende, begleitende Arbeitsschritte ein:

- verstärkte Einbeziehung der Bundesländer in die Datengewinnung;
- Prüfung der Heterogenität von Programmen;
- Prüfung der möglichen Heterogenität von Daten verschiedener Bundesländer aus diesen Programmen;
- Verstärkte fachliche Kommunikation mit Mitarbeitern aus Fachbehörden der Bundesländer im Hinblick auf eine Zuordnung von Messungen zu Biotoptypen;
- Prüfung der Belegungsdichte von Feldern der Zielmatrix im Hinblick auf die Differenzierung nach Standort- oder Landschaftstypen;
- Verstärkte Kooperation von Bundesbehörden und Bund-Länder-Kooperationen bei der Dokumentation von Umweltbeobachtungsprogrammen bis auf die Ebene der Meßstellen.

Zu den längerfristigen Implementationschancen

1) Umweltindikatoren auf aggregierter, **nationaler Ebene**:

- Agrarökosystemtypen: Hier hängt die sekundärstatistische Datenlage für stoffliche Indikatoren zu Weinbauflächen entscheidend davon ab, ob bestehende Beobachtungsaktivitäten der Länder auf diesen Biotoptyp ausgeweitet werden können.
- Weitere Hauptökosystemtypen, insbesondere naturnahe Ökosystemtypen: Komplettierung a) des Indikatorensets zu einzelnen Biotoptypen, u.a. um die sogenannten „wünschbaren“ Indikatoren. Zu diesen gehören beispielsweise die Indikatoren „Eutrophierungsgefährdungsgrad von Gewässerökosystemen“, „Beeinträchtigung von Flechten“ oder „Sedimentqualität von Fließgewässern“; b) Komplettierung zusammengehörender Biotoptypen, so daß auch für Hauptökosystemtypen Aussagen möglich sind.

Diese letzte Implementationsphase ist zudem eng mit der avisierten Entwicklung folgender Konzepte verbunden:

- Abgleich des Indikatorensets für Stoffe mit den avisierten Indikatoren zur Funktionalität von Ökosystemen
- Aufbau einer zwischen mehreren Bundesinstitutionen und den Ländern abgestimmten „Ökologischen Umweltbeobachtung“ (ausführlicher zu den diesbezüglichen Entwicklungsphasen siehe Kapitel 11).

Fazit: Das Indikatorensystem kennt **mehrere Aussageebenen**. Hinsichtlich der kurzfristigen Umsetzung des Indikatorensets besteht folgende Ausgangsposition: Bei aggregierten Aussagen auf nationaler Ebene sind noch nicht alle Biotoptypen der Hauptökosystemtypen gleichermaßen mit stoffbezogenen Umweltzustandsindikatoren beschreibbar. Am anspruchsvollsten sind Aussagen auf der Mesoebene, betreffend Indikatoren für Biotoptypen, verknüpft mit Standorttypen bzw. Landschaftstypen. Hier ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand eher eine Differenzierung nach Landschaftstypen erwartbar, etwa bei den Biotoptypen Ackerflächen, Binnen-grünlandbiotope sowie Laubwälder und Nadelwälder.

Für das **weitere Vorgehen** im Bereich der stofflichen Indikatoren ist vor dem Hintergrund der Machbarkeitsuntersuchungen deshalb der Schluß zu ziehen, daß zunächst mit ausgewählten Biotoptypen weitergearbeitet werden sollte. Als Umsetzungsstrategie bietet sich eine indikatorbezogene (einzelfallbezogene) Strategie, verbunden mit einer an bundesweiten Programmen orientierten Strategie an. Parallel hierzu sollte das Informationsdefizit schrittweise abgebaut werden, um zu einem späteren Zeitpunkt auf einer verbesserten Informationsbasis a) die Differenzierung der Standorttypen im Wechselspiel mit der Datenlage neu zu überprüfen und b) die noch fehlenden Indikatoren und Biotoptypen eines Hauptökosystems zu komplettieren.

9.6 Aktueller Stand der Indikatoren für Stoffe

Die oben in den Abschnitten 5.4 sowie 9.5 dokumentierte Indikatorenliste spiegelt den Kenntnis- und Diskussionsstand im Projekt vor Beginn der **Machbarkeitsuntersuchungen** wieder. Für entsprechende Überprüfungen war es zwangsläufig erforderlich, den bis dahin erreichten Stand festzuschreiben.

Im Zuge **wissenschaftlicher Weiterentwicklungen**, durch Workshop-Erfahrungen mit Fachleuten aus Baden-Württemberg, Brandenburg, Thüringen und Berlin sowie von Expertengesprächen mit dem Umweltbundesamt und anderer Einrichtungen konnte eine weitere inhaltliche Optimierung des Indikatorensets erreicht werden. Erwartungsgemäß gab es Veränderungsvorschläge in beide Richtungen, d.h. sowohl bezüglich der Hereinnahme neuer Indikatoren, als auch bezüglich der Streichung einiger Indikatoren aus der Ursprungsliste. Nachfolgend sind Vorschläge zur Streichung aus der Indikatorenliste dunkelgrau markiert, solche der Neuaufnahme hellgrau (siehe Übersicht 9.6-1). Eine stichwortartige Begründung schließt sich an.

Dieser Abschnitt bildet somit eine **Ergänzung** der Machbarkeitsuntersuchungen in wissenschaftlich-inhaltlicher Sicht. Die parallel zur Machbarkeitsstudie sich weiterentwickelnde Diskussion um geeignete stoffliche Indikatoren soll für nachfolgende Arbeitsphasen hier dokumentiert werden.³²¹

³²¹ Bei Veränderungsvorschlägen zur Hereinnahme von (neuen) Indikatoren wären ebenfalls die Realisierungskriterien zu prüfen. Dies dürfte auf der Grundlage bisheriger Vorkenntnisse jedoch nicht sehr aufwendig sein.

Übersicht 9.6-1: Aktuelle Liste der Indikatoren für Stoffe

Indikator	stofflicher Bezug	Umwelthema / Indikatortyp *	
ATMOSPHERE			
Globaler Gehalt an stratosphärischem Ozon (in Dobson Units (DU))	O3	Ozonloch	IW
Bodennahe UV-B Strahlung (in parts per billion volume (ppbv))		Ozonloch	IW
Treibhausrelevante Gase	CO2, CH4, N2O, FCKW-11, FCKW-12	Treibhauseffekt	IA
Radative forcing (Strahlungsantrieb) (in W/m²)		Treibhauseffekt	IW
Globale Durchschnittstemperatur (in °C)		Treibhauseffekt	IW
AGRARÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: VEGETATION			
PSM-Einsatz (in kg/ha landwirtschaftliche Nutzfläche)	Herbizide, Insektizide, Fungizide	Kontamination	DB
Ozon-Level (in µg/m³ bzw. ppb/h)	O3, NOx, VOC	Ozonbelastung	MB
Cd- und Zn-Gehalte in Nutzpflanzen (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Zn	Kontamination	IR
Schwermetall-Gehalte in Moosen (in µg/g Trockensubstanz)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Kontamination	IA
Stoffgehalte der "Standortarten Graskultur" (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, F, Pb, S, Zn	Kontamination	IA
Beeinträchtigungsgrad von Flechten (in % je Exponat)		Kontamination	IA
Beeinträchtigung von Rauschbohnen (Flechtenanteil in % der Blattfläche)	O3, NOx, VOC	Ozonbelastung	IW
AGRARÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: BODEN			
Düngemittel-Einsatz (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	N, P, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn	Kontamination / Eutrophierung	DB
PSM-Einsatz (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	Herbizide, Insektizide, Fungizide	Kontamination	DB
Klärschlamm-Ausbringung (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	- Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Hg - PAK (Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)	Kontamination	DB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	NOx, NH3, NH4 und N	Eutrophierung	MB
Atmosphärische Deposition von Schwermetallen (in mg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)	Cd, Cr, Hg, Pb, Zn	Kontamination	MB
Schwermetall-Gehalte im Boden (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mo)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	PAK (Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), (Benzo-[a]-Pyrén)	Kontamination	IA
Gehalt an Dioxinen / Furanen (in Nanogramm I-TEQ/kg TS)	PCDD, F (Dioxine, Furane)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
HCH-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Kontamination	IR
HCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	IR
AGRARÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: TIERWELT			
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd (SO2, NOx, NH3)	Kontamination / Versauerung	IA
Eibuch bei Raubvögeln oder anderen Hühnerbrütern (Anzahl der Befunde je Berichtsperiode)	Pestizide	Kontamination	IW
WALDÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: VEGETATION			
Ammoniak-Level (in µg/m³)	NH3	Eutrophierung	MB
Ozon-Level (in µg/m³)	O3, NOx, VOC	Ozonbelastung	MB
Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln (in mg/kg Trockensubstanz)	S	Versauerung	IA
Stoffgehalte in der Baumschicht (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd, Zn, Cu, S	Kontamination	IA
Schwermetall-Gehalte in Moosen (in µg/g Trockensubstanz)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Kontamination	IA
Beeinträchtigungsgrad von Flechten (in % je Exponat)		Kontamination	IA
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Gefährdungsklasse)	N, NOx, NH3, NH4-N	Eutrophierung	IR
Waldzustand (nach Zustandsklassen)	SO2, NOx, NH3, O3, (Al)	Kontamination	IW

Indikator	stofflicher Bezug	Umwelthema / Indikatortyp *	
WALDÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: BODEN			
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition (in kg/ha)	SO _x , NO _x , NH ₄	Versauerung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Schwermetall-Gehalte im Boden (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mo)	Kontamination	IA
Gehalt an Dioxinen / Furanen (in Nanogramm I-TEq/kg TS)	PCDD, F (Dioxine, Furane)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe), (Benzo-(a)-Pyren)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
HCH-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Kontamination	IR
HCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	IR
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen: Keg/ha)	NO _x , NH ₄ -N, SO ₂	Versauerung	IR
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd (SO ₂ , NO _x , NH ₃)	Kontamination / Versauerung	IA
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (Prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
WALDÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: TIERWELT			
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd (SO ₂ , NO _x , NH ₃)	Kontamination / Versauerung	IA
SONSTIGE NATURNAHE ÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: VEGETATION			
Ozon-Level (in µg/m ³)	O ₃ , NO _x , VOC	Ozonbelastung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Versauerung	MB
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
Schwermetall-Gehalte in Moosen (in µg/g Trockensubstanz)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Kontamination	IA
Stoffgehalte der "standardisierten Graswurfs" (in mg/ha Trockensubstanz)	Cd, F, Pb, S, Zn	Kontamination	IA
Beeinträchtigungsgrad von Flechten (in % je Exponat)		Kontamination	IA
SONSTIGE NATURNAHE ÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: BODEN			
Atmosphärische Gesamtsäuredeposition (in kg/ha)	SO _x , NO _x , NH ₄	Versauerung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Schwermetall-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, (Mo)	Kontamination	IA
Gehalt an Dioxinen / Furanen (in Nanogramm I-TEq/kg TS)	PCDD, F (Dioxine, Furane)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe), (Benzo-(a)-Pyren)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
HCH-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCH (alpha, beta, gamma, delta-Isomere)	Kontamination	IR
HCB-Gehalte (in µg/kg Trockensubstanz)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	IR
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen: Keg/ha)	NO _x , NH ₄ -N, SO ₂	Versauerung	IR
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in prozentuale Flächenanteile, nach Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
SONSTIGE NATURNAHE ÖKOSYSTEMTYPEN / AKZEPTOR: TIERWELT			
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd (SO ₂ , NO _x , NH ₃)	Kontamination / Versauerung	IA
Eibuch bei Raubvögeln oder anderen Höherentruern (Anzahl der Befunde je Berichtsperiode)	Pestizide	Kontamination	IW

Indikator	stofflicher Bezug	Umwelthema / Indikatortyp *	
GRUNDWASSER			
N-Konzentration im Sickerwasser unter Waldböden (potentiell) (in mg/l)	NO ₃ (Nitrat)	Kontamination	MB
N-Konzentration im Sickerwasser landwirtschaftlicher Flächen (potentiell) (in mg/l)	NO ₃ (Nitrat)	Kontamination	MB
Nitrat-Gehalte (in mg/l)	NO ₃ (Nitrat)	Kontamination	IA
Schwermetall-Gehalte im Grundwasser (in µg/l)	Cd, Pb, Zn	Kontamination	IA
PSM-Gehalte (in µg/l)	(u.a. Atrazin, Simazin, Desethylatrazin)	Kontamination	IA
PCB-Gehalte (in µg/l)	PCB (polychlorierte Biphenyle)	Kontamination	IA
PAK-Gehalte (in µg/l)	PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe), Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthen, Benzo-(k)-Fluoranthen, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren	Kontamination	IA
pH-Werte (Skala von 1-14)		Versauerung	IR
Al-Gehalte (in µg/l)	Al	Kontamination / Versauerung	IA
GEWÄSSER / AKZEPTOR: FLORA			
HCB-Gehalte (in µg/l)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	MG
Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems (in Gefährdungsklassen)	N, NO _x , NH ₃ , NH ₄ -N	Eutrophierung	IR
PSM-Gefährdung (in µg/l)	Pflanzenschutzmittel	Kontamination	IR
Substanzengruppe organische Schadstoffe (FhG Index)		Kontamination	IR
Substanzengruppe Schwermetalle (FhG Index)		Kontamination	IR
Gewässergüte (AWA-Index)		Kontamination	IW
GEWÄSSER / AKZEPTOR: TIERWELT			
Gehalt an Gesamt-Phosphor und Stickstoff (in mg/l)	P, NO ₃ , NH ₄ ⁺ (Ammonium)	Eutrophierung	MB
Al-Ionen-Gehalte (in µg/l)	Al	Kontamination	MB
HCB-Gehalte (in µg/l)	HCB (Hexachlorbenzol)	Kontamination	MG
Versauerungsgefährdungsgrad des Ökosystems (nominale Klassifizierung)	NO _x , SO ₂ , NH ₃ (Ammoniak), Al, Cd	Versauerung	IW
Schadstoffgehalte in Organismen (Ergebnisse der Umweltprobenbank für den Innischen Bereich)		Kontamination	IA
PSM-Gefährdung (dimensionslos)	Pflanzenschutzmittel	Kontamination	IR
Substanzengruppe organische Schadstoffe (FhG Index)		Kontamination	IR
Substanzengruppe Schwermetalle (FhG Index)		Kontamination	IR
Gewässergüte (AWA -Index)		Kontamination	IW
GEWÄSSER / AKZEPTOR: SEDIMENTE			
Schwermetall-Gehalte in Sedimenten	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Kontamination	IA
Gehalte an organisch persistierenden Stoffen in Sedimenten		Kontamination	IA
Sedimentqualität von Fließgewässern (nach Vorschlag des Umweltbundesamtes)	Schwermetalle, organische Stoffe	Kontamination	IW

Indikator	stofflicher Bezug	Umweltthema / Indikatortyp *	
WATTFLÄCHEN UND AUßENSANDE/ AKZEPTOR: FLORA, FAUNA, SEDIMENTE			
Örste aus Schiften (geschätzte Menge in t/a)		Kontamination	DB
Einträge aus Baggergut (geschätzte Menge in t/a)	Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn	Kontamination	DB
Nährstoffeinträge durch Zuflüsse: Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor (in kt)	N, P	Eutrophierung	MB
Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen (in kg/ha)	NO _x , NH ₃ , NH ₄ und N	Eutrophierung	MB
Schwermetalleinträge über Zuflüsse (in t)	Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn und Chlorverbindungen	Kontamination	MB
Schwermetalleinträge über die Atmosphäre (in t)	Cd, Hg, Pb, evtl. Cu, Zn	Kontamination	MB
Einträge von organischen Schadstoffen über Zuflüsse		Kontamination	MB
Schwarze Flecken an Sedimentoberflächen (Ausdehnung in ha)		Eutrophierung	IW
Biomasse der sedimentbewohnenden Tiere		Eutrophierung	IW
Schadstoffgehalte in Organismen - Blasenlang - Meszmuscheln - Eier der Silbermöve (ergänzend: Eibruch) - Watwürmer (u.a. Pb- und Cd-Gehalte)		Kontamination	IA
TERRESTRICHE FAUNA			
Schadstoffgehalte in Organismen u.a. - Blei und Cadmium in Rehen und Wildkaninchen		Kontamination	IA
Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern (in mg/kg Trockensubstanz)	Pb, Cd (SO ₂ , NO _x , NH ₃)	Kontamination / Versauerung	IA
Eibruch bei Raubvögeln oder anderen Höhlenbrütern (Anzahl der Befunde je Berichtsperiode)	Pestizide	Kontamination	IW

Streichungsvorschlag

Ergänzungsvorschlag

- * DB=Direkter Belastungsindikator
 MB=Medialer Belastungsindikator
 Impact Indikatoren:
 IA=Akkumulationsindikator
 IW=Wirkungsindikator
 IR=Risikoindikator

LAWA: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

FhG Index: Berechnungen des Fraunhofer-Institutes für Umwelchemie und Ökotoxikologie

Erläuterungen zu den Veränderungsvorschlägen

(a) Vorschläge zur Streichung

Agrarökosystemtypen / Vegetation

- "Stoffgehalte der standardisierten Graskultur"
Die bisherige Annahme einer **vergleichbaren Gefährdung** von Nutzpflanzen hat sich nach Angaben der Landesanstalt für Umweltschutz (Baden-Württemberg) nicht bewahrheitet. Die Umrechnungsfaktoren, mit denen von gemessenen Stoffgehalten der Graskultur auf solche in agrarisch angebaute Pflanzen geschlossen wurden, sind in Fachkreisen nicht akzeptiert. Entsprechende Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes führten hier nicht weiter. Da der Indikator ursprünglich für Ballungsräume konzipiert worden ist, scheint seiner Übertragung auf Ökosysteme Grenzen gesetzt zu sein.
- "Beeinträchtigung von Buschbohnen"
Der Indikator ist nicht mehr **ökonomisch** zu erheben. Er wurde seinerzeit eingesetzt, als es noch keine günstigen und zuverlässigen Meßgeräte zur Ozonbelastung gab. Inzwischen sind auch die "kritischen Konzentrationen" ausreichend bekannt, ab denen in der Regel mit Schädigungen von Nutzpflanzen gerechnet werden muß. Insofern reicht der Indikator "Ozon-Level" für dieses Problemfeld aus.

Waldökosystemtypen / Vegetation

- "Schwefelgehalt in Blättern und Nadeln"
Die Aussagen des Indikators haben sich nach Angaben der LFU Baden-Württemberg als unsicher erwiesen, da vergleichsweise große und schwer interpretierbare **Schwankungen** der Meßwerte auftraten. Aus dem Rücklauf der Fragebögen ergab sich zudem, daß der Indikator "Stoffgehalte in der Baumschicht" diesen stofflichen Aspekt gegebenenfalls mit noch abdecken könnte. Sofern es um die Erfassung des relevanten Stoffspektrums für Waldökosysteme geht, dann könnte man - ergänzend zum bestehenden Indikator "Schwermetallgehalte in Moosen" - für den versauernd bzw. eutrophierend wirkenden Schadstoffaspekt den Indikator "Beeinträchtigungsgrad von Flechten" einsetzen (zu dessen Begründung mehr im nachfolgenden Unterabschnitt).
- "Eutrophierungsgefährdungsgrad"
Hier wird angenommen, daß die Eutrophierung nicht unmittelbar Bäume und andere Pflanzen betrifft (etwa durch Aufnahme über den Luftpfad). Vielmehr ergeben sich entsprechende Effekte über die **Nährstoffaufnahme**, d.h. den Boden. Insofern ist der Indikator nur dort verzeichnet.

Waldökosystemtypen / Boden

- "Pb- und Cd-Gehalte in Regenwürmern"
Es erfolgte ebenfalls nur eine Veränderung der Zuordnung. Der Indikator läßt sich insgesamt besser auf den Akzeptorbereich **Tierwelt** beziehen und beschreibt so eine wichtige ökologische "Schnittstelle" zur Gefährdung u.a. höherer Tiere (vgl. Begründung im entsprechenden Unterabschnitt). Implizit sind Rückschlüsse auf die Bodenqualität auch weiterhin gegeben.

Sonstige naturnahe Ökosystemtypen / Vegetation

- "Stoffgehalte der Standardisierten Graskultur"
Die Argumente für eine Herausnahme sind im wesentlichen dieselben, wie oben im Bereich Agrarökosysteme dargelegt (siehe Abschnitt 9.7).

Grundwasser

- Impactindikatoren
Hier ist die Diskussion noch nicht entschieden, ob anstelle der bisherigen Indikatoren zentrale Kenngrößen aus dem Konzept des "**Einheitlichen Grundwasserbeschafftheitsmeßnetzes**" verwendet werden sollen.³²² Was speziell PCB anbelangt, ist dieser Stoff seinerzeit einbezogen worden, um vergleichbare Aussagen zwischen Akzeptorbereichen zu ermöglichen. Der Schadstoff wird jedoch nur selten im Grundwasser gefunden, da er sich vergleichsweise gut an Bodenpartikel anlagert (siehe Abschnitt 9.7).

Gewässer / Flora sowie Tierwelt

- "HCB-Gehalte" (einschließlich Umbenennung früherer medialer Belastungsindikatoren)
Im Gewässerbereich wurde bislang versucht, einzelne Stoffe bzw. Indikatoren unter einem gemeinsamen "Dach" zusammenzuführen (Beispiel Gewässergüte-Index, "Kriterien der Wasserbeschaffenheit" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser). Aus der Sicht des Indikatorprojektes sind solche Zusammenfassungen im Prinzip wünschenswert. Allerdings ist eine jeweilige Prüfung erforderlich. So enthält der Indikator "Gewässergüte" mehrere Aspekte zur Beurteilung der Wasserqualität, die zusammengeführt werden. Die sogenannten "Kriterien der Wasserbeschaffenheit" sind hingegen eine Aufzählung von 18 Einzelparametern, die nicht weiter zu einem Index etc. verdichtet werden. Insofern bot sich seinerzeit für die Kategorie der **medialen Belastungsindikatoren** eine Aufspaltung an, um die Analogie zu den anderen Indikatorenbereichen herzustellen:

- Gehalte an Stickstoff / Phosphat;
- Schwermetallgehalte;
- HCB-Gehalte.

Hinzu kämen die bislang schon in der Indikatorenliste enthaltenen Gruppen

- Pflanzenschutzmittelgehalte und
- Gehalte an organischen Schadstoffen (Industriechemikalien).

Im Zuge der weiteren Projektarbeiten wurden der Indikator "Gehalt an Gesamt-Phosphor und Stickstoff in Flüssen und Seen" dem Akzeptor Tierwelt zugeordnet (da sich etwaige höhere Gehalte hier negativ bemerkbar machen), der mediale Indikator "Schwermetallgehalte" wurde zugunsten des **wirkungsbezogenen Index** "Substanzengruppe Schwermetalle" aufgegeben und die Gruppe der organischen Schadstoffe - einschließlich Pflanzenschutzmitteln - konnte ebenfalls in einen solchen Index, entwickelt von der Fraunhofer-Gesellschaft, überführt werden.

³²² Ausführlicher siehe Abschnitt 9.7.1. Die bisher schon verwendeten medialen Belastungsindikatoren (N-Konzentration im Sickerwasser) bleiben übrigens davon unberührt.

Was die "HCB-Gehalte" anbelangt, so handelt es sich jetzt praktisch um den letzten noch verbliebenen medialen Indikator aus dem Set "Kriterien der Wasserbeschaffenheit", der aus Gründen der Vergleichbarkeit mit HCB-Gehalten in den anderen Ökosystemen bislang beibehalten wurde. Jedoch ist der Stoff im Prinzip über den Index "organische Schadstoffe" mit abgedeckt. Ferner scheint er für den Biotoyp See/Teiche keine Bedeutung zu haben, was sich auch in der Datenlage widerspiegelt.

Gewässer / Sedimente

- "Schwermetall-Gehalte in Sedimenten"
 - "Gehalte an organisch persistenten Stoffen in Sedimenten"
- Beide Indikatoren könnten über kurz oder lang entfallen, da der Indikator "Sedimentqualität von Fließgewässern" vergleichsweise umfassend angelegt ist.

Terrestrische Fauna

- "Parameter der Umweltprobenbank", speziell Blei und Cadmium in Regenwürmern
- Da die entsprechenden Gehalte auch von Beobachtungsprogrammen der Bundesländer erhoben werden (mithin nicht nur im Rahmen der Umweltprobenbank), empfiehlt sich ein separater Indikator.³²³

b) Ergänzungsvorschläge

Agrarökosystemtypen sowie Wald- und sonstige naturnahe Ökosystemtypen / Vegetation

- "Beeinträchtigungsgrad von Flechten"
- Flechten bieten die Möglichkeit, versauernd, aber auch eutrophierend wirkende Substanzen in ihrer Wirkung anzuzeigen. Sie eignen sich als Frühindikator für **höhere Pflanzen**. Exposition und methodisches Erhebungsverfahren sind bereits in einer VDI-Richtlinie geregelt. Der Indikator kann - nicht zuletzt auch als aktiver Bioindikator - in allen Hauptökosystemtypen Verwendung finden.

Agrar-, Wald- und sonstige naturnahe Ökosystemtypen / Tierwelt

- "Pb- und Cd-Gehalt in Regenwürmern"
- Der Indikator wurde bislang zur Indizierung persistenter Stoffe im Boden verwendet. Insofern liefert er Angaben betreffend der historischen Schadstoffeinträge. Sein Aussagespektrum reicht jedoch weiter, da er sich sehr gut zur Charakterisierung einer ökologischen "Schnittstelle" eignet: Er charakterisiert den Übergang von (akkumulierten) stofflichen Gehalten des Bodens in **biotische Wirkungsketten**, insbesondere Nahrungsnetze.

Agrarökosystemtypen sowie sonstige naturnahe Ökosystemtypen / Tierwelt

- "Eibruch bei Raubvögeln oder anderen Höhlenbrütern"

³²³ Im Übrigen wird der Akzeptorbereich "Terrestrische Fauna" sich auch auf Indikatoren stützen, die bereits für einzelne Biotoypen herangezogen wurden. Er sollte als eigener Aussagesbereich für die nationale Ebene jedoch bestehen bleiben, da zukünftig möglicherweise Bioindikatoren hinzukommen, die sich nicht mehr (nur) spezifischen Ökosystemtypen zuordnen lassen, sondern allgemein die terrestrische Fauna betreffen, denkt man beispielsweise an Vögel, Rehe oder andere freilebende Tiere als Indikatoren für Stofftransfers und Stoffanreicherungen in der Umwelt. Sie bilden ein Pendant im Stoffbereich zu den Indikatoren der „Roten Liste“ im Strukturbereich.

Bislang bestand das Problem, die Vielzahl potentieller Pflanzenbehandlungsmittel zu identifizieren, vor allem aber Hinweise über mögliche ökologische Wirkungen zu diagnostizieren. Dieses verschärft sich, wollte man außerdem die häufig toxischen Metaboliten, also Umsetzungsprodukte in den Bodenhorizonten, einbeziehen. Um sich nicht in Stofflisten zu verlieren, wurden **summative** und **integrative Indikatoren** gesucht. Der Bruch von Vogeleiern ist in der Regel ein solcher Indikator, da solche Phänomene letztlich auf Einwirkungen von Pflanzenbehandlungsmitteln zurückführbar sind.

Hier eröffnet sich außerdem eine Verknüpfungsmöglichkeit zwischen schadstoffbezogenen Indikatoren und solchen der physischen Ausstattung bzw. Struktur von Ökosystemen.

Waldökosystemtypen / Vegetation

- "Stoffgehalte in der Baumschicht" - Erweiterung des Parameterspektrums
Bislang interessierten hier die **Meßwerte** zu den Schwermetallen Blei, Cadmium und Zink (ergänzt um bestimmte Nährstoffe, die insgesamt eine bessere Interpretation der Kenngrößen erlauben). In Analogie zum EU - Level II Programm, das sich auf forstwirtschaftliche Flächen bezieht, könnten nun auch Schwefel und Kupfer einbezogen werden.

Gewässer / Flora

- "Eutrophierungsgefährdungsgrad des Ökosystems"
Der Indikator soll auf einem Diatomeen-Index zur Trophie aufbauen. Dieser ist allerdings zur Zeit noch nicht ausgereift. Eine ausreichend genaue und reproduzierbare Zuordnung von Organismen bzw. Veränderungen von Arten und Abundanzen zur phosphor- und stickstoffbedingten Eutrophierung ist insofern noch nicht anwendungsreif. Dennoch wäre ein solcher - oder ähnlicher - wirkungsbezogener Indikator **wünschenswert**, in Ergänzung zum bislang vorherrschenden Indikator "Gehalt an Gesamt-Phosphor und Stickstoff" (als medialem Belastungsindikator, s. Akzeptor Tierwelt) und der Gewässergüte, die diesen Bereich der Umweltbeeinträchtigung nur unzureichend abdecken kann. Im Übrigen bestünden dann in allen zentralen Ökosystemen Indikatoren, die Aussagen zum Grad der Eutrophierung zulassen, wenn auch natürlich auf unterschiedlicher konzeptioneller und datenmäßiger Basis.

Gewässer / Flora sowie Tierwelt

- "Substanzengruppe Schwermetalle"
- "Substanzengruppe organische Schadstoffe"
- "PSM-Gefährdung"

Es handelt sich um eine **Modifikation** der früheren medialen Belastungsindikatoren (siehe Abschnitt 5.4.2.2 Indikatorenübersicht). Der mediale Indikator "Schwermetallgehalte" wurde zugunsten des wirkungsbezogenen Index "Substanzengruppe Schwermetalle" aufgegeben und die Gruppe der organischen Schadstoffe - einschließlich des Indikators "Pflanzenschutzmittel-Gehalte" - konnte ebenfalls in einen solchen Index, entwickelt von der Fraunhofer-Gesellschaft, überführt werden.³²⁴

³²⁴ Hinsichtlich des Impact-Indikators "PSM-Gefährdung" müßte jedoch noch Konsens hergestellt werden, ob er als eigener Indikator weiterhin bestehen bleiben sollte. Einerseits gäbe es Überschneidungen mit dem Index "organische Schadstoffe", der ebenfalls PSM thematisiert, wodurch es implizit zu einer stärkeren Berücksichtigung dieses Problemfeldes kommen würde. Andererseits erlaubt er eine bessere Verknüpfung mit dem landwirtschaftlichen Sektor als

Terrestrische Fauna

- "Pb- und Cd- Gehalte in Regenwürmern"
Hier bietet sich an, den bislang (nur) als Parameter der Umweltprobenbank geführten Indikator als eigenständigen Aussagenbereich zu betrachten, da zusätzliche **Beobachtungsprogramme** existieren und die Bundesländer auch über entsprechende Daten verfügen.
- "Eibruch bei Raubvögeln oder anderen Höhlenbrütern"
Zwar ist der Indikator bereits bei einigen Ökosystem- bzw. Biotoptypen aufgeführt, jedoch dürften auch nicht biotoptypspezifische bzw. nicht zuordenbare Befunde relevant sein.

Insgesamt ergibt sich gegenüber der ursprünglichen Indikatorenliste zu Beginn der Machbarkeitsuntersuchungen keine grundsätzliche Veränderung. Es handelt sich um Modifikationen auf der **Ebene einzelner Indikatoren** bzw. Akzeptoren. Auch die weitgehend inhaltlich - und nicht von der Datengewinnung her - begründeten Vorschläge zur Herausnahme betreffen hauptsächlich solche Indikatoren, die auch unter Machbarkeitsaspekten eher zurückgestellt werden müßten.

Dennoch empfiehlt es sich, die Entwicklungen in den umweltwissenschaftlichen Fachdisziplinen und der **Indikatorendiskussion** im nationalen und internationalen Rahmen nicht aus dem Auge zu verlieren. Die Thematik nationaler Umweltindikatorensysteme ist ein vergleichsweise junges Forschungsgebiet, so daß hier - ähnlich wie bei der Entwicklung ökonomisch-statistischer Berichtssysteme - eine Phase der „Professionalisierung“ einhergeht mit Veränderungen bestimmter Wissensbausteine. Um sich rechtzeitig ein Bild möglicher Anpassungen und auch Verbesserungen des Indikatorensystems machen zu können, sollen die folgenden Abschnitte wichtige Trends der Indikatorenentwicklung im stofflichen Bereich skizzieren, die zugleich (in Abschnitt 9.7.2) auch Relevanz für Strukturindikatoren und Aussagen zur Funktionalität besitzen.

9.7 Trends der Indikatorenentwicklung

Während der Bereich **Grundwasser** eine spezielle konzeptionelle Entwicklung aufweist, die durch eine sehr enge Kopplung zwischen inhaltlicher Aussage und indikatorspezifischer Raumgliederung charakterisierbar ist, steht das Beispiel der Umweltbereiche **Boden und Gewässer** für erwartbare Weiterentwicklungen der Umweltzustandserfassung, die für das Indikatorensystem generell bedeutsam sind. In der Folge ist eine Optimierung von Indikatoren denkbar, allerdings um den Preis einer Veränderung des bisherigen stoffbezogenen Indikatorensets.

Indikatorensysteme mit dem Ziel einer quantitativen Trenddarstellung sind jedoch im Prinzip konservativ. Zeitliche Reihen für neue Indikatoren liegen wahrscheinlich erst in einigen Jahren, möglicherweise Jahrzehnten vor, insbesondere, wenn Qualitätsstandards an die Datengewinnung und -auswertung gefordert sind. Somit befindet sich das Indikatorenprojekt in einem gewissen Spannungsfeld zwischen der Berücksichtigung **neuer** Forschungsergebnisse und der Präferenzierung **konstanter** Zeitreihen. Es wird sicher Phasen geben, während denen „alte“ und „neue“ Indikatoren parallel verwendet werden müssen.

Verursacher; während der FhG-Index auf der Aussageebene aggregierter Kennwerte diesbezügliche Veränderungen in den Fließgewässern nivelliert.

9.7.1 Beispiel Akzeptorbereich Grundwasser

Für den Akzeptorbereich Grundwasser zeichnen sich zwei Modifikationen gegenüber der bisher intendierten Darstellung nationaler (nicht ökosystemorientierter) Aussagen ab, eine **raumbezogene** und eine **indikatorbezogene**:

- a) Seitens der Fachwelt herrscht überwiegend Konsens, daß die Beschreibung des Grundwasserzustandes bzw. der Grundwasserqualität auf **nationaler Ebene schwierig** ist. Da außerdem der Zusammenhang zwischen stofflicher Grundwasserbeschaffenheit und Biotoptypen - diese sind vergleichsweise klein und heterogen im Verhältnis zu Grundwasserströmen und "Grundwasserlandschaften" - nicht sehr ausgeprägt ist, bleibt demzufolge klärungsbedürftig, welche inhaltlich-räumliche Abgrenzung im Indikatorenprojekt verwendet werden soll, wenn die nationale Ebene als hauptsächliche Aussageebene entfällt.
- b) Den bisher vorliegenden stofflichen Indikatoren³²⁵ steht inzwischen eine umfassende Reihe **potentieller Indikatoren** gegenüber, die aus einem Entwicklungskonzept für ein Meßnetz zur Grundwasserbeschaffenheit resultieren. Es bietet sich an, diese ausführlicheren Parameter zu verwenden, da hierfür auch ein (Teil-)Meßnetz besteht und weiter ausgebaut werden soll.

Der vorliegende Abschnitt skizziert die ausführlicheren Parameter bzw. potentiellen Indikatoren, behandelt die Frage geeigneter räumlicher Bezugseinheiten sowie **mögliche Aussagen** zum Grundwasserbereich im Rahmen des Indikatorenprojektes. Begonnen wird mit einer kurzen Erläuterung, warum für den Akzeptor Grundwasser in der Regel keine nationale Darstellungsweise gewählt werden sollte. Dem schließen sich Ausführungen zur Alternative der "hydrogeologischen Einheit" und entsprechender Leitmeßgrößen / Indikatoren an.

9.7.1.1 Ausgangslage im Indikatorenprojekt

Bislang sollen die stofflichen Daten bzw. Indikatoren zu Grundwasser **nicht auf Biotoptypen** bzw. Ökosysteme bezogen werden. Es stellt sich dann die Frage, welche Aussagen für welche Bezugsräume sinnvoll sind:

- Die verfügbaren Meßwerte zu den Indikatoren Nitratgehalt, Al-Gehalt etc. könnten, was nahe läge, vor allem als jährliche Durchschnittswerte für das gesamte **Bundesgebiet** dargestellt werden.

Mit Durchschnittswerten auf Bundesebene besteht jedoch die Gefahr einer methodisch immanenten Unterschätzung der Beeinträchtigungssituation: "Natürliches Grundwasser" ist räumlich nicht einheitlich, zudem bestehen größere Schwankungen der natürlichen Konzentrationen, beispielsweise in Zeiten größerer Niederschläge (Frühjahr) oder Trockenheit (Herbst). Die entsprechenden Kenngrößen sind also nicht immer bundesweit verallgemeinerbar: Bei "geringen" Schadstoffeinträgen steht so möglicherweise schon ein totales Versagen von Bodenfunktionen im Hintergrund. Die Abbaukapazität von Böden, v.a. bei Nitrat, kann dabei selbst schon gestört sein, durch langanhaltende Verunreinigungen. Erfor-

³²⁵ Angelehnt an Fachveröffentlichungen der LAWA, die Daten zur Umwelt des UBA und an Umweltberichte der Bundesländer.

derlich wären für **verschiedene Grundwässer** entsprechende Spannweiten/Toleranzbereiche, sowohl für die als natürlich definierten Grundwässer als auch für anthropogen veränderte Grundwässer. Ferner sind beispielsweise säuresensitive Grundwasserlandschaften nicht über das Bundesgebiet gleich verteilt.³²⁶ Möchte man Versauerungsphänomene dokumentieren, empfiehlt sich die Berücksichtigung regionaler, d.h. problemadäquater Erhebungen (Stichwort "Mittelwerte für Problemzonen"). Da jedoch selbst in diesen empfindlichen Gebieten Trends nicht einfach identifizierbar bzw. darstellbar sind, weil die Grundwasserqualität sich nur langsam ändert, würden bundesweite Durchschnittswerte **etwaige Trends** statistisch "herausmitteln", mit der Folge, daß eben regionale Entwicklungen (die seitens der Fachwissenschaftler auch zu Frühwarnzwecken beobachtet werden) nicht erkannt werden können. Vor allem aber bereiten Interpretationen über Veränderungen "nach der Komma-Stelle" bislang große Schwierigkeiten. Zudem kann davon ausgegangen werden, daß selbst die regionalen Trends sich erst im Verlauf mehrerer Jahre einigermaßen klar interpretieren lassen.³²⁷

- Die zweite Möglichkeit - wenn zumindest die Meßstellen lokalisierbar sind - bestünde darin, die Daten und Aussagen auf **Standorttypen** zu beziehen.

Hinsichtlich der Standorttypen ist bislang allerdings keine sachlich-inhaltliche Relation bekannt, wie die gefundenen stofflichen Gehalte im Grundwasser entsprechend, d.h. nach Standorttyp, zu **interpretieren** wären. Unterschiedliche Empfindlichkeiten je Standorttyp - so sie denn bestünden - stellen außerdem die Frage nach einer sinnvollen Aggregation von Stoffdaten über mehrere Standorttypen hinweg.

- Eine dritte Variante, zum Akzeptorbereich Grundwasser Aussagen zu erstellen, geht von einer **problembezogenen** Raumabgrenzung und einem an das UBA-Forschungsprojekt "Entwicklung eines Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern (EGWM)" (UBA 1995c) angepaßten Indikatorenset aus.

Auch "anthropogen unbeeinflusste" Grundwässer weisen hydrochemische Unterschiede auf. Da Wasser in der Natur das wichtigste Lösungsmittel ist, spiegeln sich gerade die Verwitterbarkeit und die Lösungsfähigkeit der Gesteine, in denen das Grundwasser fließt, in ihm wider. "**Hydrogeologische Einheiten**" bzw. "Lithofaziesseinheiten"³²⁸ bilden in der Regel den geologisch begrenzten Bezugsraum für die Interpretation der Grundwasserbeobachtung nach Menge (Grundwasserstand) und Beschaffenheit. Erst vor dem Hintergrund der hydrogeologischen Verhältnisse lassen sich bestimmte Grundwassertypen voneinander abgrenzen. Der nachfolgende Abschnitt beschreibt dieses Konzept, einschließlich relevanter Leitmeßgrößen / Indikatoren, als Alternative zu einer primär nationalen Darstellung.

Es handelt es sich hierbei jedoch im Sinne der Konzepte des Indikatorensystems um **eine indikatorspezifische Raumgliederung** (siehe Abschnitt 4.8.3), die im Projekt insofern sinnvoll ist, um den Akzeptorbereich Grundwasser darstellen zu können. Sie gehört daher

³²⁶ Die genannten Einflußfaktoren auf die Grundwasserbeschaffenheit werden bei dem UBA-Forschungsprojekt "Entwicklung eines Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern" (siehe letzter Aufzählungspunkt) berücksichtigt, indem sie zur Abgrenzung und Charakterisierung von Grundwässern selbst herangezogen werden.

³²⁷ Den Ausführungen liegen Fachgespräche mit Herrn Dr. Bücken, Präsident der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Herrn Dr. Wolter vom Umweltbundesamt und mit Prof. Schenk, Universität Mainz, zugrunde.

³²⁸ Im Lockergestein wird von "hydrogeologischen Einheiten" gesprochen, während im Festgestein in der Regel von "Lithofaziesseinheiten" gesprochen wird.

nicht zum „Kern“ einer konsistenten, indikatorübergreifenden Raumgliederung. Mit der Abgrenzung der hydrogeologischen Einheiten bzw. Lithofaziseinheiten wird aber immerhin das gleiche Ziel verfolgt, wie mit der Abgrenzung von „Standorttypen“, wenn auch auf einer problemadäquaten, an den Akzeptor Grundwasser angepaßten Maßstabsebene.³²⁹

9.7.1.2 Erläuterungen zum Konzept des "Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßsystems"

Für den Raum der **neuen Bundesländer** werden 5 hydrogeologische Einheiten und 12 Lithofaziseinheiten differenziert.³³⁰ Diese Differenzierung lehnt sich im wesentlichen an die Karte der hydrogeologischen Einheiten der DDR 1: 750 000 an. Für die gesamte Bundesrepublik ist mit einer umfangreicheren Differenzierung zu rechnen. Bei der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) wird gegenwärtig überlegt, dieses Konzept auf die gesamte Bundesrepublik auszuweiten.³³¹

Die hydrogeologischen Einheiten bzw. Lithofaziseinheiten beschreiben eine Region, die sich durch relativ einheitliche hydrodynamische und hydrochemische Verhältnisse des **Hauptgrundwasserleiters** auszeichnen. Nach einer Festlegung von Schwellenwertkonzentrationen³³² für unbeeinflusste Grundwässer können so, unter Berücksichtigung des Grundwasserstandes, hydrochemische Veränderungen vor dem Hintergrund einer potentiellen anthropogenen Beeinflussung interpretiert werden. Auch mit zeitlichen Schwankungen stofflicher Konzentrationen kann so besser umgegangen werden.

Die eingangs erwähnten Schwierigkeiten einer Umweltzustandsbeschreibung für den Akzeptor Grundwasser, die bei nur nationaler Darstellung besonders ausgeprägt sind, könnten mittels des Konzepts der hydrogeologischen Einheiten überwunden werden.

Das **Konzept** eines "Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes" sieht, grob vereinfacht, folgende Schritte vor:

- Die Grundwasserbestände werden **hydrogeologischen Einheiten** bzw. Lithofaziseinheiten³³³ zugeordnet.
- Für die so klassifizierten Regionen werden im hydrogeologischen Sinne repräsentative Meßstellen ausgesucht und beprobt. Die dabei untersuchten **Leitmeßgrößen** des EGWM sind in Übersicht 9.7.1.2-1 wiedergegeben.
- Ferner müssen **Schwellenwertkonzentrationen** für Grundwässer in den jeweiligen hydrogeologischen Einheiten identifiziert werden,³³⁴ um unbeeinflusste Grundwässer identifizie-

³²⁹ Inwieweit zwischen den Abgrenzungen der hydrogeologischen Einheiten und der Standorttypen Deckungsgleichheit besteht, wurde mittels einer Verschneidung der beiden Datenbestände - allerdings nur für das Gebiet der neuen Bundesländer - überprüft (vgl. Abschnitt 9.4. Empirische Testphase). Die Frage, ob das Prinzip einer einheitlichen Darstellungseinheit unterhalb der nationalen Ebene beibehalten werden kann oder ob hier eine Ausnahme erfolgen soll, ist nach ersten Ergebnissen so entschieden worden, daß mit den hydrogeologischen Einheiten weitergearbeitet wird.

³³⁰ Karte der hydrogeologischen Einheiten für die neuen Länder; Quelle: UMWELTBUNDESAMT/UMPLIS 1993.

³³¹ Bundeseinheitliche Darstellungen sind wohl weniger eine grundsätzliche, konzeptionelle Herausforderung, als vielmehr eine Frage der personellen und finanziellen Kapazitäten bei der BGR.

³³² Wegen der großen natürlichen Schwankungen im Chemismus der verschiedenen hydrogeologischen Einheiten werden die Schwellenwertkonzentrationen für jede Einheit gesondert ausgewiesen (vgl. Übersicht 9.7.1.3-1).

³³³ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (1994e), S. 446-447.

³³⁴ Vorarbeiten hat die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe übernommen.

ren zu können und um Beeinflussungstypen unterscheiden zu können (siehe Übersicht 9.7.1.3-1). Die Zuordnung eines Grundwassers zu einem Beeinflussungstyp erfolgt, wenn eine der aufgeführten Meßgrößen die angegebene Schwellenwertkonzentration überschreitet.

Übersicht 9.7.1.2-1: Leitmeßgrößen des einheitlichen Grundwasserbeschaffenheits-Meßnetzes

Leitmeßgrößen	
Aluminium	Natrium
AOX	N-Verbindungen: Nitrat, Nitrit, Ammonium
Bor	PAK: Benzo(a)pyren, Benzo(b)pyren, Benzo(k)pyren, Benzo(ghi)pyren, Fluoranthen
Calcium	Pestizide: 31 Einzelstoffe
Chlorid	pH
CSV-Mn	Phosphat
Kalium	Sulfat
LCKW: Tetrachlorethen, Trichlorethen	rK/Na
Metalle: 11 Einzelstoffe (Cd, Co, Cr, Hg, Ku, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn)	

(Quelle: Hannappel 1996, Umweltbundesamt 1997, verändert)

Anmerkung: CSV-Mangan geben den Sauerstoffverbrauch wieder, die Abkürzung r vor K/Na bedeutet Quotient.

9.7.1.3 Inhalte und Aussageebenen im Akzeptorbereich Grundwasser

Stimmt man einer Übernahme der soeben dargestellten "Leitmeßgrößen" aus dem Konzept des "Einheitlichen Grundwasserbeschaffenheits-Meßnetzes" als Indikatoren zu, dann sind folgende **Aussagemöglichkeiten** denkbar:

- Auf nationaler Ebene:

Hier ist allenfalls eine reine **Dokumentation** der anthropogen bedingten Durchschnittsgehalte auf Bundesebene denkbar. Dies gilt nur, wie betont, für Stoffe anthropogenen Ursprungs, beispielsweise für Pestizide oder LCKW. Dadurch ist zumindest ein genereller - aber eben fachlich wie räumlich undifferenzierter und vorläufiger - Eindruck des aktuellen **Belastungsniveaus** möglich.³³⁵

Eine **Interpretation** von Durchschnittswerten (oder anderen Kennwerten pro Indikator) im Hinblick auf den **Zustand** des Grundwassers ist jedoch nach Ansicht von Fachwissenschaftlern nur bezogen auf die einzelnen hydrogeologischen Einheiten bzw. Lithofaziesseinheiten möglich, da die jeweiligen Eigenheiten, allgemein der Kontext von Messungen und Ergebnissen bekannt sein müssen.

- Auf der Ebene hydrogeologischer Einheiten:

³³⁵ Sofern dann Änderungen der Nachkommastellen im Zeitverlauf überhaupt identifiziert werden können (wie eingangs angesprochen), stellt sich die Frage einer Trenddokumentation auf nationaler Ebene neu.

- Hier werden die **mittleren Gehalte** der Indikatoren (Leitmeßgrößen des EGWM) je Einheit aufgeführt.
- Um jedoch Aussagen darüber machen zu können, ob die jeweilige Grundwasserbeschaffenheit noch als **unbeeinflusst** gelten kann oder ob Versauerungsprozesse, Kontaminationen etc. vorliegen, ist ein **bewertender Zwischenschritt** erforderlich: Es erfolgt eine **doppelte Zuordnung**:
 - Man überprüft, ob die vorhandenen Daten entsprechende **Schwellenwerte** je Indikator überschreiten.
 - Man **kombiniert** mehrere charakteristische Indikatoren zu "Beeinflussungsmustern", die dann zeigen, ob beispielsweise eine Beeinflussung durch Nährstoffe vorliegt (vgl. Übersicht 9.7.1.2-1).³³⁶

Übersicht 9.7.1.3-1: Beispielhafte Abgrenzung von Beeinflussungstypen mittels Schwellenwerten

Hydrogeologische Struktureinheit →		Neubildungsgebiet	Indirekte Neubildung	Durchflußgebiet
Hydrogeologische Einheiten →		<ul style="list-style-type: none"> • Täler • Becken 	<ul style="list-style-type: none"> • Sander, Hochflächensande • End- und Stauchmoränen • Grundmoränen mit Decksand 	Grundmoräne
Leitmeßgröße	Einheit			
Art der Beeinflussung: (Nährstoff-Typ)				
Nitrat	mg/l	>10	>12	>1,7
Nitrit	mg/l	>0,20	>0,34	>0,30
o-Phosphat	mg/l	>0,30	>0,50	>0,60
Ammonium	mg/l	>1,00	>1,2	>1,5
rK/Na		>0,35	>0,38	>0,24
Art der Beeinflussung: (Versauerungs-Typ)				
pH-Wert		<6,1	<6,4	<6,6

(Quelle: Hannappel 1996, S. 96; verändert)

- Die Häufigkeiten der identifizierten **Beeinflussungsmuster** können prozentual einerseits für jede hydrogeologische Einheit bzw. Lithofazieseinheit, andererseits und darauf basierend, für das Bundesgebiet als Trenderaussage dargestellt werden. Die Einordnung der gefundenen Meßwerte in eines der Beeinflussungsmuster bzw. die Einstufung der Meßwertausprägungen - ob Beeinflussung oder nicht - ist gegenwärtig nur unter fachlicher Kenntnis der Besonderheiten der hydrogeologischen Einheiten bzw. Lithofazieseinheiten möglich.³³⁷
- Zukünftige Aussagemöglichkeiten:

Durch die Kombination **zusätzlicher Leitparameter** lassen sich auch "Beeinflussungstypen" von Grundwasserbeständen entwickeln, die einen Hinweis auf die **Ursachen** bzw. Verursacher von Grundwasserbeeinträchtigungen liefern. Als weitere Typen der Beeinflussung können in diesem Zusammenhang zum Beispiel die landwirtschaftliche Nutzung, der kommunale Abwassereinfluß und der industrielle Einfluß voneinander abgegrenzt werden. Die gefundenen Meßwerte werden für diesen Zweck an den 366 repräsentativen Meß-

³³⁶ Es wird insofern vermieden, daß aus einzelnen Indikatoren auf die "Grundwassergröße" geschlossen wird. Eine Kombination von Kenngrößen ist problemangemessener.

³³⁷ Insofern handelt es sich bislang um eine personengebundene Experteneinschätzung. In Thüringen befindet sich ein computergestütztes Entscheidungssystem ("KONTA") in Entwicklung, das zukünftig eine formalisiertere Beurteilung der Kennwerte im Bereich der Festgesteine ermöglichen könnte.

stellen den Beeinflussungstypen zugeordnet. Die Zuordnung wird gegenwärtig binär durch "ja / nein" vorgenommen,³³⁸ soll aber in Zukunft über vier Stufen erfolgen, um auch den Grad der Beeinträchtigungsintensität (beispielsweise von nicht vorhanden bis sehr stark) wiedergeben zu können.

9.7.2 Beispiel Akzeptorbereiche Boden und Gewässer

Sich abzeichnende Trends der Umwelterfassung für die Akzeptorbereiche Boden und Gewässer sind zum einen relevant, um frühzeitig potentielle Anknüpfungspunkte mit dem vorliegenden Indikatorensystem zu erkennen. Zum anderen kann im Rahmen der stofflichen Perspektive nochmals verdeutlicht werden, daß im Rahmen der stofflichen Perspektive letztlich eine **umfassendere Umweltbeobachtung** intendiert ist, eine "Stoffbeobachtung" mithin keinen Selbstzweck darstellt und auch durch Wirkungsindikatoren ergänzt werden muß.

9.7.2.1 Akzeptor Boden

Zustand und Qualität der **ökologischen Bodenfunktionen** - Filter-, Puffer-, Transformations/Produktionsfunktion sowie Lebensraumfunktion für Arten - hängen vom komplexen Zusammenspiel abiotischer und biotischer Faktoren in den jeweiligen, unterschiedlichen Böden ab. Unter Nachhaltigkeitsaspekten ist es vorrangig, sowohl die Fruchtbarkeit von Böden zu gewährleisten, als auch die Fähigkeit des Bodens zu erhalten, anthropogene Schadstoffe langfristig festzulegen (Stichwort "Schadstoffsenke"). Beide Aspekte sind nicht immer kompatibel.

Angesichts der **Vielzahl** potentieller Nähr- und Schadstoffe, die außerdem räumlich variieren können, stellt sich das folgende, mehrteilige Problem: Erstens, nicht alle ökologisch relevanten Stoffe sind bekannt, wenn in einem bestimmten Biotoptyp bzw. definierten Erhebungsstandort Messungen des Zustandes vorgenommen werden sollen. Zweitens überschreiten bereits die gängigen Schadstoffsets häufig die analytischen bzw. finanziellen Möglichkeiten der Erhebungsinstitutionen; dieses Kapazitätsproblem verschärft sich noch, plant man die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen sowie Erhebungen nach repräsentativen Kriterien. Aber auch dann wären, drittens, Summenwirkungen von Schadstoffen, die zu Veränderungen bei Bodenorganismen und der Bodenstruktur führen, in der Regel nicht erfäßbar.

Aus Gründen der Reduzierung stofflicher Komplexität und der stärkeren Berücksichtigung biologisch-ökologischer Gesichtspunkte, um der zentralen Stellung von Böden und ihren Organismen im Naturhaushalt gerechter zu werden, gehen die Bemühungen bei der Erfassung des Bodenzustands in Richtung **bodenbiologischer Kenngrößen**. Diese basieren auf Organismen, die stellvertretend für typische Böden sein müssen, ausreichend empfindlich sind und die jeweilige ökologische Qualität widerspiegeln sollen. Unter Beachtung unterschiedlicher Trophiestufen werden gegenwärtig diskutiert.³³⁹

³³⁸ Hierfür werden auch statistische Auswertungsverfahren herangezogen, beispielsweise gilt für den Indikator Nitrat-Gehalt, daß gefundene Meßwerte unterhalb des 84. Perzentils aller Werte (einer hydrologischen Einheit) in der Regel ein Indiz für anthropogen unbeeinflußtes Grundwasser darstellen. Hingegen ist bei Werten ab dem 95. Perzentil mit großer Wahrscheinlichkeit eine Beeinträchtigung vorhanden.

³³⁹ Vgl. beispielsweise UBA-Jahresbericht 1994 (UMWELTBUNDESAMT (1995d), S. 191).

- Bakterien (Mikroflora),
- Regenwurm / Collembolen (Springschwänze),
- Algen oder höhere Pflanzen.

Die entsprechenden Erhebungs- und Prüfschemata sollen mittels Forschungsvorhaben so entwickelt werden, daß exemplarische Aussagen, d.h. für bestimmte Böden, auf solche mit gleicher oder verwandter Nutzung möglich sind. Beabsichtigt ist ferner, daß man bei **natürlichen** bzw. naturnahen Böden primär die charakteristischen Strukturen und Funktionen dokumentiert (Standort- und Lebensraumfunktion), während bei **bewirtschafteten** Flächen, also den Agrar- oder Waldflächen, bestimmte Organismen sowie die Produktions-/ Transformationsfunktion mehr im Vordergrund stünde.

Die skizzierten Überlegungen stehen unter anderem im Kontext der Operationalisierung des geplanten Bundes-Bodenschutzgesetzes sowie der Richtlinien zur Umweltverträglichkeitsprüfung und erhalten von dieser Seite her zusätzliche Impulse.³⁴⁰ **Weiterentwicklungen** bodenbezogener Umweltzustandsindikatoren können somit, über kurz oder lang, hiervon in doppelter Weise profitieren: Erstens, von dem Trend, sich zukünftig mehr auf bodenbiologische Indikatoren und vergleichsweise weniger auf die Dokumentation von Einzelstoffen zu konzentrieren.³⁴¹ Zweitens, von dem Trend, Böden differenziert nach Ökosystemen zu bewerten und erforderlichenfalls auch zu erfassen, mithin nach Agrar-, Wald- und naturnahen Böden. Erkennbar ist hier eine Entsprechung zum generellen konzeptionellen Ansatz des Indikatorenprojektes.

Die bislang vorherrschenden Indikatoren, betreffend die Gehalte von (Schad-)Stoffen im Boden, sind damit für eine Umweltzustandsbeschreibung nicht hinfällig, sie würden jedoch **ergänzt** durch mehr wirkungsbezogene Indikatoren.³⁴²

9.7.2.2 Akzeptor Gewässer

Ähnlich wie im Bereich Boden und generell für die Problematik der Beschreibung komplexer Ökosysteme zeigt sich hier, daß die Erfassung des Umweltzustandes allein über die traditionelle Dokumentation bestimmter (Schad-)Stoffe an Grenzen stößt. Zudem besteht bislang eine gewisse Gefahr der Identifikation von Stoffbeobachtung mit Umweltbeobachtung; mithin die einer Verwechslung. Die neueren wissenschaftlichen Überlegungen zielen denn auch verstärkt auf die Entwicklung mehr **kompromierter** Aussagemöglichkeiten gegenüber detaillierten stofflichen Meßreihen ab. Als Varianten bieten sich an:

- Aussagen über Stoffgruppen
- Aussagen mittels Biodindikatoren

³⁴⁰ So hat das Umweltbundesamt im Umweltforschungsplan 1997 Studien ausgeschrieben über die Erstellung "Bodenbiologischer Boden-Güteklassen" sowie zur "Einschätzung der Bodenqualität mit Hilfe pflanzlicher und tierischer Bioindikatoren".

³⁴¹ Vgl. hierzu auch KORDEL/HUND/KLEIN (1995), die ebenfalls explizit unterscheiden zwischen stoffbezogenen Konzepten zur Informationserhebung und Bewertung und bodenbezogenen Konzepten der Erhebung und Bewertung ökologischer Bodenfunktionen.

³⁴² In der Terminologie der Varianten stofflicher Indikatoren: Die Akkumulations- und Risikoidikatoren werden durch Wirkungsindikatoren ergänzt.

- Aussagen mittels integrierter ökologischer Bewertungsverfahren.

- Aussagen über Stoffgruppen

Angesichts der ca. 100.000 gelisteten Stoffe, die im Gewässerschutz eine Rolle spielen können, hat jedes mit physikalisch-chemischen Parametern arbeitende Meßprogramm wie zwangsläufig auch jedes stoffbezogene Indikatorensystem allenfalls heuristischen, d.h. erkenntnisleitenden Wert, wenn hieraus Rückschlüsse auf die reale Umweltqualität gezogen werden sollen: Im Prinzip weiß man mehr über Verteilung und Vorkommen bestimmter **einzelner Schadstoffe** als über den eigentlichen Umweltzustand. Hierauf bezogen und unter Beachtung der eingangs erwähnten Komplexität ist die Aussagefähigkeit langanhaltender Beobachtungen eines einzelnen Stoffes zu relativieren.

Nach Ansicht von Fachleuten des Gewässerschutzes geben die in etablierten Monitoring-Programmen enthaltenen Schadstoffe primär den "historischen" Stand des Wissens wieder; verstärkt wird dieses Beharrungsvermögen durch den verständlichen Wunsch der Umweltpolitik, im Zuge von Gewässerreinigungsmaßnahmen immer mehr Erfolgsmeldungen vorweisen zu können. Nimmt man diesen Sachverhalt und das Problem der angesprochenen **Untererfassung** ökologischer Komplexität ernst, so ist vermutlich eine systematische Unterschätzung des Beeinträchtigungspotentials anthropogener Stoffe bzw. eine Überschätzung der Umweltqualität gegeben.

Die Tendenz geht deshalb dahin, erstens Repräsentanten für **Stoffgruppen** (Schwermetalle, Pestizide, Nährstoffe) zu identifizieren und sie im Falle wissenschaftlich begründeter Relevanz zu Leit-indikatoren zu erheben. Parallel zu den bestehenden Monitoring-Programmen werden sogenannte Screening-Projekte durchgeführt, um gegebenenfalls neue, ökologisch relevantere Stoffe aufzunehmen bzw. "alte" zu ersetzen. Zweitens versucht man, einen Index zu konstruieren, indem Schadstoffe, die von ihren Konzentrationen in der Umwelt her einerseits, von ihren ökotoxikologischen Wirkungspotentialen her andererseits relevant sind, mit einem Index aus beiden Kriterien versieht. Eine größere Anzahl solcher stofflichen Kennwerte für Fließgewässer kann zu einem summarischen Index aufaddiert werden (auch hier können im Laufe der Zeit neue Stoffe aufgenommen werden, der Index muß dann umbasiert und gegebenenfalls zurückgerechnet werden). Die Fraunhofer-Gesellschaft (Schmallenbach) hat hierzu erste Beispiele vorgelegt, die auch im Indikatorenset für Stoffe Berücksichtigung gefunden haben, beispielsweise beim Index der organischen Stoffe.³⁴³

- Aussagen mittels Biodindikatoren

Die gesamte, synergistische Wirkung von realen Schadstoffgemischen ist letztlich ausschlaggebend für den biologischen Zustand eines Flusses oder eines Sees. Was den Akzeptorbereich der Fließbewässer anbelangt, wählt man von den tangierten **Organismen** beispielsweise solche auf der "Mikroebene", die stellvertretend für das gesamte System biologische bzw. ökologische Wirkungsprozesse simulierend darstellen können. Die Indikatorenentwicklung geht zusehends in Richtung chemisch-biologischer Testsysteme, die bestimmte Wirkstoff-Gruppen in ihrer Gesamtheit anzeigen. Teilweise werden sogar Bioakkumulationsprozesse von Gewässerorganismen nachgeahmt. Die Empfehlungen einer Expertenkommission mehrerer europäischer Länder lautet in diesem Zusammenhang: "Priority for the further development and the use of biological

³⁴³ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (1995a).

assessment methods is needed to make an integrated approach possible." (VROM 1995, S. 24).³⁴⁴ Gegenwärtig sind diese Neuerungen noch nicht so weit entwickelt, um sie als alternative Gewässer-Indikatoren gegenüber den stofflichen Leitparametern einzusetzen.

Zum anderen wählt man - auf der biologischen "Makroebene" - Zeigerorganismen, höhere Pflanzen oder Tiere, die eine bestimmte ökologische Qualität von Flußökosystemen signalisieren sollen. In diesem Kontext nimmt die Bedeutung eines "biologischen Trendmonitorings" zu. Damit sind biozönotische Untersuchungen der Artenvielfalt - einschließlich der Erfassung des Auftretens anspruchsvoller Lebensgemeinschaften - gemeint, weil nur so die **ökologische Qualität** von Gewässern letztlich erfassbar ist. Es handelt sich hier um eine Ergänzung der Ökologischen Flächenstichprobe, die diesen Bereich eher ausklammert. Auch von der Daten- seite her bestünde die Möglichkeit, etwaige neue Erhebungen sekundärstatistisch auszuwerten. Als Beispiel sei der Versuch erwähnt, ein "Ökologisches Umweltbeobachtungssystem für den Rhein" aufzubauen.³⁴⁵

Dem Vorteil, alle Einflußfaktoren über Bioindikatoren quasi summarisch-wirkungsbezogen erfaßt zu haben, stehen eine Reihe an vorläufig noch bestehenden **Nachteilen** gegenüber:

1. So kann häufig nicht auf die eigentlichen **Ursachen** und Belastungen im Sinne der Identifizierung bestimmter Stoffe bzw. Emittenten geschlossen werden;
2. die **Bandbreite** der Symptome erlaubt auch keine anteilmäßige Zuordnung ökologisch negativer Veränderungen zu einzelnen Belastungsfacetten;
3. die Definition von Normalzuständen und solchen ökologisch bedenklicher wie gleichermaßen erwünschter Zustände fehlt häufig, demzufolge stellt die **Standardisierung** und Normierung der Indikatoreausprägungen ein schwieriges Problem dar;
4. der **Vergleich** auf Basis von Indikatororganismen ist nicht einfach. Dies gilt sowohl räumlich im Hinblick auf andere Gewässerökosysteme mit anderer Ausgangslage, als auch zeitlich im Hinblick auf die historische Entwicklung wichtiger Flußökosysteme (inwieweit ist beispielsweise ein Vergleich der Artenzahl des Rheins aus früheren Zeiten mit einer ähnlich hohen, aber anders zusammengesetzten Artenzahl heute aussagekräftig für seine Zustandsbeschreibung).

Eine Umfrage des LAWA-Arbeitskreises Biomonitoring ergab, daß zu Fließgewässern in der Bundesrepublik bislang noch keine Vergleichbarkeit der - insgesamt relativ wenigen getesteten - Bioindikatoren gegeben ist.

Insgesamt zeichnen sich hier längerfristig **Synergienmöglichkeiten** zwischen den Perspektiven ab, zumal die im Rahmen des Indikatorenprojekts entwickelten Erhebungskonzepte zur physischen Struktur bislang schwerpunktmäßig terrestrische Ökosysteme erfassen. Auch liegen Bioindikatoren im Überschneidungsbereich von Stoff- und Strukturindikatoren und können so einerseits den stofflich beeinflussten Umweltzustand dokumentieren, wie unter Aspekten der

³⁴⁴ Siehe MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND THE ENVIRONMENT (1995), RE-SEARCH INSTITUTE OF TOXICOLOGY (RITOX) (1995) sowie NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL PROTECTION (RIVM) (1995).

³⁴⁵ Siehe UMWELTBUNDESAMT (1994f).

physischen Ausstattung eines Ökosystems bzw. Biotops und der Artenvielfalt ausgewertet werden.

- Aussagen mittels integrativer ökologischer Bewertungsverfahren

Dieser Ansatz erscheint insgesamt am erfolgversprechendsten für die zukünftige Indikatorenentwicklung, akzeptiert man eine gewisse, vermutlich mehrjährige Entwicklungsphase.

Die **ökologische Zustandsbeschreibung** von Fließgewässern³⁴⁶ ist nach inzwischen vorherrschender Ansicht nur sachgerecht, wenn alle wesentlichen Einflußfaktoren der Gewässergüte - im umfassenden Sinne - mitberücksichtigt sind. Vergleichbar den bisherigen Bemühungen um Funktionalitätsindikatoren für die Zustandsbeschreibung terrestrischer Ökosysteme, werden parallel, jedoch momentan noch weitgehend voneinander unabhängig, Konzepte für aquatische Ökosysteme entwickelt. Sie umfassen gleichermaßen stoffliche, biologische (Artgemeinschaften betreffende) und physische Aspekte des Gewässerzustandes.

Neu ist insbesondere die intendierte stärkere Einbeziehung hydromorphologischer Faktoren, also die Erfassung der bestehenden **physisch-strukturellen** Ausgestaltung von Flüssen. Wichtige Faktoren sind nach gegenwärtigem Kenntnisstand:

- Laufentwicklung (Linienführung, Ausbauzustand),
- Gewässersohle (Struktur und Ausbauzustand), hier besonders
- Substrat- und Strömungstypen,
- Ufer (Struktur, Profil und Ausbauzustand),
- Zerschneidungsgrad bzw. Durchgängigkeit (künstliche Wanderungshindernisse),
- Beschaffenheit des Gehölzsaums,
- Gewässerrandstreifen,
- Überschwemmungsgebiet,
- Talbodennutzung.³⁴⁷

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen sieht in der Erstellung einer **ökomorphologischen** Gewässerkarte nach einheitlichen Kriterien eine vordringliche Aufgabe, die nicht mehr länger zurückgestellt werden sollte.³⁴⁸ Entsprechende Arbeiten sollten mit der Erfassung von Gewässerstruktur und Gewässerausbau beginnen.

Unterstützung erhält die Berichterstattung über Fließgewässer auch seitens der Gewässerschutzpolitik der EU. Wegens des offenkundigen Fehlens eines stimmigen **Gesamtkonzeptes**, das mehrere europäische Staaten einschließen könnte, beginnt seit einiger Zeit eine Phase der Neuorientierung. Diese bedarf zwangsläufig einer Informations- und Entscheidungsgrundlage, was unter der "ökologischen Qualität von Gewässern" letztlich zu verstehen ist. Einen diesbezüglichen Entwurf hat die EU-Kommission vorgelegt.³⁴⁹

³⁴⁶ Auf den Akzeptorbereich der Seen wird weiter unten gesondert eingegangen.

³⁴⁷ LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1995), S. 10.

³⁴⁸ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1996), Tz 305, unter der Themenüberschrift "Ökologische Gewässerstruktur" sowie Tz 364. Siehe auch LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (1994).

³⁴⁹ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1996), Tz 349. Nicht zuletzt ist damit intendiert, den selektiven Charakter von an Stoffgruppen orientierten rechtlichen Regelungen zu überwinden.

Von wissenschaftlicher Seite wird ein derart anspruchsvolles Vorhaben der Gewässerzustandsbeschreibung grundsätzlich unterstützt. Dies gilt wohl nicht nur für die internationale Fachwelt.³⁵⁰ Auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen hält es für erforderlich, die Beschreibung (und Bewertung) des bundesdeutschen Konzepts der Gewässergüte weiterzuentwickeln. Die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg hat hier eine gewisse Vorreiterrolle übernommen und Ansätze einer ökologischen Fließgewässerbewertung ausgearbeitet (LFU 1995). Zentral ist der Versuch einer **Verknüpfung** von Aspekten der **Lebensgemeinschaft** und der **Lebensraumstruktur**. Erst aus einer zusammenfassenden Betrachtung biozönotischer Bioindikation und ökomorphologischer Ausstattung ist ein gesamtes Urteil über die ökologische Qualität eines Fließgewässers erzielbar. Es zeigt sich dabei, daß nicht jedes Flußökosystem mittels denselben Indikatoren auf seinen Zustand hin beschreibbar ist. Vorgeschlagen wird eine - noch vorläufige - Differenzierung in zwei Gruppen:

- Bäche bis mittelgroße Flüsse
- große Flüsse und Ströme.

Bezüglich der Fließgewässerkategorie der **Bäche** haben Untersuchungen gezeigt, daß sowohl die morphologischen als auch biozönotischen Unterschiede zwischen Gebirgsbächen, Berg- und Flachlandbächen so ausgeprägt sind, daß kein "Einheitsverfahren" herangezogen werden sollte. Eine Alternative gegenüber unhandlichen Ausdifferenzierungen könnte die Typenbildung darstellen, wie sie innerhalb der EU von Deutschland, Großbritannien, den Niederlanden, Österreich und der Schweiz präferiert wird. Bislang jedoch existieren weder für ein Bundesland, noch für eine größere Region entsprechende Charakteristiken von Fließgewässertypen.³⁵¹ Im Sinne der Ökosystemgliederung macht es Sinn, zukünftige Ergebnisse aus dieser Diskussion für die Biotoptypen des Indikatorenprojekts (siehe Abschnitt 5.1.2) zu überprüfen.

Hinsichtlich der großen **Flußsysteme** sollen zukünftig Indikatoren für die folgenden Aspekte erhoben und miteinander verbunden werden:

- a) Sauerstoffhaushalt
- b) Nährstoffbelastung und Eutrophierung
- c) Schadstoffbelastung und Schadstoffakkumulation in Sediment, Schwebstoffen und Biota
- d) Mineralstoffbelastung
- e) biologischer Zustand
- f) Gewässerstruktur

Die Bewertung der Aspekte a-d erfordert chemisch-physikalische Messungen, die der Aspekte e) und f) biologische und morphologische Erhebungen als Beurteilungsgrundlage.

Angestrebt wird letztlich eine "**Gesamtzustandsklassifizierung**", die auf ebenfalls klassifizierten Einzelaspekten beruht, ergänzt um eine Gewichtung nach ökologischer Bedeutung. Die LFU schlägt für die Wichtung eine Reihenfolge vor. An erster Stelle stehen Schadstoffe und Sauerstoffhaushalt, an zweiter das biozönotische Bild, dem folgen Nährstoffhaushalt und Mineralstoffe sowie schließlich die Gewässerstruktur. Der biozönotischen Klassifizierung folgend,

³⁵⁰ "The recommended approach for ambient water monitoring is to use physico-chemical analysis, biotic indices and structural features of water bodies. Environmental water quality objectives (based on ecotoxicological data, bioaccumulation and degradability), which are related to the functions/uses of water bodies are applied." (MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND THE ENVIRONMENT (1995), S. 24).

³⁵¹ Vgl. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG (1995), S. 6f.

werden für den Gesamtzustand ebenfalls vier Bewertungsklassen vorgeschlagen (gehensweise). Die erforderlichen weiteren Schritte zur integrierten ökologischen Bewertung von größeren Flüssen sollen Teilarbeitsgruppen der "Länderarbeitsgemeinschaft Wasser" (LAWA) anleiten und koordinieren. Als vorrangig wird u.a. genannt, Schadstoffe nach dem Toxizitätsäquivalenzprinzip zu beurteilen oder Gewichtungen und Vorschriften für die Gesamtzustandsbewertung auszuarbeiten.

Das avisierte Endergebnis dieser Bemühungen ist die Veröffentlichung eines "Gewässergüte-Atlas" der Bundesrepublik Deutschland, unter Federführung der LAWA. Die gegenwärtigen Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten des Umweltbundesamtes zielen in eine ähnliche Richtung.³⁵² Sofern diese Ansätze weiterverfolgt werden, bieten sich Chancen einer besseren **Integration** von stofflichen Aspekten und Strukturaspekten bei der Zustandsbeschreibung, möglicherweise sogar unter der Perspektive der Funktionalität von Ökosystemen.

9.7.2.3 Zunehmende Bedeutung "biotopspezifischer" Indikatorensets

Diese Tendenz der Indikatorenentwicklung läßt sich vergleichsweise gut anhand der Gewässerökosysteme zeigen, sie dürfte indessen auch für andere Biotoptypen an Bedeutung gewinnen. Bislang wurden die Indikatoren zur stofflichen Beeinträchtigung innerhalb der **Hauptökosysteme** (Wald-, Agrar und sonstige naturnahe Ökosysteme sowie Gewässer) nicht weiter spezifiziert; sie galten jeweils implizit für alle darunter subsummierten Biotoptypen. Demzufolge war das vorgeschlagene Indikatorenset beispielsweise für Gewässerökosysteme einheitlich gültig für die Biotoptypen Bäche und Flüsse sowie Seen/Teiche/Tümpel, von weiteren möglichen Biotoptypen einmal abgesehen.

Bestimmte **Umweltprobleme** sind jedoch nur für **bestimmte Biotoptypen** relevant und sinnvoll darstellbar. So betrifft die Versauerung von Gewässerökosystemen in Deutschland zur Zeit nur Bäche bzw. Flußoberläufe oder einige Seen.³⁵³ Dennoch stellen Säureinträge für Quellen, Bäche und Flußoberläufe durchaus ein Problem dar, das für die Charakterisierung des bundesdeutschen Umweltzustandes nicht unbedeutend ist. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen empfiehlt beispielsweise, Versauerungszustandsdaten vor allem für Regionen und Fließgewässer zu erheben, die geologisch bedingt über schwache Pufferkapazitäten verfügen und entsprechend empfindlich reagieren.³⁵⁴

Hat sich eine **biotopspezifische Indikatorenentwicklung** bereits für Flußökosysteme angedeutet, betrifft dies noch mehr die gegenüber Flüssen andersartige ökologische Funktionsweise stehender Gewässer. Was nun Seen angeht, steht die Konstruktion entsprechender Indikatoren vergleichsweise am Anfang. Die LAWA befaßt sich mit der Thematik, diesbezügliche Arbeiten betreut unter anderem das Landesumweltamt Brandenburg.³⁵⁵ Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen sieht ebenfalls Defizite und weist darauf hin, daß eine "umfassende

³⁵² Vgl. "Umwelt" Nr. 10/96, S. 334 (Stand und Perspektiven der Gewässerschutzpolitik) sowie das Vorhaben "Ökologische Bewertung von Fließgewässern - Erarbeitung einer Konzeption" im Umweltforschungsplan 1997.

³⁵³ Da Abwasserreinleitungen in der Regel Versauerungsprozessen - sei es durch direkte atmosphärische Einträge oder infolge des Versagens von Pufferfunktionen der Waldböden - entgegenwirken, "kompensieren" sich zwei negative Umweltentwicklungen gegebenenfalls, etwa bei kleineren Fließgewässern während des Überganges vom Oberlauf zum Mittellauf. Mit weiterführender Literatur siehe BÖHMER, J./RAHMANN H. (1993).

³⁵⁴ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1996), Tz. 300.

³⁵⁵ Siehe stellvertretend SCHWOERBEL (1994).

ökologische Zustandserfassung und -bewertung der Seen erforderlich" ist, die eine biotische wie auch abiotische Kennzeichnung einschließt.³⁵⁶

9.7.3 Fazit

Bestätigt sich die These, daß im Bereich der Umweltbeobachtung und Indikatorenforschung ein genereller Trend zu komplexeren, problemumfassenden Aussagen besteht, lassen sich für das Indikatorenprojekt zwei wesentliche **Schlußfolgerungen** ziehen:

- Die Kategorie der "Impactindikatoren" wird zumindest aussagekräftiger. Darüber hinaus zeigt sich eine Tendenz zur Weiterentwicklung von Indikatoren der stofflichen Perspektive und der physischen Struktur in Richtung auf Funktionalitätsindikatoren. Jedenfalls sind inhaltlich **vergleichbare** Aussagen zur **ökologischen Integrität** durchaus möglich. Die vorliegenden Indikatoren beispielsweise für den Akzeptorbereich Fließgewässer - betreffend Flora, Fauna, Sedimente - könnten dann im Rahmen eines komplexeren Indikators verortet werden, der stoffliche, biozönotische und morphologische (strukturelle) Aspekte zusammenführt. In mehreren Fällen ist der Übergang von einer, plakativ formuliert, Stoffbeobachtung zu einer Umweltbeobachtung bereits jetzt schon im Gange (denkt man an die Weiterentwicklung der Gewässergüte-Erfassung der LAWA, die Indexkonstruktionen der Fraunhofer-Gesellschaft oder stärker integrative Indikatoren zur Sedimentqualität von Fließgewässern; Beispiele finden sich ebenfalls für andere Ökosysteme). Erklärtes Fernziel auch der "sektoralen" Umweltbeobachtung ist immer häufiger eine ökologische Umweltbeobachtung mittels integrativer empirischer Kenngrößen³⁵⁷, am deutlichsten wohl formuliert für aquatische Ökosysteme und den Akzeptorbereich Boden.
- Komplexe Indikatoren, die sich an Leitbildern der ökologischen Tragfähigkeit bzw. Nachhaltigkeit orientieren, erfordern Selektionskriterien und Datengrundlagen, die in der Regel **implizite Bewertungen** inkorporieren (müssen). Ist beispielsweise die ökologische Gewässerqualität das Orientierungsziel der Erfassung - im Unterschied etwa gegenüber einer nutzungsbezogenen Definition von Flüssen als Vorfluter - impliziert dieses Leitbild notwendigerweise Indikatoren, die einen natürlichen oder wenigstens den Anforderungen aquatischer Lebensgemeinschaften entsprechenden Gewässerzustand auch zu erfassen imstande sind. Die Auswahl der relevanten Indikatoren muß geeignet sein, diesen Aspekt beispielsweise über biologisch-ökologische "Schlüsselindikatoren"³⁵⁸ wiedergeben zu können. Die anstehende Operationalisierung der Zustandsbeschreibung wird nicht neutral im Sinne der Erfassung aller möglichen Zustände sein, sondern die Erfassung ökologisch bedeutsamer Kriterien präferieren (Vielfalt der Lebensgemeinschaften oder auch Krankheitsraten bei Pflanzen- und Tierpopulationen). Vor allem aber zeigt die Verknüpfung der zentralen Indikatorengruppen, daß die Erfassung von beispielsweise "natürlichen Gewässern" ein **Leitbild** voraussetzt, anhand dessen - erst - die Einstufungen in Klassen vorgenommen werden können.

³⁵⁶ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1996), Tz 366.

³⁵⁷ Es besteht ein Unterschied zur Konstruktion der Funktionalitätsindikatoren, bei denen in der Regel auf EDV-gestützte Modellrechnungen zurückgegriffen wird, was hier weniger der Fall ist.

³⁵⁸ Beispielsweise mittels sogenannten "key species". Dieses Konzept der Bioindikation geht davon aus, daß Organismen mit höheren Ansprüchen an ihren Lebensraum auch höhere Umweltqualität indizieren. Bei einem positiven Nachweis von Schlüssel-Indikatoren in Gewässern ließen sich durch wenige Erhebungen einer begrenzten Anzahl stellvertretend Aussagen über die aquatische Lebensgemeinschaft sowie den "guten" ökologischen Zustand machen (s. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG 1995, S.9).

Ein Leitbild ist ferner erforderlich, um von Flußsystem (Rhein) zu Flußsystem (z.B. Elbe) unterschiedlich, bestimmte Indikatoren innerhalb einer Berichtsperiode höher gewichtet zu können. Dies wäre der Fall, wenn beispielsweise einige Schadstoffkonzentrationen weit über dem langjährigen Durchschnitt liegen bzw. ökologische Schwellenwerte signifikant überschritten sind (vgl. auch Anhang II des zitierten EU-"Ökologierichtlinie" für Gewässer). Ökologische, "integrative" Indikatoren lassen sich somit nur konstruieren, wenn wissenschaftlich-normative oder politisch generierte Bewertungen einfließen können. Insofern stellen sich hier zukünftig auch besondere Anforderungen an die Transparenz der Methodik und impliziten Aussagen solcher Indikatoren.

Die skizzierten Ansätze betreffen das Indikatorensystem hier an einem wesentlichen Punkt. Bislang stehen ganz überwiegend **deskriptive** Indikatoren im Mittelpunkt (vgl. Abschnitt 4.10). Das Erfordernis - wie auch zugleich Problem - einer Zusammenführung mehrerer Einzelindikatoren eines Ökosystemtyps zu seiner umfassenden Charakterisierung wird indessen gesehen (siehe später Kapitel 12). Die Konstruktion aggregierter Indikatoren mittels bewertender, normativer Zwischenschritte legt **innovative** Verfahrensweisen bei den entsprechenden Arbeitsschritten nahe: Dabei wird eine Synthese zwischen naturwissenschaftlichen Erkenntnissen, statistisch-methodischen Kriterien und gesellschaftlichen Präferenzen notwendig.

Abschließend sei daran erinnert, daß es sich bei den Entwicklungen im Bereich Grundwasser, Boden und Gewässer um wünschbare Versuche handelt, die Umweltbeobachtung zu verbessern, die aber ihre **Bewährung** in der Praxis noch vor sich haben. Für eine Darstellung des Umweltzustandes über mehrere Berichtsperioden können hingegen Trends nur identifiziert werden, wenn zumindest historische Zeitreihen für Indikatoren vorliegen. Noch besser wäre natürlich deren Fortschreibung auch in die Zukunft. Es kann demnach mit denjenigen Indikatoren nur gearbeitet werden, die das Entwurfsstadium verlassen haben und für die in der Bundesrepublik kontinuierlich Daten verfügbar sind. Andererseits besteht Interesse, den Zustand des Naturvermögens mit wenigen integrativen Indikatoren dokumentieren zu können. Anzustreben wäre als mögliche Lösung eine Verortung bisheriger stofflicher und struktureller Indikatoren im Rahmen komplexer Indikatoren zur Funktionalität; beispielsweise, indem sie auf deren datenmäßiger „Basisebene“ einfließen zur Erfassung verschiedener Einzelmerkmale.³⁵⁹

9.8 Möglichkeiten zur Verbesserung der Datengewinnung

Die Arbeiten des Indikatorenprojektes stehen während der sich anschließenden **Implementierungsphase** in einem doppelten Spannungsverhältnis. Zum einen wird sich, wie in den vorausgehenden Abschnitten skizziert, die inhaltliche Indikatorendiskussion weiterentwickeln.³⁶⁰ Sie muß mit den bereits ausgewählten stofflichen Indikatoren verbunden werden. Insofern ergibt sich daraus ein Spannungsfeld zwischen der unumgänglichen praktischen Arbeit mit bestehenden Indikatoren und der erwartbaren Integration neuer Indikatoren (die vorhandene ergänzen oder substituieren werden), nicht zuletzt aufgrund der angestrebten Konstruktion von Indikatoren der ökologischen Funktion bzw. Integrität.

Das zweite Spannungsverhältnis resultiert einerseits aus dem **langfristigen** wissenschaftlichen **Konzept**, möglichst statistisch-repräsentative Aussagen über möglichst alle relevanten Ökosy-

³⁵⁹ Vgl. beispielsweise erste Zeile der Grafik in der Anlage 6.

³⁶⁰ Auch tragen die Ergebnisse dieses Vorhabens selbst mit zu einer Intensivierung dieser Diskussion bei.

stentypen und gewünschten räumlichen Ebenen (national sowie Standorttypen) sowie die Akzeptorbereiche Grundwasser und Atmosphäre zu erhalten. Dem stehen andererseits die unbefriedigende reale Datenlage in der Bundesrepublik gegenüber sowie die teils aufwendigen Aufbereitungsschritte bis zur Präsentation.

Im folgenden werden Möglichkeiten zur **Verbesserung der Datengewinnung** (im Sinne eines verbesserten Zugangs zu vorliegenden Daten) vorgestellt, die primär im Zuständigkeitsbereich von Politik und Administration liegen und die eine erste Umsetzungsphase erleichtern können. Diese wird sich aus pragmatischen Gründen zuerst auf Indikatoren konzentrieren, die vor allem über Bundes- und Bund-Länder-Programme der Umweltbeobachtung realisierbar sein dürften. Erst nach Erfahrungen mit der Auswertung dieser Programme, der etwaigen Kompatibilität mehrerer Programme bezüglich eines bestimmten Indikators und mit den erforderlichen Arbeitskapazitäten, ist an eine zweite Umsetzungsphase unter stärkerer Berücksichtigung von Länderdaten gedacht.

Wichtig erscheint zugleich, den **Prozeß** der Realisierung von Indikatoren in diesem Stadium als offen für situative Entwicklungen zu verstehen,³⁶¹ die auch das langfristige Ziel einer ökologischen Umweltbeobachtung (näheres in Kapitel 11) mitgestalten. Hierzu gehört insbesondere das institutionelle Wechselspiel zwischen verschiedenen Ministerien und wissenschaftlichen Einrichtungen, das letztlich die Indikatorenrealisierung - wie zum Teil bereits ihre Entwicklung - als Prozeß charakterisiert. Ferner sind Reaktionen seitens administrativer Einrichtungen des Bundes und der Länder, seitens der Politik oder der wissenschaftlichen Fachwelt auf die vorgestellten Ergebnisse erst einmal aufzunehmen. Dennoch macht es Sinn, sich einige **Optionen** zur Verbesserung des Datenzugangs für das Indikatorenprojekt zu vergegenwärtigen, die im Prinzip langfristig hilfreich für eine Realisierung sein können. Im Vordergrund stehen hier zwangsläufig Überlegungen zur Unterstützung stofflicher Indikatoren, sie sind von Fall zu Fall aber auch relevant für andere, vor allem strukturbezogene Indikatoren.

9.8.1 Zur Dokumentation von Beobachtungsprogrammen

Im Verlauf des Indikatorenprojekts, zuletzt nochmals während Vorbereitung und Durchführung der empirischen Phase, wurde immer wieder deutlich, wie wichtig eine ausreichende und aktuelle Dokumentation von **Meß- und Beobachtungsprogrammen** des Bundes sowie der Länder für ein Umweltindikatorensystem ist.

Erste Ansätze, bislang fehlende **Übersichten** zu erstellen, sind erkennbar. Sie befassen sich beispielsweise mit

- Dokumentationen im Rahmen des Aufbaus eines Umweltdatenkatalogs (UDK) auf Bundes- und Landesebene.
- Dokumentationen im Rahmen der Vorarbeiten zu einer "Integrierten Ökologischen Umweltbeobachtung" seitens des Umweltbundesamtes und des Bundesamtes für Naturschutz.

³⁶¹ Erkenntnisse der politikwissenschaftlichen Umweltforschung zeigen, daß dies durchaus ein wesentlicher Aspekt erfolgreicher Umweltpolitik sein kann. Ohne ein Gespür für den richtigen Zeitpunkt und sich bietende Akteurskonstellationen sinken auch die Realisierungschancen für Innovation, vgl. JÄNICKE/WEIDNER (1997).

Eine erste Dokumentation von Programmen auf Bundesebene ist inzwischen fertiggestellt.³⁶²

- Dokumentationen im Rahmen des Aufbaus von Bodeninformationssystemen in den Ländern.

Die Inhalte dieser und anderer Zusammenstellungen waren jedoch nicht vollständig und für die Fragestellungen des Indikatorenprojekts nicht ausreichend. Mit aus diesem Grund wurden die oben in Abschnitt 9.3 erwähnten - Befragungen zu Umweltbeobachtungsprogrammen in fünf Bundesländern durchgeführt.

Die Erhebung wurde durch Vorstellung und Diskussion der Projektziele sowie der im Fragebogen nachgefragten Inhalte bei den betreffenden Landesumweltbehörden vor Ort eingeleitet bzw. begleitet. Grundsätzlich war die Bereitschaft zur Ausfüllung der Fragebogen gegeben; bei zwei Bundesländern traten jedoch offensichtlich Kapazitätsprobleme auf, so daß bisher kein Rücklauf erfolgt ist. Dieser Teil der Machbarkeitsstudie hat gezeigt, daß schriftliche **Fragebogenerhebungen** arbeitsintensiv sowie zeitaufwendig, manchmal sogar langwierig sind. Dies sollte allerdings nicht zu dem Schluß führen, daß Fragebogenerhebungen generell nicht mehr verfolgt werden sollen. Vielmehr sollten die begonnen Arbeiten konsequent, aber in anderer Weise fortgesetzt werden. Dabei sollte die Tatsache berücksichtigt werden, daß anscheinend die Länder selbst - zumindest die fünf befragten Länder - an zentraler Stelle über keine EDV-gestützte Dokumentation ihrer Umweltbeobachtungsprogramme verfügen.

Mögliche Verbesserungen der **Datendokumentation** müssen sich deshalb - unter anderem - auf "Hilfsmittel"³⁶³ konzentrieren, die den Länderverwaltungen eine Übersichtserstellung zukünftig erleichtern können.

- Die bisher erzielten Ergebnisse sollten einem **Bund-Länder-Gremium** vorgestellt werden (z.B. Bund-Länder-Arbeitskreis Umweltinformationssysteme - BLAK UIS) mit dem Ziel, auch die anderen 11 bzw. 13 Bundesländer zur Bereitstellung von Übersichten zu motivieren.
- Die Kooperation könnte gestärkt werden, wenn den Ländern mit der Erhebung auch selbst ein **Instrument** zur Dokumentation an die Hand gegeben werden kann. Vorstellbar ist beispielsweise die Entwicklung geeigneter Softwarewerkzeuge,³⁶⁴ die es den Ländern ermöglichen, die Dokumentation selbst vorzunehmen und damit auch für eigene Zwecke zu nutzen. Ein derartiges Instrument zur Programmdokumentation fungiert quasi als "Vorleistungsinput", der seitens des Bundes angeboten würde. Auf Fragebögen im herkömmlichen Sinne könnte dann verzichtet werden, da sie in Form einer "elektronischen Maske" a) in allen Bundesländern und b) in gleicher Struktur zur Verfügung stünden. Schätzungsweise über einen Zeitraum von einem Jahr sollte die Erfassung durchgeführt werden und durch eine koordinierende Stelle mit Einführungsseminaren, Workshops etc. kontinuierlich begleitet werden. Die bisherigen Erfahrungen zeigten bereits, daß die zuständigen Umweltministerien oder Landesumweltämter mit der Bitte um Darlegungen zur Zielsetzung von Umweltzustandsindikatoren und der UGR insgesamt reagieren. Regelungsbe-

³⁶² UBA-Forschungsvorhaben Nr. 104-01-119: „Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes“.

³⁶³ Unter Berücksichtigung von Kapazitäten und Zuständigkeiten verschiedener Bundesministerien.

³⁶⁴ Einschließlich Recherche geeigneter vergleichbarer Vorhaben wird geschätzt, daß die Abstimmung und Entwicklung von Software-Werkzeugen einen Zeitaufwand von ca. sechs Monaten beansprucht.

dürftig wäre anschließend die periodische Abfrage von Programmen, die von den einzelnen Ländern betreut werden.

- Das Werkzeug selbst muß mit anderen vergleichbaren oder ähnlichen Dokumentationsvorhaben kompatibel sein: Deshalb ist zu überlegen, welche **Bündelung von Dokumentationsaktivitäten** sinnvoll ist, um den Arbeitsaufwand in den Behörden zu minimieren. Von Bedeutung ist insbesondere ein Projekt des UBA, das u.a. auch eine Dokumentation von Umweltbeobachtungsprogrammen auf Länderebene im Rahmen der "Integrierten Ökologischen Umweltbeobachtung" (getragen von UBA/Bundesamt für Naturschutz) beabsichtigt, die jedoch absehbar keineswegs flächendeckend Informationen bereitstellen wird. Daneben sind weitere Bund- bzw. Länder-Aktivitäten (Umweltdatenkatalog UDK, Catalogue of Data Sources der Europäischen Umweltagentur, Dokumentation von Umweltinformationssystemen des BLAK UIS usw.) auf ihre Nutzbarkeit bzw. Verknüpfung mit der Beobachtungsdokumentation hin auszuwerten. So enthalten etwa die Beschreibungen von Umweltdaten in der derzeitigen Version 3.0 des UDK zwar nicht umfassend die für die Belange des Indikatorensystems notwendigen Inhalte, sie ließen sich jedoch grundsätzlich in einer weiteren Version einbauen oder - als eigenständige Lösung - an den UDK anbinden. Zur Zeit wird eine Neukonzeption des UDK, Version 4.0, erstellt.

An dieser Stelle ist jedoch darauf hinzuweisen, daß eigene Arbeiten des Statistischen Bundesamtes zu einer Metadokumentation von Umweltbeobachtungsprogrammen im Rahmen der UGR, d.h. einer Gesamtrechnung, nicht vorgesehen sind und im Sinne der erwähnten Bündelung von Dokumentationsaktivitäten auch nicht sinnvoll wären.

9.8.2 Politisch-administrative Handlungsfelder

Je weiter das System der Umweltzustandsindikatoren konzeptionell ausgearbeitet ist, um so bedeutsamer werden die praktischen Fragen seiner Realisierung, mit anderen Worten: Die Machbarkeit der Indikatoren entwickelt sich von einem wissenschaftlichen Problem zu einem **organisatorischen** Problem. Hierfür sind geeignete Kapazitäten und Rahmenbedingungen erforderlich, ohne die ein kontinuierlicher Aufbau und Betrieb der Datengewinnung wie gleichermaßen der Datenverarbeitung nicht erfolgreich durchführbar ist. Die folgenden Überlegungen tragen zu einem administrativen Fundament der weiteren Realisierung von stofflichen Indikatoren bei. Das Fundament seinerseits bleibt nur stabil, wenn es politische und rechtliche Aspekte mit einschließt.

- Informationsmanagement

Ausgangspunkt bildet die Überlegung, daß die in Zukunft erforderliche, routinemäßige Herstellung von Aussagen über Niveau und Tendenz des Umweltzustandes eine **bundesweite** Datenbeschaffung erfordert, die aus Gründen

- a) der gewünschten Aussagen für Biotoptypen in Standorttypen und
- b) der nur von Fachbehörden durchführbaren Zuordnung von bestehenden Erhebungsdaten zu Biotoptypen in den Bundesländern

enge Kontakte mit einer Vielzahl von Umweltbehörden der Bundesrepublik einschließt. Berücksichtigt man ferner, daß die existierenden Datenbestände teilweise äußerst heterogen vorliegen (siehe etwa Abschnitt 9.3.3: Ergebnisse der Fragebogenerhebung) und vertiefte Kenntnisse des jeweiligen fachlichen Kontextes erfordern, dann empfiehlt sich ein **Informationsmanagement** im Rahmen des Indikatorensystems. Dies schließt Aspekte des Datenzugangs, der Methoden und der Datenverarbeitung mit ein. Entsprechende Personal- und Sachmittel hängen dabei von der gewählten Umsetzungsstrategie, dem avisierten zeitlichen Rahmen und den erforderlichen Qualifikationen ab. Insofern muß auch über eine eventuelle Einbeziehung bzw. Auslagerung an externe Forschungseinrichtungen oder geeignete private Unternehmen fallweise zu gegebener Zeit entschieden werden.³⁶⁵

- Elemente eines Informationsmanagements im Bund-Länder-Verhältnis:

Entscheidet man sich hinsichtlich der Realisierung stofflicher Indikatoren - trotz des beträchtlichen organisatorischen Aufwandes und der Heterogenität vorliegender Datenbestände, wie die Fragebogenerhebung in fünf Bundesländern gezeigt hat - für die **Einbeziehung von ausgewählten Sekundärdaten aus den Bundesländern**, würde die Berücksichtigung folgender Aspekte die notwendige Zusammenarbeit erleichtern:

Informationsaustausch auf Gegenseitigkeit

Den Bundesländern sollte eine **Gegenleistung** für die zur Verfügung gestellten Daten angeboten werden. Hierzu gehören sicherlich die veröffentlichten UGR-Ergebnisse bzw. gegebenenfalls Dokumentationsmaterialien über Umweltindikatoren. Da die kapazitätsmäßige Ausstattung, Datenlage und Motivation in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich sein kann, ist eine gewisse Flexibilität bei denkbaren Gegenleistungen angezeigt.

Fachliche Motivation

Die meisten Ansprechpartner in den Länderbehörden sind mit vielfältigen Aufgaben bereits ausgefüllt, teilweise sogar überlastet. Angesichts der eingeschränkten Haushaltslage kann mit Verbesserungen der personellen und technischen Ausstattung insgesamt nicht gerechnet werden. Im Rahmen des Indikatorenprojektes stellt sich damit die Frage, ob ein gewisser Aufwand - unter anderem für Reisen, Präsentationen, Informationsgespräche oder Veröffentlichungen - in Kauf genommen werden soll, um zumindest die Aufmerksamkeit für das UGR-Indikatorensystem zu erhöhen und darüber hinaus eine **Motivationsbasis** bei den Ansprechpartnern zu schaffen, selbst einen Beitrag zur Weiternutzung bestehender Umweltdaten leisten zu wollen. Dies betrifft unmittelbar die Frage einer Zuordnung von Meßnetzen oder Beobachtungsdaten zu Biotoptypen, gegebenenfalls zu Standorttypen. Die z.T. innovative Vorgehensweise des Indikatorenprojektes, seine angestrebten Aussagen - die Entscheidungen politischer wie gesellschaftlicher Akteure im Sinne des Nachhaltigkeitsprinzips unterstützen sollen - sind aber erfahrungsgemäß vermittelbar. Hier kann das Argument eine Rolle spielen, am Aufbau eines "zukunftsfähigen" Informationsinstrumentes beteiligt zu sein, auch gemessen an internationalen Vergleichsmaßstäben.

Zusammenarbeit mit "Pionier-Ländern"

³⁶⁵ Seitens Herrn Dr. Keitel, Mitglied des Beirats zum Indikatorensystem, kam der Vorschlag, beispielsweise Großforschungseinrichtungen mit der Koordination der Datengewinnung zu beauftragen.

Die Erfahrungen mit der Fragebogenerhebung legen den Schluß nahe, hinsichtlich der Datengewinnung zuerst mit denjenigen Bundesländern intensiver zu kooperieren, die von ihrer Ausstattung, der verwaltungsmäßigen Kontinuität und der Unterstützungsbereitschaft wichtiger Umweltsabteilungen her gesehen in der Lage sind, mit den insgesamt komplexen Anforderungen eines statistischen Indikatorensystems umzugehen. Im günstigsten Fall müssen vielleicht auch nicht alle jeweils relevanten Einrichtungen in jedem Bundesland kontaktiert werden: Da mit den Umweltzustandsindikatoren letztlich Aussagen über Biotoptypen (in Standorttypen) getroffen werden sollen, ist man auf Daten aus spezifischen Regionen bzw. Behörden nicht unbedingt angewiesen, wenn die erforderliche Belegungsdichte der Zielmatrixfelder auch anderweitig erreicht werden kann. Diese **pragmatische Vorgehensweise**, die sich angesichts knapper Ressourcen und hohem erforderlichen Aufwand bei der Etablierung des Indikatorensystems zwangsläufig am "Grenznutzen" gewonnener Informationen orientieren muß, bietet außerdem den Vorteil, daß bei der weiteren Einbeziehung von Daten immerhin auf "Vorreiter" verwiesen werden könnte.

Information der Fachgremien

Sobald das Konzept des Umweltindikatorensystems ein Stadium erreicht hat, das eine Diskussion in den **Fachgremien** auf Bund-Länder-Ebene (vor allem BLAK-UIS) bzw. in Länderarbeitskreisen wie der LAWA erlaubt, sollte das Expertenwissen solcher Gremien stärker einbezogen werden, beispielsweise im Hinblick auf den Entwicklungsstand neuer Umweltindikatoren oder auf Organisation und Management des erforderlichen Datenaustauschs. Denkbar erscheint auch, gezielt einige Unterarbeitskreise bei Bedarf anzusprechen, die sich mit ähnlichen Fragestellungen befassen, etwa den Arbeitskreis "Bodenbelastung" der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. Diese verfügen zudem über Erfahrungen, wie die Belange des Indikatorenprojektes weitergetragen werden können.

Bund-Länder-Vereinbarungen

Ein Überblick zu den Möglichkeiten, die Datenlage für stoffliche Indikatoren langfristig zu verbessern, wäre ohne Bezug auf bestehende Regelungen des **Datenaustauschs** zwischen **Bund** und **Ländern** unvollständig. Indessen liegen vor etwaigen offiziellen Abstimmungsverfahren eine Reihe wichtiger Entscheidungen, deren Ausgang zwangsläufig noch offen ist. Wenn also langfristig Länderdaten für die Realisierung stofflicher Zustandsindikatoren in größerem Umfang einbezogen werden sollten, so ist eine der wichtigsten Voraussetzungen hierfür zuerst die fachliche und institutionelle Akzeptanz des UGR-Konzepts, auf Bundesebene wie im Rahmen von Fachgremien der Länder. Auch stellt sich dann die Frage nach ausreichenden Kapazitäten des Indikatorenprojektes wohl neu.

Immerhin wurde im Zusammenhang mit Abstimmungen hinsichtlich des Themas "**Grunddaten**katalog", bei dem es um den Datentransfer zwischen Bundesländern und Bundesbehörden für nationale und internationale Berichtszwecke geht, bereits eine Verwaltungsvereinbarung getroffen. Erfahrungen im Umgang mit der Heterogenität von Beobachtungsprogrammen sind hier ebenfalls von Bedeutung. Ein aktuelles Instrument zur Dokumentation von Umweltdaten und des Datenaustauschs nach dem Grunddatenkatalog ist dabei der **Umweltdatenkatalog** (UDK). Der UDK ist ein Metainformationssystem zur Beschreibung

und Lokalisierung³⁶⁶ von Umweltdaten in der öffentlichen Verwaltung. Es wurde 1991-1995 vom Niedersächsischen Umweltministerium im Rahmen eines Forschungsvorhabens entwickelt, die Entwicklung wurde durch eine aus zehn Bundesländern bestehende Länderkooperation unterstützt. Diese Kooperation wurde 1996 mit Inkrafttreten einer Verwaltungsvereinbarung UDK durch eine Bund-Länder-Kooperation abgelöst. Die Verwaltungsvereinbarung haben bislang 13 Länder und der Bund unterzeichnet. Der UDK des Bundes und der Länder soll auch in die internationalen Entwicklungen zu einem "Catalogue of Data Sources" (CDS) der Europäischen Umweltagentur und in das globale System der G-7-Staaten "Global Environmental Information Locator Service" (GELOS) einfließen. In diesem Zusammenhang sind wiederum die erwähnten Aktivitäten des Umweltbundesamtes zur Dokumentation von **Umweltbeobachtungsprogrammen** auf Bundes- und Länderebene von Bedeutung. Eine erste Dokumentation von Programmen des Bundes konnte inzwischen abgeschlossen werden, mit einer weiteren Phase zur Dokumentation von Länderprogrammen soll noch 1997 begonnen werden (vgl. Abschnitt 9.6.1). Nach den Plänen des Umweltbundesamtes werden diesbezügliche Dokumentationen auch im UDK zur Verfügung stehen bzw. darüber zugänglich gemacht werden.

Neben diesen wichtigen querschnittsorientierten Aktivitäten zur Dokumentation und zum Austausch von Umweltdaten sind auch thematisch orientierte Aktivitäten wie die Koordination der Informationssysteme der Länder beim Bodenschutz sowie die Regelungen im geplanten Bundesbodenschutzgesetz zum **Austausch** von bodenbezogenen Daten zwischen Bund und Ländern zu berücksichtigen (§ 19 im Referentenentwurf).

³⁶⁶ Dies schließt auch die Beantwortung folgender Fragestellungen ein: Wo liegen die Daten vor? Wer ist Ansprechpartner?

TEIL IV: SCHLUSSFOLGERUNGEN

10 Zusammenfassung und Umsetzung des Indikatorensystems

10.1 Eignung der allgemeinen Konzepte und der Indikatorenlisten

In Teil III wurden die Ergebnisse der praktischen Umsetzung des Indikatorensystems in den Pilot- bzw. Machbarkeitsstudien für die drei Perspektiven Funktionalität, Struktur und Stoffe dargestellt. Die Unterscheidung der drei Blickwinkel hat sich dabei nicht nur als dem derzeitigen Forschungsstand adäquat bewährt. Sie war auch unter pragmatischen Gesichtspunkten, wie Datenverfügbarkeit und Bearbeitungskontext, sinnvoll. Infolge ihrer getrennten Bearbeitung stellt sich jedoch abschließend die Frage, ob sich die allgemeinen Konzepte des Indikatorensystems im Rahmen der Teststudie auch als geeignet für eine **Zusammenfassung der drei Blickwinkel** erwiesen haben.

Im Hinblick auf die **allgemeinen Konzepte** des Indikatorensystems steht dabei weniger die Frage nach ihrer generellen Eignung für eine Umweltzustandsdarstellung im Vordergrund. Da die Konzepte im Laufe des Projekts gereift sind, ergeben sich hierzu derzeit aus den Tests auch keine neuen Erkenntnisse. Allenfalls kann man sagen, daß sich die Teile, die völliges Neuland darstellten - wie die Bildung von Standorttypen durch eine Clusteranalyse -, nach den bisher vorliegenden Ergebnissen der Tests konzeptionell weitgehend als sinnvoll herausgestellt haben. Die entscheidende Frage bei den allgemeinen Konzepten ist die der Umsetzbarkeit bzw. des Differenzierungsgrads. Dieser Aspekt wird daher in den Abschnitten 10.2 bis 10.5 differenzierter thematisiert.

Die in Teil III abschließend zusammengestellten **Indikatorenlisten** stehen für den Wissensstand am Ende des Indikatorenprojekts. Sie enthalten für **Struktur und Stoffe** ein im Prinzip umsetzbares Set deskriptiver Indikatoren, das geeignet ist, den Umweltzustand in Deutschland national und in den meisten Fällen darüber hinaus auch nach räumlichen Einheiten differenziert darzustellen. Im Vergleich zur Indikatorenliste zu Beginn der Testphase haben sich in einigen Bereichen Änderungen bzw. Differenzierungen durch die Tests ergeben.

Bei den **Funktionalitätsindikatoren** liegt ein entsprechend operationalisiertes Indikatorenset derzeit noch nicht vor. Hier erscheinen zunächst Weiterentwicklungen der Modelle, insbesondere aber auch definitorische Präzisierungen der Indikatoren sowie teilweise eine Standardisierung der Meßmethoden notwendig. Auch die Konzentration der Messungen auf die vorhandenen Forschungsräume erlaubt jedoch auf absehbare Zeit keine im statistischen Sinne repräsentative Aussage über die Funktionalität von Ökosystemen in Deutschland. Trotzdem ist es aus zwei Gründen sinnvoll und notwendig, den Blickwinkel der Funktionalität mit gleicher Intensität wie die der Stoffe und Struktur weiterzuerfolgen:

- Die Entwicklung der Funktionalitätsindikatoren birgt das Potential der Synthese, d.h. die immer noch sehr hohe Zahl der deskriptiven Indikatoren durch eine inhaltliche Verschmelzung bzw. Auflösung der drei Blickwinkel weiter zu reduzieren.
- Stoffliche und strukturelle Indikatoren lassen sich im vorliegenden Konzept zwar auf gleiche Darstellungseinheiten wie Ökosystemtypen beziehen. Will man dann aber nicht bei der isolierten Interpretation der einzelnen Indikatoren für einen Ökosystemtyp stehen bleiben, sind

die Funktionalitätsgesichtspunkte (bzw. die Ergebnisse der Ökosystemforschung) eine wichtige Voraussetzung für eine sinnvolle, zusammenfassende Ergebnisinterpretation.

Aber auch im Hinblick auf die stofflichen und strukturellen Indikatoren kann die Entwicklung des Indikatorensystems nicht als abgeschlossen gelten. Vielmehr handelt es sich um einen Prozeß stetiger **Weiterentwicklung**, Ergänzung und Überarbeitung unter Berücksichtigung neuer Erkenntnisse und Erfahrungen. Der jetzige Stand stellt daher einen ersten Schritt auf diesem Wege dar, der als sinnvoller Startpunkt für die Umsetzungsarbeiten zu verstehen ist. Diskussionen mit Datennutzern und politische Diskussionsschwerpunkte, wissenschaftliche Fortschritte bei der Indikatorenbildung, der Ausbau und die Entwicklung von Erhebungsinstrumenten - z. B. durch das Umweltbundesamt, das Bundesamt für Naturschutz, die Bundesländer - sowie Erfahrungen bei der Implementierung des Systems und der Interpretation der Daten sind Elemente, die im Rahmen der anstehenden Umsetzungsarbeiten sicherlich Schwerpunktsetzungen und auch den Grad der Änderungen bzw. Weiterentwicklungen beeinflussen werden. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß der Zwang zur Praxis - d.h. insbesondere die Darstellung von Ergebnissen für das gesamte Bundesgebiet und die Darstellung von Trends - die Einbeziehung von Umweltzustandsindikatoren in die UGR eher zu einem konservativen Instrument macht. Neue Forschungsrichtungen und Erkenntnisse, die sich zunächst in Forschungsprojekten niederschlagen, können erst dann als Indikatoren umgesetzt werden, wenn zu ihrer Quantifizierung dauerhafte, konsistente und auf die Gesamtfläche Deutschlands übertragbare Beobachtungsprogramme eingeführt sind. Vorab können neue Erkenntnisse allenfalls bei der Interpretation der vorhandenen Indikatoren Berücksichtigung finden.

Offen ist auch noch, wie sich die **Umweltindikatorenberichterstattung in Deutschland** auf der Basis des Indikatorenprojekts des Umweltbundesamts in Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (siehe Abschnitt 1.2) entwickeln wird und ob hier eine weitere Abstimmung der Indikatoren³⁶⁷ auf nationaler Ebene sinnvoll erscheint. Durch die Aufnahme des Bezugs zu Umweltthemen/-problemen für jeden Indikator (siehe Abschnitt 4.7) in das vorliegende Konzept sind hierfür Vergleichs- und Entwicklungsmöglichkeiten gegeben.

Zusammenfassend läßt sich damit sagen, daß das Ziel, im vorliegenden Projekt konsistente Konzepte zur Einbeziehung von Umweltqualitätsaspekten in die UGR zu entwickeln, trotz mancher Probleme im Detail nach eigener Einschätzung und gemessen an realistischen Erwartungen zufriedenstellend erreicht wurde. Dieser Eindruck stützt sich zum einen auf die Diskussionen mit Experten im Rahmen der Erarbeitung der Konzepte. Bei den stofflichen Indikatoren fanden beispielsweise Fachgespräche mit mehreren Vertretern aus verschiedenen Fachabteilungen des Umweltbundesamtes statt. Präsentationen der Konzepte erfolgten zudem für die Ansprechpartner in den Umweltbehörden der Bundesländer Berlin, Brandenburg, Thüringen und Baden-Württemberg. Entsprechende Kontakte ergaben sich beim Aufbau der Ökologischen Flächenstichprobe. Zum anderen wurden auch Diskussionen zum Gesamtkonzept in verschiedenen wissenschaftlichen Veranstaltungen mit Teilnehmern unterschiedlicher Fachrichtungen bestätigt. So hat eine kleine Expertengruppe, bestehend aus fünf projektexternen Mitgliedern, die Arbeiten ständig begleitet und wichtige inhaltliche Beiträge geliefert. Darüber hinaus wurden die Konzepte des Indikatorensystems in größerem Zusammenhang insbesondere in folgenden externen Expertengruppen vorgestellt und diskutiert:

³⁶⁷ Das dürfte im wesentlichen Stoffindikatoren betreffen, die im UBA/ISI-Ansatz den Schwerpunkt bilden.

- Workshop zu Umweltzustandsindikatoren in den UGR,
- Beirat zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung,
- Eurostat/UNECE-Work Session on Methodological Issues in Environment Statistics,
- Arbeitskreis naturschutzorientiertes Monitoring des BfN (Teilnehmer: Landesanstalten für Umweltschutz),
- Fachgespräch „Ökologie - Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“ des BMU im April 1997,
- Arbeitsgruppe „Physical Accounts for Land Cover /Land Use and Related Changes in Artificiality of Land and Biodiversity“ im Rahmen eines Projekts für Eurostat.

Entsprechend haben die Diskussionen auf diesen unterschiedlichen Arbeitsebenen auch zur Entwicklung der Konzepte beigetragen. Mit den Konzepten wird sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene in den Gesamtrechnungen eine Lücke gefüllt. Für die weiteren Arbeiten steht damit eine Art konzeptionelles Handbuch zur Orientierung der Arbeiten zur Verfügung, das in seiner Funktion durchaus mit den entsprechenden Handbüchern in anderen Bereichen der Gesamtrechnungen verglichen werden kann.³⁶⁸

10.2 Bausteine einer Ergebnispräsentation

Bevor man zu Umsetzungsüberlegungen übergeht, erscheint es sinnvoll, sich zusammenfassend vor Augen zu führen, welches Aussehen ein Berichtssystem auf der Basis der vorliegenden Konzepte haben könnte. Dabei erfolgt an dieser Stelle eine Beschränkung auf strukturelle und stoffliche Indikatoren, da nur für sie kurz- bzw. mittelfristig eine Umsetzung mit Ergebnissen auf Bundesebene realistisch erscheint (zur nach wie vor wichtigen Rolle der Funktionalitätsindikatoren siehe insbesondere Abschnitte 10.1 und 11). Geht man von einer **Veröffentlichung vom Typ „Fachserie“** aus, die ein Standardprodukt für Veröffentlichungen in den UGR bzw. in der amtlichen Statistik darstellt, so liegt folgender genereller Aufbau zur Darstellung des Umweltzustandes (idealtypisch) nahe:

- **Flächenbilanzen** zum Vorkommen von Landschaften (im Sinne von Bodenbedeckungstypen) und Ökosystemtypen, die soweit wie möglich um „Strombilanzen“, die Änderungen zwischen zwei Zeitpunkten differenzierter zeigen, ergänzt werden.
- **Übersichtsdarstellung zu Umweltqualitätsindikatoren auf aggregierter, nationaler Ebene**
 - allgemeine Trends zur Entwicklung der Landschaftsqualität - differenziert nach drei Bodenbedeckungstypen (landwirtschaftlichen Flächen, Wälder und naturnahen Flächen/Feuchtfleichen) - anhand von Strukturindikatoren;
 - Struktur- und Stoffindikatoren für Hauptökosystemtypen (Wattenmeer, Gewässer, Agrarökosystemtypen, Waldökosystemtypen, sonstige naturnahe Ökosystemtypen) bzw. Ökosystemtypen in tieferer Gliederung ohne weitere regionale Differenzierung;
 - nationale Ergebnisse für Umweltbestandteile (Akzeptorebene III: Atmosphäre, Boden, Grundwasser usw.); ergänzend eventuell auch ein auf Umweltthemen/-probleme bezogener Überblick, ergänzt um entsprechende Daten aus anderen UGR-Themenbereichen.

³⁶⁸ Die allgemeinen Konzepte (siehe Abschnitte 1-4) bewegen sich auf einem Abstraktionsgrad, wie er sich ähnlich zum Beispiel auch im SEEA der Vereinten Nationen wiederfindet.

- Systematische Darstellung der Umweltqualitätsindikatoren auf einer **Mesoebene**
 - Ergebnisse auf der Landschaftsebene (Strukturindikatoren zur Landschaftsqualität) nach Standorttypen und acht Naturräumen;
 - Struktur- und Stoffindikatoren für Ökosystemtypen nach Standort- bzw. Landschaftstypen und acht Naturräumen.

- Differenzierte Darstellung von **Einzelindikatoren**
 - Ergebnisse mit indikatorspezifischen Raumgliederungen (z. B. hydrogeologische Raumeinheiten im Grundwasserbereich oder Wuchsgebiete bei Waldindikatoren);
 - Ergebnisse mit einer tieferen sachlichen Gliederung der Indikatoren (z. B. Differenzierung des Waldzustands nach Baumarten, soweit diese im Indikator nicht abgebildet sind).

Die **ersten drei Punkte** bilden den unverzichtbaren **Kern** einer Umweltzustandsdarstellung in den UGR. Die differenzierte Darstellung von Einzelindikatoren ist in einer Gesamtrechnung im Grunde verzichtbar. Sie wurde jedoch mit aufgenommen, weil es Fälle wie den Akzeptor Grundwasser gibt, bei dem nach den vorliegenden Überlegungen einiges dafür spricht, daß der Akzeptor nicht sinnvoll nach Standorttypen untergliederbar ist. Bei Bedarf einer Gliederung läge hier die ergänzende Einbeziehung hydrogeologischer Raumeinheiten nahe. Zudem erscheint es sinnvoll, indikatorspezifische, detailliertere Informationen bei der Kommentierung von Entwicklungen im Zeitablauf zumindest auf der Arbeitsebene (wenn nicht bei der Darstellung) im Auge zu haben.

Der hierarchische Aufbau dieser Form der Ergebnispräsentation hat den grundsätzlichen Vorteil, daß die von Stufe zu Stufe differenzierter werdenden Ergebnisse auch in Form einer **Datenbank** mit unterschiedlichen Ebenen präsentiert werden können. Entsprechende Arbeiten erscheinen jedoch derzeit noch verfrüht und sollten von Fortschritten und Erfahrungen bei der Umsetzung abhängig gemacht werden.

Die Gegenüberstellung dieses Veröffentlichungsprogramms mit den Listen zu strukturellen und stofflichen Indikatoren und den Erkenntnissen der Testphase macht deutlich, daß noch **zwei Problembereiche** thematisiert werden müssen, bevor in Abschnitt 10.5 eine Umsetzungsstrategie entwickelt werden kann:

1. Auf welchem Niveau der Ökosystemtypen- und Standorttypengliederung können strukturelle und stoffliche Indikatoren einheitlich dargestellt werden?³⁶⁹ Welche Erfolgsaussichten einer Umsetzung bestehen hier kurz- bis mittelfristig?
2. Wie ist die hohe Zahl der Indikatoren im Rahmen der Umweltqualitätsdarstellung zu beurteilen?

³⁶⁹ Streng genommen könnte man hier auch die Bodenbedeckungsgliederung einbeziehen. Diese stellt aber insofern kein Problem dar, als auf der Landschaftsebene bisher nur strukturelle Indikatoren vorgesehen sind, ein gemeinsames Gliederungsniveau zwischen strukturellen und stofflichen Indikatoren somit nicht gefunden werden muß. Die Untergliederung der Bodenbedeckungstypen wird daher im wesentlichen die Unterscheidung von landwirtschaftlichen Flächen, Wäldern und naturnahen Flächen/Feuchflächen umfassen.

Auf diese beiden zentralen Fragen soll in den folgenden Abschnitten 10.3 und 10.4 eingegangen werden.

10.3 Gemeinsame Darstellungsebenen für Stoffe und Struktur

Eine der zu untersuchenden Grundfragen des vorliegenden Projekts war, inwieweit sich mit der Umsetzung der ÖFS und der sekundärstatistischen Auswertung stofflicher Daten eine ökosystemzentrierte und gleichzeitig die standörtlichen Gegebenheiten berücksichtigende Umweltzustandsdarstellung im Rahmen der UGR auch kurz- bis mittelfristig aufbauen läßt. Die Frage einer gemeinsamen Darstellungsebene für Stoff- und Strukturindikatoren stellt sich somit insbesondere im Hinblick auf die Differenzierung der Ökosystemtypen und der Standorttypen. Dabei ist die Beurteilung im Hinblick auf die **Ökosystemtypen** schwieriger.

Kein Problem ergibt sich auf der Ebene der **Flächenbilanzen**, für die aufgrund des hierarchischen Aufbaus der Ökosystemgliederung (Übersicht 5.1.2-2) auf der Basis der ÖFS sowohl die 27 Ökosystemtypen als auch die 6 Hauptökosystemtypen darstellbar sind.³⁷⁰

Für die **strukturellen Indikatoren** ist die Gliederungsebene der 27 Ökosystemtypen der Ebene der 6 Hauptökosystemtypen eindeutig vorzuziehen. Dies hat im wesentlichen drei Gründe:

1. Die Liste der Biotopqualitätsindikatoren zeigt, daß sie für die 18 wichtigsten Ökosystemtypen ermittelbar sind.³⁷¹
2. Bei den erfaßten Ökosystemen zeigt sich zudem, daß auch innerhalb der Hauptökosystemtypen die Struktur der einzelnen Ökosysteme zu unterschiedlich ist, um die Biotopqualität unter strukturellen Gesichtspunkten fachlich sinnvoll mit denselben Merkmalen abzubilden.³⁷² Eine Aggregation des Merkmals Biotopqualität für Hauptökosystemtypen erscheint daher mit deskriptiven Mitteln nicht möglich.³⁷³
3. Weitere Einschränkungen bestehen zudem bei Flora- und Fauna, die zum Teil lediglich spezielle Repräsentanten für einzelne Ökosystemtypen betreffen.

Etwas anders sind die Probleme bei den **stofflichen Indikatoren** gelagert. Grundsätzlich erscheint es hier denkbar, daß für alle Ökosystemtypen eines Hauptökosystemtyps in der Regel die gleichen Indikatoren verwendet werden.³⁷⁴ Schwierigkeiten ergeben sich hier eher aus der Datenlage. Insgesamt ergibt sich, daß zwar die Hauptökosystemtypen Wattenmeer und Waldökosysteme abgedeckt werden können. Bei den Hauptökosystemtypen im Bereich der Gewässer, der Agrarökosysteme und der sonstigen naturnahen Ökosysteme liegen aber letzt-

³⁷⁰ Eine Einschränkung kann sich allenfalls darauf beziehen, daß die ÖFS die bebauten Flächen zunächst nicht einbeziehen soll, die gesamte Fläche Deutschlands mithin nur auf dem gröberen Niveau der Bodenbedeckungseinheiten darstellbar ist.

³⁷¹ Für Wattflächen und Außenstände (Gliederungsnummer 10), Quellen (25), Strände u.ä. (50), Höhlen und Stollen (56), Felsen u.ä. (57), Einzelbäume u.ä. (58) sowie die sonstigen technischen Ökosystemtypen (60-62) werden auf der Biotopqualitätsebene derzeit keine Qualitätsmerkmale, sondern nur Kontrollmerkmale bzw. keine Merkmale erfaßt. Teile der Hauptökosystemtypen werden somit nicht mit Biotopqualitätsindikatoren abgedeckt.

³⁷² Bereits so „ähnliche“ Biotoptypen wie Ackerflächen und Weinberge werden ausschließlich mit unterschiedlichen Qualitätsmerkmalen dargestellt. Theoretisch wäre es auch denkbar zu untersuchen, inwieweit in der ÖFS verstärkt gleiche Merkmale in den Typen eines Hauptökosystemtyps untersucht werden können. Erste Überlegungen zeigen jedoch, daß dieser Weg nicht entscheidend weiterhilft.

³⁷³ Weiterhelfen könnte hier allenfalls eine Bewertung.

³⁷⁴ Bei Gewässern und sonstigen naturnahen Ökosystemgruppen dagegen sind biotoptypische spezifische Indikatoren zum Teil sinnvoll.

lich nur für ausgewählte Ökosystemtypen Daten vor.³⁷⁵ Für diese Hauptökosystemtypen kann folglich keine Gesamtaussage gemacht werden, es sei denn die fehlenden Teile können plausibel geschätzt werden oder sind so klein, daß sie das Gesamtergebnis nicht merklich tangieren. Somit verbleibt nur die Darstellung der Ebene von ausgewählten Ökosystemtypen. Zeigen sich unter diesen Voraussetzungen für die ausgewählten Ökosystemtypen in der Entwicklung gleiche bzw. ähnliche Trends, so kann daraus bei der Interpretation auf die Entwicklung des Indikators im Hauptökosystemtyp geschlossen werden. Inwieweit die Ökosystemtypen dergestalt als „Repräsentanten“ für den Hauptökosystemtyp herangezogen werden können, kann allerdings erst die empirische Umsetzung zeigen. Entscheidend dürfte hierbei sein, welchen Anteil an der Fläche des Hauptökosystemtyps die ausgewählten Typen abdecken und wie einheitlich die Trendaussagen innerhalb eines Hauptökosystemtyps sind.³⁷⁶

Im Hinblick auf eine Untergliederung nach **Standorttypen** ist das weitere Vorgehen einfacher. In den bisher durchgeführten Tests und bei der Bildung der Standorttypen wurden zwei Ebenen unterschieden: 5 Landschaftstypen sowie 28 Standorttypen. Dabei hat sich gezeigt, daß es nach den bisherigen Erfahrungen aus Sicht des Indikatorenprojekts naheliegt, im Rahmen der Überarbeitung der Standorttypen zu versuchen, die Zahl auf 20-25 Standorttypen zu reduzieren und bei der Bildung von Landschaftstypen alternative Vorgehensweisen zu testen. Im Rahmen der Darstellung der Umweltqualität auf der Mesoebene sollte versucht werden, die Ergebnisse nach Standorttypen zu differenzieren. Für die aus der OFS abgeleiteten Strukturindikatoren ist das auch möglich. Bei den stofflichen Indikatoren muß allerdings bei sekundärstatistischem Vorgehen und ohne einen weiteren, methodisch mit den vorliegenden Bundes- und Bund-/Länderprogrammen konsistenten Ausbau der Meßprogramme damit gerechnet werden, daß die Indikatoren aufgrund der geringen Anzahl der Meßstellen vielfach allenfalls nach Landschaftstypen differenzierbar sind, zum Teil vielleicht sogar auf eine standörtliche Differenzierung verzichtet werden muß. Genau kann das für jeden Indikator erst im Rahmen der Implementierung entschieden werden³⁷⁷. Es zeichnet sich aber ab, daß eine gemeinsame Gliederungstiefe für die meisten Indikatoren zunächst eher bei den Landschaftstypen liegen könnte und zusätzlich die strukturellen und einige stoffliche Indikatoren nach Standorttypen untergliedert werden.

Zusammenfassend ergibt sich folgender **Gesamteindruck**:

- Die Darstellungsebene der **Flächenbilanzen** ist für alle Bodenbedeckungstypen und Ökosystemtypen abbildbar. Dabei können die Ergebnisse sowohl nach Hauptökosystemtypen und Ökosystemtypen als auch nach Landschafts- und Standorttypen differenziert werden. Sie stehen allerdings nicht in Form jährlicher Zeitreihen, sondern nur in mehrjährigen Abständen zur Verfügung. Dies erscheint im Hinblick auf die Dynamik der tatsächlich vorkommenden Änderungen angemessen.

³⁷⁵ In Übersicht 5.1.2-2 sind bereits die Ökosystemtypen fett hervorgehoben, für die derzeit nach einer groben Abschätzung bestenfalls mit Daten zu stofflichen Indikatoren zu rechnen ist.

³⁷⁶ Ein weiteres Problem ist durch die nichtzufällige Auswahl der Meßstellen in vielen stofflichen Programmen denkbar. Wenn bei der Anlage des Meßprogramms nur sehr selektiv bestimmte Untertypen eines Ökosystemtyps gewählt wurden, so kann dies zu zusätzlichen Repräsentativitätsproblemen führen.

³⁷⁷ Hierbei muß zwischen Indikatoren, die interpolierbar sind und bei denen damit tiefere Untergliederungen denkbar sind, und nicht interpolierbaren Indikatoren unterschieden werden. Bei letzteren ist die Zahl der Meßstellen entscheidend.

- Bei den Übersichtsdarstellungen zu **Umweltqualitätsindikatoren auf nationaler Ebene** stehen im Hinblick auf die Ökosystemgliederung die Ökosystemtypen im Vordergrund.³⁷⁸ Die Hauptökosystemtypen dienen als gliederndes Element; nur bei Waldökosystemen und Wattenmeer ist der Nachweis von Ergebnissen auf der Ebene der Hauptökosystemtypen problemlos denkbar. Mit Strukturindikatoren können zumindest die 18 bedeutsamen Ökosystemtypen abgebildet werden, bei den stofflichen Indikatoren ist eine stärkere Selektion der Ökosystemtypen notwendig. Während bei den strukturellen Indikatoren mit der ÖFS zukünftig eine Periodizität von fünf Jahren angestrebt wird, sind bei den stofflichen Indikatoren teilweise kürzere Berichtsintervalle (ein bis zwei Jahre) denkbar.
- Bei der Darstellung der **Umweltqualitätsindikatoren auf der Mesoebene** für Ökosystemtypen in Standorttypen gilt im Hinblick auf die Ökosystemgliederung dasselbe wie auf der nationalen Ebene. Während bei den strukturellen Indikatoren sowohl eine Differenzierung nach Landschaftstypen als auch nach Standorttypen in der Regel möglich sein dürfte, muß bei den stofflichen Indikatoren damit gerechnet werden, daß insgesamt auch bei einer Einbeziehung von Länderdaten eher eine Differenzierung nach Landschaftstypen als nach Standorttypen realistisch erscheint, zum Teil möglicherweise auch eine Differenzierung nach Landschaftstypen bereits schwierig wird.

10.4 Anzahl der Indikatoren

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß die meisten der vorliegenden Umweltindikatorensysteme ihren ursprünglich erhobenen Anspruch, Umweltprobleme oder den Umweltzustand mit wenigen, aussagefähigen Indikatoren abzubilden, nicht oder nur unzureichend einlösen können. Diese Einschränkung gilt auch für die vorliegenden Vorschläge am Ende dieses Projekts. Läßt man die Flächenbilanzen außer Acht, so ergibt sich im Hinblick auf die **Zahl der Indikatoren** folgendes Bild:

- Die Ergebnisse auf der Landschaftsebene werden anhand von derzeit jeweils etwa 10 Indikatoren³⁷⁹ für drei Bodenbedeckungstypen (landwirtschaftliche Flächen, Wälder und naturnahe Flächen einschließlich Feuchtgebiete) dargestellt.
- Die Ökosystemqualität wird je Ökosystemtyp derzeit mit
 - 1 aggregierten Indikator für Biotopqualität bzw. durchschnittlich etwa 4 einzelnen Indikatoren,
 - 21 Indikatoren zur Flora,
 - 4 Indikatoren zur Fauna je Artengruppe und
 - 15 - 20 stofflichen Indikatoren abgebildet.
- Für die nicht auf Ökosysteme bezogenen Umweltbestandteile der Akzeptorebene III (Atmosphäre und Grundwasser) werden insgesamt 15 Indikatoren vorgeschlagen.

In den vorangehenden Abschnitten wurde bereits verdeutlicht, daß aus fachlichen Erwägungen insbesondere noch eine **Reduktion** der Indikatoren zu **Flora und Fauna** im Rahmen des Indi-

³⁷⁸ Die anderen Darstellungsbereiche werden von diesem Problem nicht tangiert.

³⁷⁹ In Übersicht 8.11-1 sind acht Indikatoren enthalten, zu zwei Indikanda sollen alternative Indikatoren noch entwickelt werden. Für Wald und naturnahe Bodenbedeckungstypen wird von einer ähnlichen Anzahl wie in der Agrarfläche ausgegangen.

katorensystems erfolgen soll.³⁸⁰ Dies erscheint im Rahmen der Projektlaufzeit nicht mehr möglich, da erst jetzt zu Projektende die Ergebnisse zur Artenebene der ÖFS vorliegen, diese jedoch eine der Voraussetzungen für eine sinnvolle fachliche Diskussion und Selektion sind. Doch auch wenn eine weitere fachliche Selektion unter den Flora- und Fauna-Indikatoren stattfindet, so muß von mindestens 30 Indikatoren je Ökosystemtyp ausgegangen werden.

Dieses Bild einer sehr hohen Anzahl von Indikatoren relativiert sich natürlich dadurch etwas, daß in den Landschafts- bzw. Ökosystemtypen **zum Teil die gleichen Indikatoren** genutzt werden. Bei den strukturellen Indikatoren zur Biotopqualität und zur Artenausstattung sind die Indikatoren so weit wie möglich angeglichen, bei den stofflichen Indikatoren werden insgesamt 59 unterschiedliche Indikatoren zur Qualitätsdarstellung vorgeschlagen. Dabei ist allerdings auch zu berücksichtigen, daß ein Indikator zur Darstellung mehrerer Stoffe (Beobachtungsvariable) genutzt werden kann.

Die **Gründe** für die relativ hohe Indikatorenzahl sind darin zu sehen, daß zum einen die Umweltqualität zu komplex ist, als daß sie auf einer deskriptiven Ebene leicht und konsensfähig auf einige wenige Darstellungsbereiche bzw. Indikatoren reduziert werden kann (siehe z. B. Merkmale zur Biotopqualität). Zum anderen ist es methodisch auch innerhalb der einzelnen Darstellungsbereiche oft schwierig, entweder konsensfähig einen Indikator auszuwählen oder unterschiedliche vorhandene Indikatoren zu einem Indikator zu aggregieren.

Die relativ hohe Indikatorenzahl muß aber vor dem Hintergrund **unterschiedlicher Verwendungszwecke** der Umweltqualitätsindikatoren bewertet werden. In einem Gesamtrechnungssystem wie den UGR, das nicht nur auf hoher nationaler Aggregationsebene, sondern auch auf einer Mesoebene Informationsbereitstellung anstrebt, stellt die vorliegende Indikatorenzahl nicht per se ein Problem dar. Einerseits sind für eine offene und transparente Diskussion über die Bewertung der Entwicklung des Umweltzustands umfassendere Beschreibungen mit deskriptiven Indikatoren eine Voraussetzung. Andererseits sind Gesamtrechnungen fachlich auf einer mittleren Ebene differenziert, um für unterschiedliche Verwendungszwecke und verschiedene Konsumenten nutzbar zu sein. Der Anspruch eines komprimierten, leicht überschaubaren Systems mit wenigen, aussagekräftigen Indikatoren für politische Entscheidungsprozesse wird damit aber nicht obsolet. Vielmehr bleibt er bestehen, um auch Nicht-Umweltexperten einen Zugang zu dieser schwierigen Materie zu eröffnen, damit sie in anderen Politikbereichen und allgemeinen demokratischen Prozessen der Willensbildung ihren Niederschlag finden kann. Entscheidend für die Relevanz der Informationen ist, daß ihr Aggregationsniveau der Ebene angepaßt sein muß, auf der die politisch-gesellschaftlichen Verhandlungen stattfinden. Hier ist jedoch bislang eine gravierende Disparität festzustellen: Während beispielsweise für ökonomische Sachverhalte hochaggregierte Indikatoren vorliegen (Sozialprodukt, Preisindex usw.), fehlt Vergleichbares für die Umwelt. Daher sollte die Entwicklung von Aggregationsverfahren weiterhin ein wichtiges Arbeitsfeld bilden.

10.5 Umsetzungsüberlegungen

Die im vorliegenden Projekt entwickelten Konzepte und Vorschläge sind Ausgangspunkt für eine Implementierung der Umweltzustandsdarstellung in den UGR. Bei den folgenden Imple-

³⁸⁰ Das bedeutet nicht, daß diese Informationen in der Ökologischen Flächenstichprobe, die ja auch über das Indikatorensystem hinaus als Grundlage für naturschutzfachliche Auswertungen herangezogen werden soll, gestrichen werden.

mentierungsüberlegungen wird im wesentlichen von den derzeit für diesen Themenbereich **vorhandenen Personalkapazitäten** ausgegangen. Wo zusätzliche Mittel erforderlich sind, wurden diese im Rahmen des Projekts abgeschätzt. Der Bedarf wird im folgenden entsprechend erläutert.

Eine erster Schritt wird die Überarbeitung der **Standort- und Landschaftstypengliederung** sein, um Verbesserungsvorschläge der Experten und die Erfahrungen bei der Auswertung der ÖFS zu integrieren. Dieser Schritt ist noch für das Jahr 1997 geplant.

Zu den **Bodenbedeckungseinheiten** aus CORINE Land Cover wird die Veröffentlichung von Daten für Deutschland in Kürze erfolgen. Auf sie kann dann flächendeckend zurückgegriffen werden.³⁸¹

Von zentraler Bedeutung für die Umsetzung der vorliegenden Konzepte ist die Einführung der **Ökologischen Flächenstichprobe**. Nur mit diesem Instrument besteht derzeit die Aussicht, für Deutschland repräsentativ die Ökosystemtypen als zentrale Darstellungseinheiten einer ökologischen Umweltbeobachtung zu erfassen und die Struktur von Landschaft und Ökosystemen bezüglich der Bereiche Landschaftsqualität, Biotopqualität und Artenvorkommen zu beschreiben. Im Hinblick auf strukturelle Aspekte erscheint es derzeit denkbar, die Vielfalt der Natur im Hinblick auf Landschaften und Ökosysteme umfassend darzustellen. Stoffliche Betrachtungen sind zwar genauso unverzichtbar, sie haben aber - allein schon aus Kostengründen - zumeist einen deutlich selektiveren Charakter. Insofern ist aus Sicht einer nationalen Umweltzustandsdarstellung die Kombination aus Ökologischer Flächenstichprobe und sekundärstatistischer Auswertung stofflicher Daten pragmatisch und mittelfristig durchaus auch weiterhin eine sinnvolle Strategie.

Kritischer Punkt der ÖFS ist der zusätzliche **Finanzbedarf**. Die Kosten für eine ÖFS lassen sich grob auf der Basis des vorliegenden Konzepts abschätzen. Nach den bisher vorliegenden Erkenntnissen zeichnet sich folgender Kostenrahmen ab:

- Für die Ebene I (**Landschafts- und Biotopqualität**) wird aus fachlicher Sicht von mindestens 800 Stichprobeneinheiten (Flächen von je 1 km²) im nichturbanen Raum ausgegangen. Die Kosten für Vorbereitung, Durchführung mit einem Begeher pro Stichprobeneinheit und Auswertung der Erhebung dürften sich auf etwa 3,7 Mill. DM für einen Erhebungsdurchgang belaufen. Dabei sind Kontrollerhebungen und eine intensive Begleitung der Feldarbeit bereits berücksichtigt, nicht jedoch eine denkbare Qualitätsverbesserung durch Teams von zwei Begehern je Stichprobeneinheit. Derzeit wird davon ausgegangen, daß ein Erhebungsdurchgang alle fünf Jahre sinnvoll ist. Gemittelt über diesen Zeitraum ergibt das 0,74 Mill. DM pro Jahr.
- Für die Erhebung des fachlichen Minimalprogramms bei der **Flora** (Ebene II) wird derzeit von Kosten für Vorbereitung, Durchführung und Auswertung in Höhe von 3,5 - 4,2 Mill. DM pro Erhebungsdurchgang bei einem Kartierer je Plot ausgegangen. Auch bei der Flora wird eine Periodizität von einem Erhebungsdurchgang alle fünf Jahre für sinnvoll gehalten, was zu Kosten von etwa 0,8 Mill. DM pro Jahr führt.

³⁸¹ Derzeit werden Konzepte zu einer Fortführung und Aktualisierung entwickelt. Dabei wird auch überlegt, inwieweit dabei auf das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS) zurückgegriffen werden kann. Möglicherweise liegt hier ein Potential für eine mittelfristig bessere Einbeziehung des urbanen Bereichs in die Umweltzustandsdarstellung. Siehe DEGGAU (1995).

- Die Erfassung der **Fauna** ist methodisch der schwierigste und der teuerste Teil der ÖFS. Ein Minimalprogramm aus fachlicher Sicht, das im Hinblick auf den Bedarf an repräsentativen Daten und den Detaillierungsgrad der Erfassung von Biotopen und Flora adäquat wäre, erscheint hier aus finanzieller Sicht unrealistisch. Daher liegt ein stufenweiser Aufbau mit Teilprogrammen **nahe**, der auch genutzt werden könnte, um die Tragfähigkeit der Methoden besser abzusichern. Für eine erste Stufe (Revierkartierung der Vögel in den Stichprobeneinheiten, Heuschrecken in drei verschiedenen Grünlandbiotoptypen) ist mit Kosten in Höhe von etwa 3 Mill. DM zu rechnen, was etwa 0,6 Mill. DM pro Jahr entspricht. Weitere fachlich sinnvolle Ausbaustufen (Tagfalter, Laufkäfer, Ausweitung der untersuchten Biotoptypen) führen schnell in Kostenbereiche von über 10 Mill. DM.

Erste Schätzungen ergeben somit einen **gesamten Finanzierungsbedarf** von jährlich rund 1,5 Mill. DM für Biotope und Flora. Bezieht man bei der Fauna nur ein erstes Teilprogramm ein, so erhöht sich der Betrag auf etwa 2,0 Mill DM pro Jahr. Das Bundesamt für Naturschutz und das Statistische Bundesamt beabsichtigen, ihre im Rahmen dieses Projekts eingeführte Arbeitsgruppe zur Ökologischen Flächenstichprobe auch weiterhin fortzuführen und sich in nächster Zeit gemeinsam um die Finanzierung und Umsetzung der ÖFS zu bemühen.

Sollte die Durchführung einer ÖFS grundsätzlich befürwortet werden, der Finanzierungsbedarf aber zu hoch sein, so wäre ein **stufenweiser Aufbau**, der nur mit Teilprogrammen anfängt, sinnvoll. Welcher Kompromiß aus fachlichen Einschränkungen (beispielsweise nur Erhebung der Ebene I oder von Ebene I und Flora, geringerer Differenzierungsgrad bei nichturbanen Räumen bzw. Standorttypen) und welche Einschränkungen des Erhebungsumfanges (Anzahl der Stichprobeneinheiten bzw. Plots) dabei sinnvoll sein könnten, kann erst nach differenzierterer Auswertung der Pilotstudie im Hinblick auf dann vorgeschlagene Einschränkungen und auf der Basis intensiver Diskussionen mit denkbaren Geldgebern und Konsumenten entschieden werden.

Auch bei der Umsetzung der **stofflichen Indikatoren** liegt aufgrund des Arbeitsumfangs ein stufenweiser Aufbau nahe. Allerdings führt das sekundärstatistische Vorgehen zu anders gelagerten Vorgehensweisen bzw. Prioritäten. Voraussetzung für das sekundärstatistische Vorgehen ist eine akzeptable und für den vorliegenden Verwendungszweck hinreichend genaue **Dokumentation der Beobachtungsprogramme**. Hier wurden im Laufe des Projekts überrasschend große Lücken festgestellt, die für die vorliegenden Aufgaben nur unter großem Aufwand durch eigene Aktivitäten geschlossen werden konnten. Entsprechende Lücken wurden auch in anderen Projekten als nachteilig empfunden. Daher haben sich teilweise parallel zum vorliegenden Vorhaben die Dokumentationsarbeiten zu stofflichen Programmen seitens des Umweltbundesamtes auch im Hinblick auf Länderprogramme deutlich verstärkt.³⁶² Diese Arbeiten sollten zukünftig im Rahmen des Aufbaus der Umweltzustandberichtserstattung in den UGR genutzt werden. Eigene Arbeiten zu Metadokumentationen im Rahmen der UGR sind nicht vorgesehen und wären alleine für diesen spezifischen Zweck auch nicht effizient. Sie können sich im Rahmen einer Gesamtrechnung allenfalls auf selektive Aspekte einzelner Programme beschränken, bei denen aus der Sicht des UGR-Indikatorenprojekts ein spezifischer Informationsbedarf besteht.

Bei Versuchen einer kurzfristigen Umsetzung der derzeit vorgeschlagenen Liste der stofflichen Indikatoren sind **drei wichtige Aspekte** zu beachten:

³⁶² Siehe hierzu insbesondere Kapitel 11.

1. Zum einen sprechen die Arbeiten im vorliegenden Projekt mit stofflichen Daten dafür, sich bei Umsetzungsversuchen in einer ersten Phase auf **Bundes-** bzw. koordinierte **Bund-Länder-Programme** zu konzentrieren. Bei den länderspezifischen Programmen besteht eine sehr starke Heterogenität der Erfassungsmethoden, Erhebungsinhalte, Periodizitäten und Intentionen der Beobachtungsprogramme. Die Einbeziehung länderspezifischer Programme erscheint daher nur begrenzt möglich und ist nach den vorliegenden Erfahrungen mit einem sehr hohen Aufwand verbunden. Entsprechende Länderdaten sollten daher im Rahmen kurz- bis mittelfristiger Umsetzungsversuche nur in wenigen, ausgewählten Fällen als Ergänzung herangezogen werden. Auswahlkriterien hierfür sollten einerseits die politische Relevanz der Indikatoren, andererseits aber auch die Datenverfügbarkeit und der Aussicht auf Erfolg (angesichts der Methodenunterschiede) sein. Bei einigen Indikatoren führt der Verzicht auf Länderdaten zu deutlichen Einschränkungen der Möglichkeiten, nach Standort- bzw. Land-schaftstypen zu differenzieren. In dem Maße, wie die laufenden bzw. angestoßenen Diskussionen um Methodenharmonisierungen Erfolg haben, sind zukünftig Ausweitungen möglich.
2. Zum anderen wurden in die Liste auch Indikatoren aufgenommen, die zwar im Sinne der „Bottom-Up-Philosophie“ verfügbar sind, zu denen aber bisher nur in wenigen, ausgewählten Bundesländern Daten vorliegen. Diese Indikatoren sind damit zwar im Hinblick auf ihre generelle Umsetzungsfähigkeit und die Interpretation getestet, sie stellen aber für ein nationales Indikatorensystem nur **wünschbare Indikatoren** dar. Voraussetzung einer Einbeziehung ist hier mittel- bis langfristig der Aufbau umfassenderer, konsistenter Beobachtungsprogramme auf Bundesebene bzw. ein koordiniertes Vorgehen der Bundesländer. Der Aufbau von Bundesprogrammen bzw. die Koordination von Länderprogrammen ist im stofflichen Bereich bei der Darstellung der Umweltqualität primär Aufgabe des Umweltbundesamtes. Aus Sicht der UGR sind entsprechende Bestrebungen inhaltlich zu unterstützen. Die Qualität einer Gesamtrechnung hängt letztlich immer von den Fortschritten und Ergebnissen im Bereich der Basisdaten ab.
3. Die notwendige Zuordnung der **Meßstellen** in stoffbezogenen Programmen zu **Biotoptypen und Standorttypen**, die im Sinne der Konzepte erforderlich ist, dürfte bei Programmen auf Bundesebene bzw. Bund-Länder-Programmen in der Regel machbar sein. Auch für die Länderprogramme ist eine Zuordnung nach Biotoptypen für nahezu alle Indikatoren möglich. Sie kann jedoch für einen großen Teil der Indikatoren - in der Machbarkeitsstudie II lag der Anteil bei etwa 40 % - nur von den Bearbeitern dieser Beobachtungsprogramme selbst vorgenommen werden. Daher ist insbesondere die Aufbauphase bei den stofflichen Indikatoren mit zusätzlichen Belastungen für die Projektbearbeiter verbunden, die nach den Erfahrungen im Projekt einen erhöhten Zeitbedarf erfordern. Die Notwendigkeit, Einzeldaten zu bearbeiten, führt zudem bei einigen Länderprogrammen zu rechtlichen und fachlichen Bedenken der Datenweitergabe. Auch die Reichweite von Interpolationsverfahren für eine typbezogene Ergebnisdarstellung ist noch nicht endgültig abgeklärt.

Offensichtlich ist, daß diese kurz- bis mittelfristigen Umsetzungsstrategien mit den längerfristigen Zielen und Anforderungen konform sein sollten, was auch eine **verstärkte Zusammenarbeit** mit den zuständigen Bundesbehörden bzw. Bund-Länder-Arbeitskreisen voraussetzt. Entsprechende Kontakte sollten insbesondere mit dem Umweltbundesamt und dem BLAK-UIS gestärkt werden, um auch die Akzeptanz der vorliegenden Umsetzungsarbeiten zu fördern.

Die **Kosten der Umsetzung** bei stofflichen Indikatoren hängen stark von der geplanten Umsetzungsgeschwindigkeit ab. Insgesamt bietet sich hier eine vorsichtige Strategie an, bei der zunächst anhand der Implementierung erster Indikatoren aus Bundes- bzw. Bund-Länder-Programmen weitere praktische Erfahrungen bei der technischen Umsetzung, den Organisationsproblemen und im Hinblick auf die Möglichkeiten der Ergebnispräsentation gesammelt werden sollen. Für einen entsprechenden Einstieg würde eine zusätzliche wissenschaftliche Fachkraft zunächst ausreichen.

Bei den **Funktionalitätsindikatoren** muß das Schwergewicht der Umsetzung in nächster Zeit auf einer intensiven Zusammenarbeit mit der Ökosystemforschung liegen, um die noch bestehenden Operationalisierungsdefizite zu überwinden. Einige Vorschläge zu diesem Punkt, die sich im Laufe der Projektarbeit herauskristallisierten, werden in Abschnitt 11 zur Weiterentwicklung der Ökologischen Umweltbeobachtung präzisiert.

Auch für den Fall, daß in nächster Zeit **keine Daten** aus der **Ökologischen Flächenstichprobe** zur Verfügung stehen, sollen die Umsetzungsarbeiten begonnen werden. Es kann dann allerdings in einem ersten Schritt nur eine sehr vereinfachte Variante der Umweltzustandsdarstellung in den UGR realisiert werden. Diese würde aus den Elementen Überarbeitung der Standorttypen, Darstellung von Strukturaspekten mit den Bodenbedeckungsergebnissen aus CORINE Land Cover³⁸³ und Umsetzung der stofflichen Indikatoren³⁸⁴ bestehen. Insofern wird in jedem Fall eine sukzessive Integration der Projektergebnisse in die laufende Berichterstattung der UGR angestrebt. Solange das Modell der nachhaltigen Entwicklung für gesellschaftliche Diskussionsprozesse relevant bleibt, muß das Ziel der schrittweisen Verbesserung der Integration von Angaben zum Naturvermögen in die UGR im Sinne der in diesem Projekt ausgearbeiteten Konzepte bestehen bleiben.

Ergänzend zu den kurz- bis mittelfristigen Umsetzungsüberlegungen von Stoff- und Strukturindikatoren stellt sich die Frage, wie eine **mittel- bis langfristige** Einbeziehung von **Funktionalitätsaspekten** angegangen werden könnte. Dies berührt zugleich die Frage nach der Beziehung des vorliegenden Konzepts zu alternativen Varianten einer ökosystemorientierten Umweltbeobachtung aus Bundessicht. Entsprechende Überlegungen bzw. Vorschläge werden im folgenden Kapitel 11 entwickelt.

11 Vorschlag für die Weiterentwicklung der ökologischen Umweltbeobachtung

11.1 Varianten einer ökologischen Umweltbeobachtung

Spätestens seit der **Forderung** des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen von 1990 nach einer ökosystemaren, d.h. integrierenden, sektorübergreifenden Umweltbeobachtung in Deutschland³⁸⁵ besteht theoretisch der Konsens, daß ein derartiges System aufzubauen ist. Zu-

³⁸³ Entsprechende Strukturindikatoren müßten auf dieser Ebene erst noch definiert und getestet werden.

³⁸⁴ In dieser Variante wäre zu testen, ob die stofflichen Indikatoren - trotz aller damit verbundenen theoretischen und praktischen Unzulänglichkeiten bzw. Schwierigkeiten - anstatt auf Ökosystemtypen auf Bodenbedeckungseinheiten bezogen werden sollten.

³⁸⁵ DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1990).

letzt fand diese Einsicht ihren Niederschlag in der Formulierung des Entwurfs zur BNatSchG-Novelle, wonach eine entsprechende „**ökologische Umweltbeobachtung**“ als Aufgabe von Bund und Ländern per Gesetzesauftrag wahrzunehmen ist. Die konkreten Schritte dazu – sowohl hinsichtlich der Konzepte als auch hinsichtlich des erforderlichen Aufwands – sind aber nach wie vor weitgehend offen. Die politischen Entscheidungsträger streben eine medienübergreifende ökologische Gesamtschau durch die Verknüpfung vorhandener physikalisch-chemischer Meßprogramme an, wobei aber der Aufwand für ergänzende Erhebungen möglichst gering bleiben soll.

Seit 1990 hat es **konzeptionelle Weiterentwicklungen** gegeben, so z.B. das Projekt des Umweltbundesamtes (UBA) zur ökosystemaren Umweltbeobachtung als Pilotprojekt am Beispiel der Biosphärenreservate³⁸⁶ als direkte Konsequenz aus der entsprechenden Forderung des SRU. Gleichzeitig finanzierte das Bundesforschungsministerium seit mehreren Jahren entsprechende ökosystemare Grundlagenforschungen von Universitäten und Forschungsverbänden ebenso wie die hier vorgelegte Arbeit am Umweltindikatorenprojekt. Weitere Aktivitäten auf Bundesebene finden sich im Schwerpunkt Umweltbeobachtung des UBA und beim Bundesamt für Naturschutz (BfN), das die „Naturschutzorientierte Beobachtung“³⁸⁷ als in die Umweltbeobachtung zu integrierenden Teilbereich vorantreibt.³⁸⁸ Mit dem Projekt zur Entwicklung eines Umweltindikatorensystems wurde – ohne daß dieses Ergebnis von vorneherein absehbar gewesen wäre – als Kuppelprodukt der Formulierung von Indikatoren die Zusammenarbeit verschiedener mit der Umweltbeobachtung befaßter Institutionen gestärkt, was dazu beitragen kann, die angestrebte ökologische Umweltbeobachtung konzeptionell und praktisch weiterzuentwickeln. Ursprünglich als Instrument zur internen Verwendung für die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen und deren Erfordernisse der Umweltberichterstattung gedacht, eignen sich die Ergebnisse des Projekts auch als Beitrag zur Strukturierung der integrierten Umweltbeobachtung.

Von den in entsprechenden Zusammenhängen von verschiedenen Institutionen gebrauchten Begriffen „Ökosystemare Umweltbeobachtung“, „Integrierte Umweltbeobachtung“, „Ökologische Umweltbeobachtung“ oder „Naturschutzorientierte Umweltbeobachtung“ wird hier aus Gründen der Vereinheitlichung der Begriff „**ökologische Umweltbeobachtung**“ zur Beschreibung des gewünschten Sachverhalts gewählt, da er so auch im Entwurf zur Novelle des BNatSchG verwendet wird. Dabei ist nicht immer ganz klar, ob diese Begriffe in der jeweiligen Literatur als Synonyme verstanden werden oder ob sich damit unterschiedliche Vorstellungen verbinden.

Grundsätzlich sind folgende **inhaltliche Varianten** mit unterschiedlichem Integrationsgrad beim Aufbau einer ökologischen Umweltbeobachtung denkbar:

- **Variante I “ Status Quo“:** Die Ergebnisse aus den bestehenden sektoralen Meßnetzen und aus unterschiedlichen Beobachtungsräumen werden bei einer Ergebnisdarstellung und Bewertung im Rahmen der Umweltberichterstattung im Hinblick auf eine integrierte Betrachtung interpretativ miteinander in Beziehung gebracht, ohne daß wesentliche Änderungen von Meßprogrammen erfolgen und ohne daß ein einheitlicher räumlicher bzw. sachlicher Bezug besteht. Auch zusätzliche Kosten entstehen nicht. Dies entspricht letztlich dem be-

³⁸⁶ Siehe SCHÖNTHALER et al. (1994) und HILS/KÖPPEL (1997).

³⁸⁷ BOFN (1996).

³⁸⁸ Auch auf Länderebene gibt es Ansätze zu einer integrierten Umweltbeobachtung, z.B. in Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein, in Zukunft auch Brandenburg, siehe auch Abschnitt 3.2.

reits gebräuchlichen Verfahren in vielen Veröffentlichungen; es handelt sich um einen mehr oder minder verbesserten Status quo mit einem neuen Etikett. Sektorbezogene Daten sind zusammengestellt, ohne daß konsistente, einheitliche Definitionen der Beobachtungsobjekte bzw. vergleichbare Raumbgliederungen vorliegen. Der Integrationsgrad ist gering, von integrierter Umweltbeobachtung kann also nicht zu Recht gesprochen werden. Allerdings gibt es auch bei den sektoralen Meßnetzen einige Ansätze für sinnvolle Verknüpfungen von Einzeldaten.³⁸⁹ Zur Analyse vorhandener Verknüpfungsmöglichkeiten wird im Umweltbundesamt derzeit ein Forschungsvorhaben durchgeführt.³⁹⁰

- **Variante 2 „Integration auf der Typusebene“ (Darstellungsebene):** Es werden sachlich einheitliche Beobachtungsobjekte und räumlich einheitliche Bezugsflächen für die nationale Ebene definiert und für die Umweltbeobachtung benutzt. Als sachlich einheitliche Beobachtungsobjekte für eine ökologische Umweltbeobachtung dienen die Ökosysteme (als Modelleinheiten) bzw. die Biotope (als deren in der Realität pragmatisch abgrenzbare Erscheinungsform). Die Beobachtungseinheiten werden mittels eines Biotoptypenschlüssels typisiert. Als räumlich einheitliche Bezugseinheiten werden Standorttypen gebildet.³⁹¹ Soweit es möglich ist, werden für diese Variante die bestehenden Meßprogramme zu Stoffen, die in unterschiedlichen Beobachtungsgebieten liegen, genutzt, indem die dort gewonnenen Informationen auf einheitliche Darstellungseinheiten³⁹² übertragen und somit für den Typ und nicht für das konkret erfaßte Objekt dargestellt werden. Eine Integration der verschiedenen Beobachtungsperspektiven erfolgt also bei der Darstellung. Für Darstellungsmerkmale, die in der Umweltbeobachtung für die nationale Ebene bislang fehlen (physische Struktur als Ergänzung zu Stoffen), ist es bei dieser Variante notwendig und unverzichtbar, in beschränktem Umfang neue Erhebungsinstrumente in einem statistisch repräsentativen Beobachtungsnetz einzusetzen. Eine „Integration“ aller Darstellungsmerkmale findet in Variante 2 auf der Typusebene der klassifizierten Beobachtungsobjekte und Bezugsräume statt, indem auf Basis von in verschiedenen Räumen gewonnenen Daten ein so weit wie möglich integriertes Gesamtbild vom Zustand der Ökosysteme erzeugt wird. Im Gegensatz zum Status quo der Variante 1 ergibt sich also durch einheitliche Abgrenzungen ein Modell, das die sektoralen Ergebnisse auf der Typusebene aufeinander beziehen und darstellen kann und damit dem Optimum einer integrierenden Umweltbeobachtung deutlich näher kommt.
- **Variante 3 „Integration auf der Objektebene“ (Erfassungsebene):** Hier setzt die Integration bereits bei der Erfassung an. Die Darstellungsmerkmale werden modellmäßig verknüpft und am identischen Beobachtungsobjekt im gleichen Raum erfaßt und auch hierfür dargestellt. Dies ist bisher bei der Konzeption für eine ökosystemaren Umweltbeobachtung des UBA und den Ansätzen der Ökosystemforschungszentren theoretisch angestrebt bzw. der Fall. Diese Konzeption bildet einen wissenschaftlich-fachlichen Ansatz für die Erweiterung der Umweltbeobachtung zu einem Instrument der Frühwarnung und Erfolgskontrolle, das den hohen Ansprüchen des SRU-Sondergutachtens „Allgemeine Ökologische Umweltbeobachtung“ von 1990 und weiteren fachlichen Erfordernissen gerecht wird. Zusätzlich zu

³⁸⁹ Siehe z.B. die Entwicklungen zur Methodenharmonisierung im Luftbereich mittels der VDI-Richtlinie oder die Verknüpfung von Messungen zur Immissionsbelastung durch Schwermetalle in Moosen mit den Depositionsdaten des UBA-Luftmeßnetzes. Siehe UMWELTBUNDESAMT (1995f).

³⁹⁰ Umweltbundesamt F+E-Vorhaben 108 01 126 „Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten von Bund und Ländern zu einem Umweltbeobachtungssystem“ (Laufzeit 8/1997 bis 7/1998). Dieses F+E-Vorhaben baut auf den Ergebnissen des Vorläufervorhabens 104 01 119 „Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes - Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts“ (Abschlußbericht 1997, unveröffentlicht) auf.

³⁹¹ Zu Standorttypen siehe Abschnitt 6.

³⁹² D.h. Biotoptypen in Standorttypen, siehe Abschnitt 8.

Variante 2 werden also bei Variante 3 in einem statistisch möglichst repräsentativen Meßnetz Primärerhebungen zu allen Umweltbeobachtungsperspektiven gleichzeitig durchgeführt. Dies bedeutet, daß relativ aufwendige, modellgestützte Meß- und Beobachtungsprogramme in einer ausreichenden Anzahl von Räumen neu eingerichtet werden. Die zu messenden Parameter werden so ausgewählt, daß sie einen direkten Bezug zueinander haben, für Ökosysteme entscheidende Beobachtungsgrößen sind und durch ihre modellmäßige Verknüpfung auf der Objektebene eine integrierte Umweltbeobachtung im eigentlichen Sinne gewährleisten. Die Ergebnisse können direkt und kausal aufeinander bezogen werden, die Sektoralität ist aufgehoben. Zur Zeit werden derartige integrierte Meß- und Beobachtungsprogramme nur für sehr wenige ausgewählte Beobachtungsobjekte und Beobachtungsräume durchgeführt (siehe hierzu auch Abschnitt 3.2 zum Ökologischen Leitbild „Ökosystemintegrität“).

Zum Vergleich der drei Varianten seien hier noch einige Überlegungen zur theoretischen Fundierung, den Aussagemöglichkeiten, der Datenverfügbarkeit und der Repräsentativität angefügt. Die **theoretische Fundierung** der Varianten 1 und 2 besteht derzeit zumeist nur durch auf den Darstellungsgegenstand bezogene Teiltheorien und weniger durch vollständige, ökosystemar orientierte Ansätze; hier ist die Variante 3, die vor dem Hintergrund ökosystemarer Modelle arbeitet, am zufriedenstellendsten. Sobald jedoch vom ökosystemaren Ansatz her (Funktionalitäts-) Indikatoren hinreichend konsensfähig formuliert sein werden, ist es denkbar, diese in Variante 2 oder gar 1 aufzunehmen, auch wenn deren Erhebung dann noch nicht in gemeinsamen Räumen erfolgt.

Hinsichtlich der **Aussagemöglichkeiten** bewegt sich die Variante 2 auf der Typusebene, die Variante 3 auf der Objektebene. Variante 1 hat hier kein einheitliches Modell im Hintergrund und bezieht mehr oder weniger unsystematisch sowohl Typus- als auch Objektinformationen ein. Für eine wissenschaftliche Kausalanalyse bietet Variante 3 sicherlich die besten Möglichkeiten, da Kausalanalysen auf der Basis einzelner Ökosysteme durchgeführt werden können. In einer vergrößerten Form, d.h. auf der Basis von Durchschnittswerten und zum Aufzeigen allgemeinerer Zusammenhänge, sind kausal orientierte Betrachtungen wegen der einheitlichen Objekt- und Raumgliederungen auch in Variante 2 möglich, allerdings nur auf der Typusebene. Deutlich unzulänglicher ist diesbezüglich Variante 1. Insoweit sind die ersten beiden Varianten eher als Beobachtungsmodelle, weniger als Analysemodelle zu gebrauchen. Die Unterschiede zwischen den Varianten sind hier insbesondere bei denjenigen Umweltproblemen gravierend, die einen nationalen bzw. regionalen Bezug haben. Bei der Darstellung globaler Probleme sind sie geringer.

Für Variante 1 ist die **Datenverfügbarkeit** mit dem Status quo gegeben, für Variante 2 ist die Ergänzung durch die Primärerhebung der Ökologischen Flächenstichprobe, d.h. zur Erfassung von Merkmalen der physischen Struktur, sinnvoll und notwendig. Daneben sind aber auch für stoffliche Daten schwierige sekundärstatistische Zurechnungen auf Ökosystemtypen notwendig. Für Variante 3, für die noch kaum Daten vorliegen, sind weitere Primärerhebungen zur Bildung von Indikatoren der Funktionalität erforderlich.

Unter Hinweis auf die allgemeinen Anmerkungen zur Repräsentativität (siehe Abschnitt 4 zu den generellen Konzepten) und vor dem Hintergrund, daß ein nationales Berichtssystem mit einer entsprechenden Raumgliederung angestrebt ist, ist die **Repräsentativität** der Aussagen bei Variante 1 aus statistischer Sicht von Merkmal zu Merkmal unterschiedlich bzw. nicht gegeben. Variante 2 bietet eine wesentliche Verbesserung, indem neue Primärdaten zur physi-

schen Struktur von Landschaft und Ökosystemen statistisch repräsentativ erhoben werden. Die Repräsentativität in der Variante 3 ist zwar wünschenswert, aber aus organisatorischen und finanziellen Gründen nicht zu erreichen, sofern Repräsentativität in einem statistischen Sinn so verstanden wird, daß eine Stichprobe (Auswahl) ein verkleinertes Abbild einer genau abgrenzbaren Grundgesamtheit liefern soll. Dabei ist Repräsentativität in diesem Sinn letztlich immer im Hinblick auf die angestrebten Aussagen (Merkmale) und einen vertretbaren Genauigkeitsgrad für den Schluß von der Stichprobe auf die Grundgesamtheit zu beurteilen. Dieser statistische Repräsentativitätsbegriff ist nicht identisch mit dem Repräsentativitätsbegriff bei der Auswahl von Beobachtungsräumen auf der Basis geowissenschaftlicher Verfahren, bei denen Einheiten ausgewählt werden, für die Aussagen möglichst weitgehend extrapolierbar sein sollen.³⁹³

Aus diesen allgemeinen Überlegungen läßt sich für den Aufbau einer ökologischen Umweltbeobachtung, die für Deutschland möglichst aussagefähige und statistisch repräsentative Ergebnisse liefern soll, ableiten, daß die Umsetzung von Variante 3 in einer genügend großen Anzahl von Beobachtungsräumen die Ideallösung wäre. Sie ist aber kurz- und mittelfristig wegen hohem Koordinierungsbedarf und der Kosten nicht realisierbar. Andererseits ist klar, daß Variante 1 dem Anspruch der ökologischen Umweltbeobachtung nicht gerecht wird und daher nicht akzeptabel ist. Daher müssen Wege gefunden werden, die einerseits den Aussagegrad der Umweltbeobachtung erhöhen, andererseits kurz- und mittelfristig in finanzieller und organisatorischer Hinsicht umsetzbar erscheinen. Die Ergebnisse des vorliegenden Projekts zeigen, daß Variante 2 einen sinnvollen und notwendigen Beitrag auf dem langfristig avisierten Weg zu einer optimierten ökologischen Umweltbeobachtung liefern kann:

- Es wird eine grundlegende Verbesserung gegenüber dem Status quo der Variante 1 erreicht.
- Mit der statistisch repräsentativen Erfassung von Ökosystemen in Deutschland liefert die Ökologische Flächenstichprobe erstmals Informationen zum Vorkommen von Ökosystemen, d.h. zu den sachlichen Aussageeinheiten einer ökosystemaren Umweltbeobachtung. Sie ist somit unverzichtbar für alle Integrationsbemühungen hinsichtlich einer ökologischen Umweltbeobachtung, die den Anspruch auf nationale Repräsentativität nicht aufgeben wollen. Ihre Durchführung setzt allerdings eine entsprechende Zahlungsbereitschaft der Datennutzer voraus.
- Bei strukturellen Merkmalen, für die wenig vergleichbare nationale Daten verfügbar sind, ergibt sich durch die Primärerhebung für Merkmale der physischen Struktur (Ökologische Flächenstichprobe) eine entscheidende Verbesserung der Datenlage. Bei stofflichen Daten scheint zunächst eine vergleichsweise kosteneffiziente sekundärstatistische Auswertung hinsichtlich repräsentativer Aussagen möglich zu sein. Die Aussagekraft ist dabei jedoch z. T. eingeschränkt. Vielfach sind die Beobachtungsergebnisse der stofflichen Meßnetze aufgrund ihrer sektoralen Aufgabenstellung hinsichtlich der medienübergreifenden Beobachtung von Umweltproblemen nicht aussagefähig.³⁹⁴
- Bei stofflichen Indikatoren werden durch diese Variante ergänzende, zusätzliche Aussagemöglichkeiten aufgezeigt, da sie durch Ökosystembezug besser im Zusammenspiel mit

³⁹³ Zu letzteren sind insbesondere die Aktivitäten des Umweltbundesamtes zur Auswahl von repräsentativen Gebieten (Hauptforschungsräume) im Rahmen der Aktivitäten zur Ökosystemforschung und Umweltprobenbank des Bundesumweltministeriums zu rechnen. Siehe hierzu insbesondere ELLENBERG/FRÄNZLE/MÖLLER (1978), FRÄNZLE et al. (1987), LEWIS et al. (1989). Die Möglichkeiten und Aussagegrenzen unter Repräsentativitätsgesichtspunkten der Ansätze zur Variante 3 sollen im Zuge der weiteren Konkretisierung und Umsetzung eines ganzheitlichen Ansatzes für ein Umweltbeobachtungsprogramm untersucht werden (F+E-Vorhaben des UBA 108 01 126 „Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten von Bund und Ländern zu einem Umweltbeobachtungssystem“, Laufzeit 8/1997 bis 7/1998).

³⁹⁴ Siehe z.B. auch BARTELS et al. (1997).

anderen Indikatoren interpretiert werden können. Die Voraussetzung für bessere Möglichkeiten zur Einbeziehung der vorhandenen stofflichen Meßnetze in eine ökologische Umweltbeobachtung auf der Typusebene (Darstellungsebene) ist allerdings der Aufbau einer Metadatendokumentation vorhandener Beobachtungsprogramme und Datenbestände, wie sie derzeit vom Umweltbundesamt (UBA) vorangetrieben wird.³⁹⁵ Die Zuordnung der Meßstellen zu Ökosystemtypen soll dabei erfolgen.

Ökologische Umweltbeobachtung darf keine Worthülse für die Beibehaltung der bisherigen Praxis der Umweltberichterstattung (Variante 1) sein. Man sollte die Ansprüche aber auch nicht zu hoch ansetzen, weil das Konzept dann nicht durchführbar ist. Von daher erweist es sich aus Sicht des Projekts als sinnvoll, die Untergliederung in Indikatoren der physischen Struktur und in Indikatoren der Stoffe in der Umwelt - also eine noch nach sektoralen Gesichtspunkten erfolgende Einteilung - sowie in Indikatoren der Funktionalität vorgenommen zu haben. Diese Gliederung wird aus pragmatischen Gründen noch längere Zeit ihre Bedeutung behalten. Der Übergang von Variante 2 zur Variante 3, der langfristig angestrebt werden sollte, ist über die Kategorie der „Indikatoren zur Funktionalität“ angelegt.

11.2 Schritte auf dem Wege zur Optimierung der ökologischen Umweltbeobachtung

Die bisherigen Überlegungen in diesem Abschnitt zeigen, daß eine Umsetzung der konzeptionellen und praktischen Vorschläge zum **Aufbau eines Systems von Umweltzustandsindikatoren** im vorliegenden Bericht bereits als ein inhaltlich wichtiger, notwendiger und zugleich technisch und kostenmäßig effizienter und realisierbarer Schritt in Richtung auf eine statistisch repräsentative ökologische Umweltbeobachtung angesehen werden kann. Deutlich wird aber auch, daß damit eine Ideallösung (im Sinne der Variante 3) noch nicht erreicht ist.

Offensichtlich ist, daß auch die in diesem Bericht vorgeschlagenen Konzepte nicht von heute auf morgen umgesetzt werden können, sondern daß hierfür ein konsequenter **Ausbau** der Arbeiten in den nächsten fünf Jahren notwendig erscheint. Dabei wird auch die praktische Arbeit immer wieder zu systeminternen Verbesserungen führen. Hierbei müssen auch die konzeptionellen Vorstellungen des Bundesumweltministeriums im „Konzept Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder“ berücksichtigt werden. Die Umsetzung des „Konzeptes Ökologische Umweltbeobachtung“ sieht eine dreigestufige Vorgehensweise vor. In der Stufe I werden die verschiedenen Beobachtungsansätze im Geschäftsbereich des BMU sowie der Bundesressorts in ihren umweltrelevanten Bausteinen verknüpft. Diese Arbeiten sind weitestgehend über eigene Aktivitäten des Umweltbundesamtes und durch F+E-Vorhaben abgeschlossen. In der Stufe II soll diese Verknüpfung durch Beobachtungsprogramme der Länder erweitert und ein Modell zur Zusammenführung vorhandener Daten des Bundes und der Länder zu einem Umweltbeobachtungssystem entwickelt werden. Erst in der Stufe III wird die vom Sachverständigenrat für Umweltfragen geforderte ökologische Ausrichtung erfolgen. Diese Vorgehensweise erlaubt, erkannte Fehlstellen im Beobachtungsnetz sukzessive durch die Verknüpfung mit ergänzenden Beobachtungsprogrammen anderer Ressorts und der Länder auszufüllen, ohne dabei die Eigenständigkeit sektoraler und ressortspezifischer Ansätze in Frage zu stellen.

³⁹⁵ Siehe das F+E-Vorhaben des UBA 108 01 126 „Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten von Bund und Ländern zu einem Umweltbeobachtungssystem“, Laufzeit 8/1997 bis 7/1998.

Unbedingte Voraussetzung zur Weiterentwicklung der Ökologischen Umweltbeobachtung in Form der Variante 2 ist die Einrichtung einer ausreichenden Zahl von Dauerbeobachtungsflächen für die **Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS)**. Die Einrichtung dieses Erhebungsinstrumentes mit seinen verschiedenen Ebenen und Indikatoren kann wiederum in geeigneten Stufenprogrammen erfolgen (siehe Kapitel 8).

Alle **folgenden Arbeitsschritte** dienen der weiteren Verbesserung der Variante 2 sowie deren sukzessiver Annäherung an Variante 3 als der optimalen Form der integrierten ökologischen Umweltbeobachtung:

1. Die Ökologische Flächenstichprobe bildet einen wichtigen Baustein der vom Bundesamt für Naturschutz erarbeiteten Konzepte für eine naturschutzorientierte Umweltbeobachtung (NaÜB) des Bundes. Neben den Ergebnissen der ÖFS sollen in eine NaÜB zudem soweit als möglich vorliegende Monitoringergebnisse zu ausgewählten Arten oder zu speziellen Ökosystemen (z. B. Wattenmeer) integriert werden. Diese Aktivitäten können zu einem sinnvollen und wichtigen **Ausbau der naturschutzfachlichen Aspekte einer Ökologischen Umweltbeobachtung** führen.
2. Parallel zum Aufbau des Berichtssystems zu Umweltzustandsindikatoren sollen die **Forschungen zur Beschreibung und Analyse ökosystemarer Prozesse** als Grundlage für eine integrierte Umweltbeobachtung in den schon existierenden Ökosystemforschungsbereichen fortgesetzt werden. Dies bedeutet eine Praxiserprobung des im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellten Konzepts zur ökosystemaren Umweltbeobachtung in Biosphärenreservaten und eine Fortführung der theoretischen Arbeiten an den Ökosystemforschungszentren. Für die empirische Umsetzung erscheinen hierbei insbesondere die Erstellung lauffähiger und validierter Simulationsmodelle, die statistische Operationalisierung der Meßgrößen sowie die Entwicklung der Vorschriften für die Definition, Berechnung und Aggregation von Funktionalitätsindikatoren von vordringlicher Bedeutung. Dabei wird der Ansatz der Ökosystemintegrität hinsichtlich Leitbildbezug und Indikatorenbildung den Anforderungen eines aggregierten Indikatorensystems konzeptionell eher gerecht als der Bilanzansatz. Letzterer verzichtet auf eine Indikatorenbildung und entspricht daher eher dem grundlegenden Gesamtrechnungsdenken (vgl. dazu Abschnitte 3.2, 5.2 und 7). Beide Ansätze bilden insofern keinen Widerspruch, sondern ergänzen sich.
3. Die beiden Ansätze, die zur Erfassung des Aspekts der **Funktionalität** im Projekt vorgestellt wurden (Ökosystemtheoretischer Ansatz des Projektzentrums Ökosystemforschung Kiel, siehe Abschnitt 3.2.2, und Landschaftsökologischer Ansatz der TU München/Weihenstephan, siehe Abschnitt 3.2.3) gehen hinsichtlich der zugrundeliegenden Modelle und ausgewählten Meßgrößen ähnliche Wege. Für eine Ergänzung der Ökologischen Umweltbeobachtung auf diesem wichtigen Gebiet, unabhängig von der Verwendung in den UGR, wäre es aus grundsätzlichen Erwägungen wünschenswert, wenn Einheitlichkeit hinsichtlich des für erforderlich gehaltenen Meßdatensatzes und der dafür notwendigen Meßmethoden und Geräte erzielt werden könnte.
4. **Theorieübernahme aus der Ökosystemforschung:** In dem Maße, wie Funktionalitätsindikatoren aus Sicht der Ökosystemtheorie hinreichend theoretisch begründet, konsens-

fähig und statistisch operationalisiert sind, erscheint es wichtig, sie sukzessive in das vorliegende Indikatorensystem der Variante 2 zu integrieren.³⁹⁶

5. Um die Umsetzbarkeit des auf Biotop- bzw. Landschaftstypen bezogenen **Bilanzansatzes** aus der Landschaftsökologie zu prüfen, sollte dieses Verfahren pilotmäßig in einigen wenigen Stichprobenflächen der ÖFS getestet werden. Dabei ist der Frage, inwieweit der Ansatz nicht nur für planerische Zwecke, sondern auch für statistische Zwecke geeignet ist, besonderes Augenmerk zu widmen. Entscheidend dürfte hierfür sein, inwieweit für die zu untersuchenden Einheiten individuelle Meß- oder Erhebungsdaten vorliegen bzw. vorliegen müssen, wie groß der Umfang der Daten ist, der von anderen Einheiten übertragen werden muß bzw. kann und welche Aussagen des Modells im Rahmen eines Indikatorensystems verwendbar sind. Sind durch den Ansatz auch für eine statistische Berichterstattung sinnvolle Ergebnisse zu erzielen, wäre der Einsatz für alle Stichprobeneinheiten der ÖFS denkbar. Antworten auf diese Frage kann auch die geplante Anwendung des Ansatzes durch das UBA im Biosphärenreservat Rhön geben, wengleich die Datenlage dort nicht der in den Gebieten der ÖFS entsprechen dürfte.
6. **Aufbau von Meßstellen** (Stoffe, Wasser, Energie) in ÖFS-Stichprobeneinheiten: Da stoffliche Indikatoren nach dem vorliegenden Konzept sekundärstatistisch auf der Typusebene ausgewertet werden, liegen die Meßstellen nicht direkt in den Flächen der ÖFS. Für die Umsetzung der Variante 3 wäre ein sukzessiver Aufbau von Meßstellen in ÖFS-Stichprobeneinheiten sicher die methodisch ideale Variante. Wenn in einer ausreichenden Zahl typgleicher Beobachtungsgebiete (v.a. Ökosystemtypen) gemessen und bilanziert würde, wäre auch an entsprechende typbezogene Aussagen zu denken, wie sie dem Bilanzansatz bzw. der Variante 2 zugrunde liegen.

Die **ersten fünf** dieser Arbeitsschritte stellen **wichtige Voraussetzungen** für den Aufbau einer bundesweit repräsentativen Ökologischen Umweltbeobachtung dar. Sie können gleichzeitig zu Weiterentwicklungen des vorliegenden Konzepts einer ökosystembezogenen Umweltzustandsbeschreibung führen und setzen eine enge Kooperation der in diesem Feld tätigen Institutionen voraus. Insofern erscheint es kurz- bis mittelfristig sinnvoll und richtig, zusätzliche Forschungsanstrengungen auf diesen Gebieten zu unterstützen.

Der entscheidende Punkt beim Übergang zur Variante 3 liegt jedoch in Arbeitsschritt 6, vorausgesetzt, in den Schritten 1 bis 5 sind die notwendigen Vorarbeiten für Schritt 6 geleistet. Der **Aufbau von Meßstellen** in ÖFS-Stichprobeneinheiten dürfte finanziell und organisatorisch außerordentlich schwierig sein, zumal bestehende Meßnetze ergänzt und möglicherweise an anderen Stellen reduziert werden müssen. Dies wirft auch insofern Probleme auf, als die Auswahl der genauen Meßstellen bisheriger Meßprogramme oft der jeweils sektoralen Logik angepaßt ist (z.B. Luftmeßstellen auf Anhöhen, Wassermessstellen im Tal) und nicht im Hinblick auf ökosystemare Integration erfolgt. Dabei erscheint es aus Gründen der zeitlichen Vergleichbarkeit notwendig, langfristig vorliegende, valide sektorale Meßreihen nicht zu unterbrechen und damit Aussagemöglichkeiten auf der sektoralen Ebene auch zukünftig zu erhalten. Ein stufenweises Vorgehen ist sinnvoll, das zunächst an wenigen Einheiten getestet und abgesteckt werden kann:

³⁹⁶ Offen ist noch die Frage, ob dies durch Übertragbarkeit von Modellergebnissen auf die Typusebene oder durch Quantifizierung mit Hilfe typbezogener Daten geschehen kann.

- Die Parameter für die angestrebten Funktionalitätsindikatoren sollten zunächst in den **bestehenden Forschungsräumen** erfaßt werden.
- Parallel mit der Fortführung der Grundlagenforschung auf diesem Gebiet (s.o.) ist die Erweiterung der Messungen auf Beobachtungsräume, die in den bestehenden **Biosphärenreservaten** eingerichtet werden, anzustreben. Nach der angesprochenen methodischen Abstimmung mit dem landschaftsökologischen Ansatz und in Abstimmung mit der vom UBA beabsichtigten „Ökosystemaren Umweltbeobachtung“ ist dies sinnvollerweise eine mit dem Vorhaben des UBA zur Deckung zu bringende Aktion. Die so ermittelten Funktionalitätsindikatoren werden allerdings zunächst nur für die „Schicht“ der Biosphärenreservate stehen können und nicht repräsentativ für Deutschland sein.
- Eine Voraussetzung für statistisch repräsentative Aussagen für die Funktionalität von Ökosystemen auf nationaler Ebene ist es, daß die Parameter der Funktionalität in **allen Flächen der ÖFS** miterhoben werden bzw. teilweise übertragen werden können. Dies würde in letzter Konsequenz eine Erweiterung der Primärdatenerhebung für Funktionalitätsindikatoren in einer ausreichenden Zahl von Ökosystemen in ÖFS-Flächen außerhalb von Biosphärenreservaten erforderlich machen.

Eine vollständig integrierte ökosystemare Umweltbeobachtung entsprechend der Variante 3 mit Anspruch auf Repräsentativität im statistischen Sinne dürfte aber realistischerweise wegen des hohen Meßaufwands in absehbarer Zeit nicht machbar sein. Deshalb erscheint es für den kurz- und mittelfristigen Ausbau der Ökologischen Umweltbeobachtung zunächst zentral, **Stärken der Varianten 2 und 3** in effizienter Form zu **kombinieren**. Während eine mit den Arbeitsschritten 1 bis 5 ausbaute Variante 2 ihre Stärken sicherlich in der Repräsentativität der Ergebnisse für Deutschland für ein eingeschränkteres Set an Indikatoren (Informationen) hat, ist der sukzessive Ausbau von Schritt 6 notwendig, weil er einerseits fachlich tiefere Ergänzungen bzw. Qualifizierungen und bessere Möglichkeiten für Modellrechnungen und Simulationen liefert. Dadurch kann er andererseits auch wesentlich zu einer sinnvollen fachlichen Interpretation der Ergebnisse der Variante 2 beitragen. Ein selektiver und sukzessiver Aufbau von Meßstellen in den Stichprobenflächen der ÖFS bzw. die Erweiterung auf eine Primärdatenerhebung für Funktionalitätsindikatoren in einigen dieser Flächen ermöglicht einen langsamen, kontrollierten Übergang von Variante 2 zu Variante 3.

12 Ausblick

Die Stellung des vorliegenden Ansatzes im Vergleich zu anderen Ansätzen einer ökologischen Umweltbeobachtung verdeutlicht, daß die **Projektergebnisse** nicht nur einen sinnvollen Ausgangspunkt für die Integration einer **Umweltzustandsdarstellung** in die UGR bilden, sondern daß zugleich ein wichtiger Beitrag zur Diskussion bzw. zum Aufbau einer **ökologischen Umweltbeobachtung** aus Bundessicht geliefert werden kann. Die Notwendigkeit zur Erfüllung beider Aufgaben wurde in letzter Zeit auch von politischer Seite mehrfach betont. So wurde beispielsweise die Bedeutung einer Einbeziehung von Aussagen zur Qualität des Naturvermögens in die UGR durch die Anfrage der SPD-Fraktion zu den UGR im Bundestag und die entsprechende Antwort der Bundesregierung deutlich gemacht. Die Weiterentwicklung der ökologischen Umweltbeobachtung wurde nicht zuletzt im neuen Entwurf zum Bundesnaturschutzgesetz als bislang in allen Diskussionen unstrittiger Punkt formuliert.

Vor diesem Hintergrund sollte der **praktischen Umsetzung** der im Projekt entwickelten Konzepte in nächster Zeit eine höhere Priorität zukommen als der konzeptionellen Weiterentwicklung. Pragmatische Überlegungen hierzu wurden vorgestellt. Auch wenn eine Umsetzung aufgrund des Finanzierungsbedarfs für eine ÖFS und der Notwendigkeit einer verstärkten Kooperation bei stofflichen Daten - und damit einer steigenden Belastung der Datenproduzenten - sicherlich kein einfaches Unterfangen sein wird, das kurzfristig bereits vollständig gelingen kann, so besteht doch die Absicht, im Rahmen der gegebenen Kapazitäten im Statistischen Bundesamt mit einer schrittweisen Umsetzung in nächster Zeit zu beginnen.

Die Arbeiten des vorliegenden Projekts haben aber auch gezeigt, daß in zwei Problemfeldern noch konzeptionelle Weiterentwicklungen notwendig sind:

- bei der Operationalisierung von Funktionalitätsindikatoren und
- bei einer stärkeren Aggregation der Umweltzustandsindikatoren.

In diesen beiden teilweise miteinander zusammenhängenden Bereichen erscheint weiterhin eine Kooperation mit Forschungseinrichtungen und der **Anstoß** zusätzlicher, praxis- und **problem-orientierter Forschung** der einzig gangbare Weg. Es müssen neue Ansätze im Rahmen der Operationalisierung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung verfolgt werden. Mit dem vorliegenden Projekt liegt zwar ein Vorschlag vor, bei dem die Vielfalt von Basisinformationen mit deskriptiv-statistischen Methoden auf ein mittleres Niveau verdichtet wird. Dies kann jedoch noch nicht ausreichen. Eine weitergehende Aggregation zu einem erheblich kleineren Set an Indikatoren ist aus Sicht des politischen Bedarfs zwingend, aber mit der traditionellen statistischen Deskription nicht erreichbar. Eine stärkere Aggregation erscheint insbesondere im Hinblick auf den besseren Einbezug des Umweltzustands in eine stärker integrative, interdisziplinäre und gesellschaftlich abgestimmte Entscheidungsbildung erforderlich. Neben dem „Spezialisten“, der ohnehin über sein Fachgebiet differenzierter informiert ist, muß auch der „Laie“ aus einem Nachbarbereich oder ganz allgemein der Bürger am Prozeß demokratischer Willensbildung beteiligt sein. Für Art und Präsentation von Informationen ergibt sich daraus eine völlig neue Herausforderung, und zwar vor allem dann, wenn die Ebene der lokalen Politik verlassen wird. Insofern ist es notwendig, die deskriptiven Indikatoren des vorliegenden Systems anhand von Leitbildern und Zielvorstellungen zu hochaggregierten Aussagen über Ökosystemtypen, einzelne Akzeptorbereiche (wie Boden oder Grundwasser) oder Umweltthemen (wie Versauerung oder Artenvielfalt) zu verdichten.

Nach den bisher gemachten Erfahrungen stehen **zwei Strategien** zur Verfügung, mit denen versucht werden sollte, auch dem Anspruch eines komprimierten, leicht überschaubaren Indikatorensystems Rechnung zu tragen:

- Im Rahmen der Entwicklung von **Funktionalitätsindikatoren** erscheint es denkbar, daß in einer inhaltlich stärker integrativen Betrachtung der Dimensionen Stoffe und Struktur ein gewisses Reduktions- bzw. Aggregationspotential liegt.
- Allerdings kann mit naturwissenschaftlichen Methoden allein nicht beliebig weit aggregiert oder verdichtet werden. Gerade bei qualitativen Änderungen der Umwelt fehlen oft ordinalskalierte Merkmale, d.h. mit naturwissenschaftlichen Methoden können vielfach nur Unterschiede aufgezeigt werden. Eine Bewertung (z.B. eine Rangfolge im Sinne von sehr erstrebenswert bis zu nicht erstrebenswert) läßt sich nicht direkt aus der Naturwissenschaft

ableiten. Vielmehr müssen auf der Basis der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse gesellschaftliche Entscheidungen unter Unsicherheit getroffen werden, die das Fehlen naturwissenschaftlicher Wertmaßstäbe, die Unsicherheiten und das Nichtwissen durch gesellschaftlich legitimierte Verfahren ersetzen. Höher verdichtete Indikatoren sind daher nur durch die **Zusammenführung von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen** (z. B. zur Funktionalität, zu Schwellenwerten) und **statistischen Aspekten** (z. B. zu numerischen und statistischen Aggregationsverfahren) sowie von **gesellschaftlichen Präferenzen** im Prozeß der Indikatorenbildung zu erreichen. Dabei ist die den aggregierten Indikatoren inhärente normative Ladung sichtbar zu machen. Ein wesentliches Defizit bei der Präzisierung von Informationssystemen für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland besteht derzeit aber gerade in der Bearbeitung der inhaltlichen und konzeptionellen Verbindung des naturwissenschaftlichen und statistischen Teils mit dem gesellschaftswissenschaftlich-politischen Beitrag (Präferenzformulierung) zu einer umfassenden Implementationsstrategie.

Soll der politischen Forderung nach einem überschaubaren, handlungsrelevanten Satz von Umweltzustandsindikatoren Rechnung getragen werden, so bleibt im Rahmen des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung nur die Möglichkeit, beide Strategien einer Aggregation weiterzuentwickeln und **neue Verfahren** auszutesten, bei denen dann, wenn Festlegungen über Präferenzen notwendig sind, gesellschaftliche Entscheidungsprozesse einbezogen werden. Dadurch kann auf normative Elemente in Form von gesellschaftlichen und umweltpolitischen Präferenzen bei der Konstruktion der Indikatoren ausdrücklich Bezug genommen werden. Der Organisation eines konstruktiven Dialogs zwischen Wissenschaft und gesellschaftlichen Akteuren kommt im Rahmen einer derartigen Strategie daher besondere Bedeutung zu. Mit den entsprechenden Inhalten wurde ein Forschungsprojekt formuliert, das direkt an die im vorliegenden Projekt erzielten Ergebnisse anschließt.

Derartige neue Verfahren der Indikatorenentwicklung sind **nicht** mit der politischen **Zieldiskussion** im Umwelt- oder Umweltzustandsbereich gleichzusetzen. Aus Sicht der Informationsbereitstellung ist der langfristige Entwicklungsweg vorgezeichnet und läßt sich grob in drei Schritte gliedern:

1. Konstruktion deskriptiver Zustandsindikatoren,
2. Verdichtung der Information durch Aggregationsschritte; Ergebnis ist ein weniger umfangreiches Indikatorenset (nach Möglichkeit ein integriertes Indikatorenmodell), überwiegend bestehend aus deskriptiven integrativen und/oder normativen Zustandsindikatoren,
3. Konstruktion von Performance-Indikatoren, indem den verdichteten Zustandsindikatoren politische Zielvorgaben gegenübergestellt werden. Performance-Indikatoren sind somit immer normative Indikatoren, da sie einen Vergleich der Ist-Werte mit Soll-Werten in der Indikatorkonstruktion beinhalten.

Mit neuen Verfahren der Indikatoraggregation sollten Vorgehensweisen für den zweiten Schritt entwickelt werden. Die Diskussion der nachhaltigen Entwicklung legt langfristig sicherlich auch nahe, in einem dritten Schritt die Zieldiskussionen und die Produktion von Daten zum Naturvermögen so miteinander zu verknüpfen, daß Umweltqualitätsziele - soweit möglich - als statistisch meßbare Größen formuliert werden und durch einen Vergleich mit Umweltzustandsdaten Performance-Indikatoren (Soll-Ist-Indikatoren) gebildet werden können. Insofern kann die Weiterentwicklung von Umweltqualitätsindikatoren auch einen Beitrag dazu leisten, die bislang relativ unabhängig voneinander stattfindenden Aktivitäten im Bereich der Informationserstellung und der (umwelt-) politischen Zielfindung besser aufeinander zu beziehen. Al-

lein für den Umweltzustandsbereich ist eine entsprechende Abstimmung bereits komplex und besteht aus einer größeren Anzahl von Schritten mit etlichen Rückkopplungsschleifen, wie sie u. a. der SRU in seinem Mehrstufenmodell zur Festlegung von Umweltstandards beispielhaft beschrieben hat³⁹⁷.

Dabei darf im Hinblick auf das **Leitbild der nachhaltigen Entwicklung** aus Sicht der Informationsbereitstellung bzw. der Zieldiskussion auch der Themenbereich „Umweltzustand“, wie er im vorliegenden Bericht thematisiert wurde, nicht isoliert betrachtet werden. Vielmehr erfordert das Konzept der nachhaltigen Entwicklung die Einbeziehung von UGR-Ergebnissen aus allen Themenbereichen in gesellschaftliche Entscheidungsprozesse. Über die Umweltdimension hinaus stellt zudem die Einbeziehung der ökonomischen Dimension des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung - durch die enge Verknüpfung von UGR und Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen - aus Informationssicht kein großes Problem dar. Im Hinblick auf die soziale Dimension des Konzepts steht allerdings die gesellschaftliche Diskussion auf der nationalen Ebene erst am Anfang. Ob sich daraus auch für die Gestaltung der UGR weitere Konsequenzen ergeben, bleibt abzuwarten. Eine verbesserte Abbildung der sozialen Dimension müßte sicherlich im Rahmen des Gesamtkonzepts der UGR diskutiert werden. Im Hinblick auf den Themenbereich Umweltzustand dürfte das eine Ausweitung nahelegen, bei der die im vorliegenden Projekt vorgeschlagene Darstellung des Naturvermögens stärker in Richtung auf Darstellung der besiedelten Gebiete (Umwelt- oder Lebensqualität in Städten) und eine Einbeziehung des Menschen - auch als Akzeptor von Umweltbelastungen - weiterentwickelt werden sollte.

³⁹⁷ Siehe z. B. DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996).

Literaturverzeichnis

A

- Adriaanse, A. (1993): Environmental Policy Performance Indicators. The Hague /NL.
- Adriaanse, A./Jeltes, R./Reiling, R. (1988): Towards a National Reference Center for Environmental Information in the Netherlands - A Review. In: Environmental Management 1988, Vol. 12, S. 145 ff
- Agger, P. (1989): Principles for the Danish biomonitoring programme. In: Helgoländer Meeresuntersuchungen 43, S. 309-317.
- Ahlf, W. (1996): Ausblick auf zukünftige Entwicklungen bei der Ableitung von Sedimentqualitätskriterien. In: Technische Universität Hamburg-Harburg: Ökotoxikologiekurs der Baggergutbewertung in Theorie und Praxis - Arbeitsbereich Umweltschutztechnik. Seminar am 13. und 14.2.1996, Hamburg.
- Alberti, M./Parker, J. D. (1991): Indices of Environmental Quality. The Search for Credible Measures. In: Environmental Impact Assessment Review 1991, No 11, S. 95ff.
- Alfsen, K. H. (1991a): Some Comments on a Report on Canada's Progress Towards a National Set of Environmental Indicators. Mimeo, Central Bureau of Statistics, Oslo.
- Alfsen, K. H. (1991b): Some Comments on OECD's Preliminary Set of Environmental Indicators. Mimeo, Central Bureau of Statistics, Oslo.
- Alfsen, K. H. et al. (1992): Environmental Indicators. Discussion Paper No. 71, Central Bureau of Statistics, Oslo.
- Alfsen, K. H. (1993): Environmental Quality Indicators: Background. Principles and Examples from Norway. Mimeo. Central Bureau of Statistics, Oslo.
- Altner, G./Mettler-Meibom, B./Simonis, U.E./v. Weizsäcker, E.U. (Hrsg.) (1993): Jahrbuch Ökologie 1994. München.
- Arndt, U./Fomin, A. (1993a): Wissenschaftliche Perspektiven der ökotoxikologischen Bioindikation. In: UWSF - Zeitschrift für Umweltchemische Ökotoxologie 5 (1), S. 19-26.
- Arndt, U./Hanke, W. (1993b): Bioindikationsverfahren zur ökotoxikologischen Überwachung von organischen Luftschadstoffen. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie". Bd. 7, Karlsruhe, S. 505-516.
- Arndt, U./Nobel, W./Schweizer, B. (1987): Bioindikatoren - Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Stuttgart.
- Austin, M. P./Margules, C. R. (1994): Die Bewertung der Repräsentanz. In: Usher, M./W. Erz: Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Heidelberg.

B

- Bachmann-Erdt, G. (1992) Nutzung von Forschungsergebnissen zur Vorbereitung administrativer Maßnahmen des Bodenschutzes. In: Bodenbelastung und Wasserhaushalt: Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 7, Forschungszentrum Jülich, S. 183-194.
- Back, H.-E./Rohner, M.-S./Seidling, W./Willecke, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der "Ökologischen Flächenstichprobe". Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Heft 6, Hrsg. v. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Backhaus, F./Schladot, J.D. (1993): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Miesmuschel (*Mytilus edulis*). Umweltprobenbank des Bundes, Jülich.
- Barr, J.C./Bunce, R.G.H. et al. (1993): Countryside Survey 1990 - Main Report, Institute of Terrestrial Ecology and Institute of Freshwater Ecology.
- Bartels, C. et al. (1997): Organisation und Methodik für ein Bodenmonitoring, Abschlußbericht zum F+E-Vorhaben des UBA, Kiel.
- Bau, H. (1992): Der Einsatz pflanzlicher Bioindikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Bioindikation - Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. VDI-Berichte 901, Düsseldorf, S. 37-60.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (1994): Auswirkungen des Sauren Regens und des Waldsterbens auf das Grundwasser. Materialien Nr. 40 des Bayerisches Landesamtes für Wasserwirtschaft, München.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (1995a): Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition. Ursachen - Auswirkungen - Sanierungsstrategien. Internationales Symposium 26. - 28.10.1994 in Bayreuth, Informationsberichte des Bayerisches Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/95, München.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (1995b): Versauerung von oberirdischen Gewässern in der Bundesrepublik Deutschland. München.

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1996): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. UBA-FB 102 04 362, München.
- Bechmann, G./Coenen, R./Gloede, F. (1994): Umweltpolitische Prioritätensetzung. Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Nr. 21, Stuttgart.
- Becker, H. (1996): Kriterien für die Beurteilung der Integrität von Ökosystemen. In: Frimmel, F. H./B. C. Gordalla (Hrsg.): Gewässergütekriterien - Ergebnisse eines Rundgesprächs. Mitteilung 13 der Senatskommission für Wasserforschung / Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim / Basel / Cambridge / New York / Tokyo.
- Behrensmeier, R./Bringezu, S. (1995): Zur Methodik der volkswirtschaftlichen Material-Intensitäts-Analyse. In: Wuppertal Papers, Nr. 34.
- Beirat "Umweltökonomische Gesamtrechnung" (1995): Umweltökonomische Gesamtrechnung - Zweite Stellungnahme. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Heft 4/1995, S. 455-476.
- Bericht der Bundesregierung anlässlich der VN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York „Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“, Bonn 1997, Abschnitt 6 „Bodenschutz und Altlastsanierung“.
- Bihler, W. (1994): Konzept für einen Auswahlplan für eine Qualitätskontrolle auf Stichprobenbasis für CORINE Land Cover, unveröffentlicht.
- Blab, J./Nowak, E./Trautmann, W./Sukopp, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland; Greven.
- Blab, J. (1988): Bioindikation und Naturschutzplanung. -Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. In: Natur und Landschaft, 63 (4), S. 147-149.
- Blab, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 24; Bonn-Bad Godesberg.
- Blab, J./Klein, M./Szymank, A. (1995): Biodiversität und ihre Bedeutung in der Naturschutzarbeit. In: Natur und Landschaft, 70. Jg., Heft 1, S. 11-18.
- Blind, A. (1953): Probleme und Eigentümlichkeiten sozialwissenschaftliche Erkenntnis. Allgemeines Statistisches Archiv, 37, S. 301-313.
- Blume, H.-P./Sukopp, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schr.Reihe Vegetationskunde 10; Bonn-Bad Godesberg; S. 75-89.
- Blum W. E. H./Wenzel, W. W. (1989): Bodenzustandsanalysen und Konzepte für den Bodenschutz in Österreich. Wien.
- Blumenthal, M./Ambach, W. (1990): Indication of Increasing Solar Uv-B Radiation Flux in Alpine Regions. In: Science, Nr. 284, S. 206-208.
- Bohn, U. (1996): Übersicht zur Ökologischen Umweltbeobachtung; Bonn.
- Böhmer, J./Rahmann, H. (1993): Literaturstudie zur "Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässer-versauerung". In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie". Bd. 7. S. 467-482. Karlsruhe.
- Bonß, W./Hartmann H. (1985) (Hrsg.): Entzauberte Wissenschaft. Zur Relativität und Geltung soziologischer Forschung. Soziale Welt: Sonderband 3, Göttingen.
- Braunbeck, T. (Hrsg.) (1993): Fish. Ecotoxicology and Ecophysiology. Weinheim.
- Breckling u. Müller (1996): Der Ökosystembegriff aus heutiger Sicht. In: Fränkle, O., Müller F. u. Schröder W. (Hrsg.): Handbuch der Ökosystemforschung, Kapitel II-3.3.
- Brouwer et al. (1996): Methodological problems in the calculation of environmentally adjusted national income figures, Final Report, Study for the European Commission Directorate General XII, Contract No. EV5V-CT94-0363; Vöorburg.
- Bundesamt für Naturschutz (1995): Systematik der Biotoypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung); Bonn.
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1996a): Daten zur Natur. Münster.
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1996b): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster.
- Bundesamt für Raumplanung / Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.) (1994): Landschaft unter Druck - Fortschreibung. Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Landschaft Schweiz - Beobachtungsperiode 1978-1989, Bern.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.) (1995): Überwachung der Biodiversität in der Schweiz; Vorstudie. Bern.
- Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (BfLR) (1994): BfLR-Mitteilungen. Nr. 5 /Oktober 1994.

- Bundesgesundheitsamt (Hrsg.) (1989): Umwelt-Survey. Messung und Analyse von Umweltbelastungsfaktoren in der Bundesrepublik Deutschland. Bd. 1. Studienbeschreibung und Humanbiologisches Monitoring. Berlin.
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (1995): Ökosystemforschung. Berichte aus der ökologischen Forschung. Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (1995): Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1994. Ergebnisse der Waldschadenserhebung. Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (1996): Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1995. Ergebnisse der Waldschadenserhebung. Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten/BM für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/BM des Innern/BM für Verkehr (1994): Jahresbericht der Wasserwirtschaft. Gemeinsamer Bericht der mit der Wasserwirtschaft befaßten Bundesministerien - Haushaltsjahr 1993. In: Wasser und Boden, Heft 7/1994, S. 10-107.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1993): 2. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine. Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1992): Umweltpolitik - Umweltökonomische Gesamtrechnung (1. Stellungnahme des Beirats „Umweltökonomische Gesamtrechnung“). Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMFT, BML, BMV, Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen, Freie und Hansestadt Hamburg Umweltbehörde, Niedersächsisches Umweltministerium, Minister für Natur, Umwelt, und Landesentwicklung Schleswig-Holstein (Hrsg.) (1993): Gemeinsames Bund/Länder Meßprogramm für die Nordsee 1990/1991. - Gewässergütemessungen im Küstenbereich der BRD. Hannover.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1994a): Umwelt Nr. 9/94, Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1994b): Umwelt Nr. 10/94, Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1994c): Umwelt Nr. 11/94, Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1994d): Umwelt 1994. Politik für eine nachhaltige, umweltgerechte Entwicklung. Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1995a): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung, Vom 18.9.1995, Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1995b): Umwelt Nr. 04/95, Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1995c): Bericht der Bundesregierung zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in der Bundesrepublik Deutschland. Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt (Hrsg.) (1995d): Handbuch Umweltcontrolling. München.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) / Länder-Arbeitskreis Abfall (LAGA) / Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1993): Einheitliche Bewertungsgrundsätze zu vorhandenen Bodenverunreinigungen/Altlasten. In: Rosenkranz, D. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin, Ziffer 9200.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1995a): Aufgaben und Funktionen von Kernsystemen des Bodeninformationssystems. Heft 1, Berlin.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1995b): Aufgaben und Funktionen von Methodenbanken des Bodeninformationssystems. Heft 2, Berlin.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1995c): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. In: Rosenkranz, D. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin, Ziffer 9006.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1995d): Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse zum Aufbau eines Bodeninformationssystems. Heft 3, Berlin.
- Bundesregierung (1994): „Umwelt 1994 - Politik für eine nachhaltige, umweltgerechte Entwicklung“. Unterrichtung des Bundestags durch die Bundesregierung, Drucksache 12/8451.
- Bundesregierung (1996): Antwort auf die Große Anfrage der Fraktion der SPD „Stand der Umweltökonomischen Gesamtrechnung“, Bundestagsdrucksache 13/4435 vom 23.4.96.

C

- Canadian Environmental Advisory Council (1991): Economic, Ecological, and Decision Theories: Indicators of Ecologically Sustainable Development. Ottawa/Canada.
- Commission des Communautés Européennes (1994): Directions for the EU on Environmental Indicators and Green National Accounting. The Integration of Environmental and Economic Information Systems. Brüssel.
- Conference of European Statisticians: Physical Environmental Accounting, published by IFEN (France), collection „Etudes et Travaux“ No. 4, 1995.
- Conrad, J. (1993): Social Significance, Preconditions and Operationalisation of the Concept Sustainable Development. In: Technische Universität Graz (Hrsg.): Sustainability - Where do we stand? Veranstaltungsreihe Strategien der Nachhaltigkeit, Graz.
- Coring, E./B. Küchenhoff (1994): Vergleichende Bewertung der biologischen Untersuchungs- und Auswertemethoden für Fließgewässer. UBA-Forschungsbericht 102 04 106, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Costanza, R. (1992): Toward an Operational Definition of Ecosystem Health. In: Costanza, Norton, Haskell: Ecosystem Health. New Goals for Environmental Management, Washington, S. 239-256.

D

- Daele, W. van den (1991): Concepts of Nature in Modern Societies and Nature as a Theme in Sociology. In: Dierkes, M./B. Bievort (1992): European Social Science in Transition, Assessment and Outlook. Frankfurt/M., S. 526-560.
- Deggau, M. (1995): Statistisches Informationssystem zur Bodennutzung. In Wirtschaft und Statistik 12/1995, S. 895.
- Department of the Environment (1993): Ecological consequences of Land use Change. Lime Grove/GB.
- Der Bundesminister des Innern (Hrsg.) (1983): Abschlußbericht der Projektgruppe "Aktionsprogramm Ökologie". Umweltbrief Nr. 29, Bonn.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1987): Umweltgutachten 1987; Stuttgart und Mainz.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1990): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten Wiesbaden. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1994a): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. (Sondergutachten), Stuttgart.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1994b): Umweltgutachten 1994 - Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1996a): Umweltgutachten 1996 - Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1996b): „Ein Mehrstufenmodell zur Festlegung von Umweltstandards - Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung -“, In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Heft 2, S. 166 ff.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzenzoologie; Stuttgart.

E

- ECE/Genf (1993): Readings in international Environment Statistics. New York/USA.
- Ellenberg, H., Fränze, O. und Müller, P. (1978): Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Kiel.
- Ellenberg, H. (1990): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz-. In: Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.). Berichte 2(1), 2. Aufl. S. 4-8.
- Ellenberg, H. et. a. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scr. Geobot. 18.
- EMAP (1993a): Environmental Monitoring and Assessment Program. Project Descriptions. EPA/620/R-93/009, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Modeling, Monitoring Systems and Quality Assurance. Washington D.C./USA.
- EMAP (1993b): Environmental Monitoring and Assessment Program. Program Guide. EPA/620/R-93/009, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Modeling, Monitoring Systems and Quality Assurance, Washington D.C./USA.
- Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1993): Verantwortung für die Zukunft. Wege zum nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn.

- Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1994): Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn.
- Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1995): Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Schlußbericht. Bonn.
- Environment Canada, Indicators Task Force (1991): A Report on Canada's Progress Towards a National Set of Environmental Indicators. SOE Report no. 91-1, State of the Environment Reporting, Ottawa.
- ERDAS (1994): Field Guide, Atlanta.
- ETH Zürich, Abteilung für Umweltnaturwissenschaften (1993a): Umweltstudie Aarau. Zürich.
- ETH Zürich, Abteilung für Umweltnaturwissenschaften (1993b): Umweltstudie Arbon Frasnacht Roggwil. Zürich.
- Europäische Gemeinschaft (1986): Richtlinie des Rates über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86 / 278 / EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 181 / 6 vom 4.7.86.
- Europäische Kommission (1992): 5. Umweltaktionsprogramm, Brüssel.

F

- Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser (FKST) (Hrsg.) (1994): Tätigkeitsbericht der Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser - November 1990 bis Oktober 1994. Berlin.
- Fachkommission Soforthilfe Trinkwasser (FKST) (Hrsg.) (1995): Trinkwasser - Schutz durch Zusammenarbeit der Wasserversorgung mit der Landwirtschaft. Berichtsband zur Tagung vom 20. September 1994. Berlin.
- Flaskämper, P. (1949): Allgemeine Statistik. 2. Aufl., Hamburg.
- Förstner, U./Calmano, W./Ahlf, W. (1990): Entwicklung von Qualitätskriterien für Gewässersedimente. Wasser-Kalender 1990, Berlin, S. 92-114.
- Fränze, O. et al. (1987): Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland, Abschlußbericht Teilvorhaben I, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Kiel.
- Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI) (1996): Weiterentwicklung von Indikatorenssystemen für die Umweltberichterstattung. Forschungsvorhaben 101 05 016 des Umweltbundesamtes, Karlsruhe.
- French Ministry of Environment (1996): The Environment in the 21st Century. Environement, long-term Governance and Democracy. International conference, Abbaye de Fontevraud (France), September 8,9,10,11, 1996.
- Fricke, W./Beilke S. (1992): Indications for changing deposition patterns in central Europe. In: Environmental Pollution (1992), No 75. S. 121-127.
- Frimmel, F. H./Gordalla, B. C. (Hrsg.) (1996): Gewässergütekriterien - Ergebnisse eines Rundgesprächs. Mitteilung 13 der Senatskommission für Wasserforschung / Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim/Basel/Cambridge/New York/Tokyo.
- Furness, R.W./Greenwood, J.J.D. (1993): Birds as Monitors of Environmental Change. London/GB.

G

- Gebhardt, W. (1993): Erfahrung und Umgang mit Biotestsystemen. In: Korrespondenz Abwasser 4/93. 40. Jg., S. 458-461.
- Gies, A./Pohl, M./Walz, R. (1994): Entwicklung von Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung - Synopse gegenwärtiger Ansätze. Manuskript (Entwurf), Berlin.
- Glawion, R. (1989): Einsatzmöglichkeiten biotischer Faktoren und Bioindikatoren in der groß- und kleinmaßstäbigen ökologischen Raumgliederung. In: Geographisches Institut der Universität Basel (Hrsg.): Biotische Faktoren und Bioindikatoren als methodische Probleme landschaftsökologischer Forschung. Veröff. des 14. Basler Geomethodischen Colloquiums. Basel.
- Goodland, R./Daly H./Serafy S. E./v. Droste, B. (Hrsg.) (1992): Nach dem Brundtland-Bericht: Umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung.
- Gore, AI (1992): Wege zum Gleichgewicht. Frankfurt/Main.
- Grolimund, P./Peter K. (1994): Integrierte ökosystembezogene Umweltbeobachtung. Konzept für die Einführung eines Beobachtungssystems. Bern.
- Guinée, J. (1992): Environmental Life Cycle Assessment of Products. I Guide & II backgrounds, Centre of Environmental Science, Leiden (The Netherlands).

H

- Haase, G. (1991): Naturerkundung und Landnutzung. In: Beiträge zur Geographie, Bd. 34, Berlin.
- Haber, W./Spandau L./Tobias K. (Hrsg.) (1990): Ökosystemforschung Berchtesgaden. Schlussbericht über die Arbeiten der Fachdisziplin (Hauptphase). UBA-Texte, Teil 1, 15/90.
- Haber, W. (1991): Kulturlandschaft versus Naturlandschaft - Raumforschung und Raumordnung. H. 2-3, S. 106-112.
- Haber, W. (1992a): Ansätze einer Umorientierung - Nachhaltige Entwicklung aus der Sicht des Ökologen. In: Politische Ökologie, Sonderheft 4:13-20.
- Haber, W. (1992b): Erfahrungen und Erkenntnisse aus 25 Jahren der Lehre und Forschung in Landschaftsökologie: Kann man ökologisch planen? In: 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan, S. 1-28.
- Haber, W. (1994): Nachhaltige Nutzung: Mehr als ein neues Schlagwort? In: Raumforschung und Raumordnung. Heft 3/1994. 52. Jg., S. 169-173.
- Hamilton, K.E. (1991): Organizing Principles for Environment Statistics. Kairo.
- Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. St. Augustin.
- Hammond, A. et al. (1995): Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development. World Resources Institute.
- Hannappel, S. (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen, Reihe A, Band 182, Berlin.
- Hansen, P.-D. (1996): Grenzwerte und Zielvorgaben. In: Frimmel, F. H./B. C. Gordalla (Hrsg.): Gewässergütekriterien - Ergebnisse eines Rundgesprächs. Mitteilung 13 der Senatskommission für Wasserforschung / Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim/Basel/Cambridge/New York/Tokyo.
- Harmsen, A. (Bearb.) (1988): Defizite bei der Schadstoffmessung. Konzeptstudie - Werkstattberichte des MAGS NW, 17, Düsseldorf.
- Hautau, H. (1979): Urbanisierung und städtisches Belastungsniveau in der Bundesrepublik Deutschland. Göttingen.
- Heidrich-Riske, H. (1995): Überlegungen zu einer Flächenstichprobe zur Erfassung nutzungsbedingter Landschafts- und Vegetationsänderungen - erste Schritte in Richtung Umweltzustandsindizes, Arbeitsunterlage.
- Heidrich-Riske, H./Hoffmann-Kroll, R. (1994): „Ecological Area Sampling to Changes of Landscape and Nature“, Beitrag zur „Joint ECE/Eurostat Work Session on Specific Methodological Issues in Environmental Statistics“, Helsinki, vom 19.-22. September 1994.
- Hein, H./Schwedt, G. (1992): Richt- und Grenzwerte. Wasser-Boden-Abfall-Chemikalien-Luft. 3. Aufl., Würzburg.
- Herpin, U./Markert, B./Siewers, U./Lieth, H. (1994): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 108 02 087, Osnabrück.
- Hils, C./Köppel, J. (1997): Strategien für eine ökosystemare Umweltbeobachtung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung, UBA-TEXTE 32/97.
- Hoffmann-Kroll, R., Wirthmann, A. (1993): Wandel der Bodennutzung und Bodenbedeckung, In: Wirtschaft und Statistik, H. 10/1993, S. 770 ff.
- Hoffmann-Kroll, R./Schäfer, D./Seibel, S. (1995): Indikatorensystem für den Umweltzustand in Deutschland. In: Wirtschaft und Statistik. Heft 8/1995, S. 589 ff.
- Holling, C.S. (1986): The Resilience of Terrestrial Ecosystems: Local Surprise and Global Change. In: Clark, W.M. & R.E. Munn (Hrsg.): Sustainable Development of the Biosphere; Oxford, S. 292 - 320.
- Hopfmann, J. (1993): Umweltstrategien. München.
- Horras, C./Lewis, R. A. /Paulus, M. /Klein, B. (1991): Auswahl ökologischer Umweltbeobachtungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1991): Methoden zur Wirkungserhebung in Wald- und Dauerbeobachtungsflächen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landespflege in Baden-Württemberg 64, Karlsruhe.
- Houghton J.J./Meiro Filho, L.G./Callander, B.A./Harris, N./Kattenberg, A./Maskell, K. (Hrsg.) (1996): Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge/U.K.
- Hunsacker, C.T./Carpenter, D. (Hrsg.) (1990a): Environmental Monitoring and Assessment Program: Ecological Indicators. EPA 600/3-90/060. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.

- Hunsaker, C.T./Carpenter, D./Messer, J.J.(1990b): Ecological indicators for regional monitoring. *Ecological Society of America Bulletin* 71, S. 165-172.
- Hunsaker, C.T. (1993): New concepts in environmental monitoring: the question of indicators. In: Elsevier Science Publishers B.V.: *The Science of the Total Environment, Supplement 1993*. Amsterdam/NL.
- Hüttermann, A./Ulrich, B.(1984): Solid phase - solution - root interactions in soils subjected to acid deposition. *Phil. Trans. Soc. Lond. B305*, S. 353-368.

I

- Informationszentrum Raum und Bau d. Fraunhofer-Gesellschaft (1993): *Umweltindikatoren - IRB-Literaturauslese Nr. 1683*. Stuttgart.
- Institut für Umweltstudien (IUS) (1992): *The Economic Importance of the Conservation of Biological Diversity in the Federal Republic of Germany. Report to the Federal Minister for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety Federal Republic of Germany, Heidelberg*.
- Institute for Southern Studies (1991): *Green index: a state-by-state guide to the nation's environmental health*. Washington D.C.
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (1994): *Schwermetallbelastung der Sedimente von Elbe und Elbenebenflüssen. Ergebnisse und Versuche der Bewertung - Wissenstransfer / Schlußfolgerungen*. Workshop der ARGE Elbe und der GKSS am 26. und 27. September 1994 in Geesthacht, Magdeburg.
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (1995): *Belastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit organischen Schadstoffen - Abstracts und Folien der Vorträge*. Workshop der ARGE Elbe und der GKSS am 31. Mai und 1. Juni 1995 in Geesthacht, Magdeburg.
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (o.J.): *Gewässergütebericht Elbe 1993 mit Zahlentafeln*. Magdeburg.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1990): *Climate Change - The IPCC Scientific Assessment*. WMO/UNEP, Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1992): *Climate Change - The Supplementary Report to the Scientific Assessment*. WMO/UNEP, Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1994): *Energy Supply Mitigation Options*. Working Group IIa, Fassung 18.07.1994.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1995): *Radiative Forcing of Climate Change. The 1994 Report of the Scientific Assessment Working Group of IPCC*. WMO/UNEP.

J

- Jänicke, M./Mönch H./Binder, M. et al. (1992): *Umweltentlastung durch industriellen Strukturwandel? Eine explorative Studie über 32 Industrieländer (1970-1990)*. Berlin.
- Jänicke, M./Bolle, H.-J./Carius A. (Hrsg.) (1994): *Umwelt Global. Veränderungen - Probleme - Lösungsansätze*. Berlin, Heidelberg, New York.
- Jänicke, M. (1995): *Tragfähige Entwicklung: Anforderungen an die Umweltberichterstattung aus der Sicht der Politikanalyse*. In: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, Jg. 8, Heft 1, S. 90-98.
- Jänicke, M./Weidner, H.(Eds.) (1997): *National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity-Building*. Berlin/Heidelberg/New York.
- Jacobs, H. et al. (1993): *Mehrfache Landnutzungsklassifizierung und Analyse der Nutzungsänderung im Oberrheingraben*. In: *Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie"*. Bd. 7, S. 411-422. Karlsruhe.
- Joerges, B. (1988) (Hrsg.): *Technik im Alltag*. Frankfurt/M.
- Joerges, B. (1989): *Soziologie und Maschinerie - Vorschläge zu einer "realistischen" Techniksoziologie*. In: Weingart, P. (Hrsg.): *Technik als sozialer Prozeß*. Frankfurt/M.
- John, V. (1990): *Atlas der Flechten in Rheinland-Pfalz*. Oppenheim.

K

- Kappen, L., Kutsch, W.L., Müller, F. (im Druck): *Hierarchical Process Interactions in the Terrestrial Carbon Cycle*. In: Beese, F., Hantschel, R. u. Lenz, R. (Hrsg.) „Processes in Managed Ecosystems: Spatial and Temporal Variability“. *Ecological Studies*, Berlin-Heidelberg-New York.
- Karg, W. (1993): *Raubmilbenarten in Boden- sowie Vegetationsschichten und ihre Eignung als Indikator für Agrochemikalien*. In: *Anz. Schädlingkunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz*, 66. Jg., S. 126-131.
- Karl, H./Klemmer, P./Micheel, B. (1988): *Regionale Umweltberichterstattung - Grundlagen nutzungsorientierter Indikatoren zur Beschreibung regionaler Umweltqualität*. Bochum.
- Kaule, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz*. 2. Aufl., Stuttgart.

- Kaue, M./Schenk, D. (1997): Grundwassererfassungssysteme in Deutschland; dargestellt auf der Basis hydrogeologischer Prozesse und geologischer Gegebenheiten. Mainz (i.E.).
- Kay, J.J. (1990): A nonequilibrium thermodynamic framework for discussing ecological integrity. *Environmental management* 14,4 : S. 283-495.
- Kay, J. J. (1991): The Concept of Ecological Integrity, Alternative Theories of Ecology, and Implications for Decision-Support Indicators. In: Canadian Environmental Advisory Council (CEAC) (1991): Economic, Ecological, and Decision Theories: Indicators of Ecologically Sustainable Development . Ottawa/Canada.
- Kay, J.J. (1993): On the nature of ecological integrity: some closing comments. In: Woodly et al. (1993): Ecological Integrity and the management of ecosystems; Ottawa. S. 201-214.
- Keitel, A. (1989): Praxiserprobte Bioindikationsverfahren: Grundlagen und vergleichende Bewertung der Verfahrenskenngrößen. In: Staub - Reinhaltung der Luft 49. S. 29-34.
- Kenneweg, H./Schilling, C., (1994): Raumbezogene Indikatoren zum Konflikt Naturhaushalt und Erholung-UGR- Materialien zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung H. 2; Wiesbaden.
- Kenneweg, H./Faber, L., Hoffmann, H./Schilling, C (1994): Pilotprojekt zur Vorbereitung der Biotoptypen- und Nutzungskartierung mit CIR-Luftbildern in Thüringen - Abschlußbericht. - im Auftr. d. Thüringer Landesanstalt für Umwelt; Jena.
- Kerner, H. J. (1995): Das ökologisch-ökonomische Bilanz-Modell: Baustein eines Instrumentes zur integrierten Analyse, Bewertung und Entwicklung des Mensch-Natur-Systems. Freising.
- Kerner, H.F.(1997): Auswahl von Indikatoren der Funktionalität von Ökosystemen bzw. von Ökosystemkomplexen, die für die Beschreibung des Umweltzustandes im Rahmen der 'Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR)' geeignet sind. In: Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Heft 2/1997, Wiesbaden.
- Klaus, J. (1994): Umweltökonomische Berichterstattung: Ziele, Problemstellungen und Ansätze. Stuttgart.
- Klijn, F. (Ed.) (1994a): Ecosystem classification for environmental management. Dordrecht, Boston, London.
- Klijn, F. (1994b): Spatially nested ecosystems: guidelines for classification from a hierarchical perspective. In: Klijn, F. (Ed.) : Ecosystem classification for environmental management. Dordrecht, Boston, London.
- Knauer, P. (1991): Stand der flächenrepräsentativen Umweltbeobachtung an Ökosystemen des Bundesgebietes. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1991): Methoden zur Wirkungserhebung in Wald- und Dauerbeobachtungsflächen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 64, Karlsruhe. S. 15-25.
- Knorr, K. D. (1985): Zur Produktion und Reproduktion von Wissen: Ein deskriptiver oder ein konstruktiver Vorgang? In: Bonß, W./Hartmann H. (Hrsg.): Entzauberte Wissenschaft. Zur Relativität und Geltung soziologischer Forschung. Soziale Welt: Sonderband 3, Göttingen, S. 151-178.
- Köble, R./Nagel, D./Smiatke, G./Werner, B./Werner, L. (1993): Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben FE 108 02 080 im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Kobus, H./de Haar, U.(Hrsg.) (1995): Perspektiven der Wasserforschung. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Senatskommission für Wasserforschung, Mitteilung 14.
- Koch, R. (1991): Umweltchemikalien: physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umwelverhalten. 2. Aufl., Weinheim; New York, NY; Cambridge; Basel (Schweiz).
- Koch, Andrea (1993): Einsatz von Mikroorganismen als Bioindikatoren für Schwermetalle. In: Forum Städte-Hygiene Bd. 44 (3), S. 134-138.
- Kördel, W./Hund, K. /Klein, W. (1995): Erfassung und Bewertung von Böden und Bodenfunktion. In: Rosenkranz, D. et al. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin, Ziffer 3310.
- Krack-Roberg, E. /Riege-Wcislo, W. /Wirthmann, A. (1995): Konzept einer Gesamtrechnung für Bodennutzung und Bodenbedeckung, UGR-Materialien des Statistischen Bundesamtes, Heft 4.
- Krack-Roberg, E./Schäfer, D. (1997): Land Use by Economic Activities - Conceptual Problems and Propositions for Solutions, Unpublished Report.
- Kreimes, K. (1992): Ökologische Zustandserfassung der Umwelt in Baden-Württemberg. In: Zeitschrift für Umweltchem. Ökotoxikologie. 4. Jg. S. 339-342.
- Kreimes, K. (1996): Bewertungs- und Darstellungsverfahren. Verfahren zur Bewertung und Darstellung von Bioindikationsdaten am Beispiel des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. In: UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox., 5. Jg., Nr. 8, S. 1-6.
- Krug, W./Nourney, M./Schmidt/J. (1996): Wirtschafts- und Sozialstatistik, München/Wien.
- Kuhn, M. /Radermacher, W./Stahmer, C. (1994): Umweltökonomische Trends 1960 bis 1990 in der Bundesrepublik Deutschland. In Wirtschaft und Statistik, Heft 8/1994, S. 673 ff.

- Kunitzer, A. (1995): Die Neukonzeption der Überwachungsprogramme in Nord- und Ostsee. Unveröffentlichtes Manuskript. Berlin
- Küppers, B.-O. (1988): Die Komplexität des Lebendigen - Möglichkeiten und Grenzen objektiver Erkenntnis in der Biologie. In: Küppers, B.-O. (Hrsg.): Ordnung aus dem Chaos - Prinzipien der Selbstorganisation und Evolution des Lebens (2. Aufl.). München. Zürich. S. 15-48.
- Kuttler, W. (Hrsg.) (1993): Handbuch zur Ökologie. Berlin.

L

- Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1994): Gewässergütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Mainz.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1990): Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Kassel.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1993a): Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland - Karten der Wasserbeschaffenheit - 1982-1991. Stuttgart.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1993b): Grundwasser. Richtlinien für Beobachtung und Auswertung. Teil 3, Grundwasserbeschaffenheit 1993, Essen.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Stuttgart.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat. Stuttgart.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1988): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1987. Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1989): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1988. Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1991): Methoden zur Wirkungserhebung in Wald- und Dauerbeobachtungsflächen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 64, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1993a): Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1990/91, Band I. Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1993b): Dioxine in Böden Baden-Württembergs. Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1994a): Methoden zu Wirkungserhebungen - Ein Methodenhandbuch - Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1994b): Signale aus der Natur. 10 Jahre Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1995): Ökologische Fließgewässerbewertung - Ein Vorschlag. Karlsruhe.
- Latour, B. (1979): Laboratory Life: The Social Construction of Scientific Facts. London/U.K..
- Latour, B. (1987): Science in Action. How to follow scientists and engineers through society. Cambridge/U.K.
- Latour, J. B./Reiling R. (1992): Threats to nature in the Netherlands. In: National Institute of Public Health and Environmental Protection (Hrsg.): National Environmental Outlook 2, 1990-2010. Biltoven. S. 453-459.
- Latour, J. B./Reiling, R./Wiertz, J. (1994): A Flexible Multiple Stress Model: who needs a priori Classification? In: Klijn, F. (Ed.) (1994): Ecosystem classification for environmental management. Dordrecht, Boston, London, S. 183-199.
- Leser (1991): Landschaftsökologie; München.
- Lewis, R.A. et al. (1989): Auswahl und Empfehlung von ökologischen Beobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland, MAB-Mitteilungen Nr. 29, Bonn.
- Liß, W. (1996): Neuere Fortschritte der ökotoxikologischen Beurteilung von Sedimenten. In: Technische Universität Hamburg-Harburg: Ökotoxikologiekurs der Baggergutbewertung in Theorie und Praxis - Arbeitsbereich Umweltschutztechnik. Seminar am 13. und 14.2.1996, Hamburg.
- Luftbild Brandenburg (1994): Erfassungseinheiten der CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg (Stand 15.7.94). - Mskrpt., Berlin.
- Luvall, J.C. & Hobro, H.R. (1991): Thermal remote sensing methods in landscape ecology. In: Turner, M. & Gardener R.H. (eds.). Quantitative methods in landscape ecology. Berlin, Heidelberg; New York, S. 127-152.

M

- Mangelsdorf, I./Greim, H. (1996): Diskussion - Ökosystemare Beurteilungskriterien. In: Frimmel, F. H./B. C. Gordalla (Hrsg.): Gewässergütekriterien - Ergebnisse eines Rundgesprächs. Mitteilung 13 der Senatskommission für Wasserforschung / Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim/Basel/Cambridge/New York/Tokyo
- Markard, C. (1992): Bund/Länder-Arbeitskreis "Qualitätsziele". Konzeption zur Ableitung von Qualitätszielen zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen. In: Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin: Güteanforderungen an Oberflächengewässer. S. 59-73.
- Marencic, H. et al. (1996): The Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP). Expert Workshop 1995/1996, Wadden Sea Ecosystem No. 6, Wilhelmshaven
- Marten, M. (1994a): Faunistics of the upper Rhine River: Changes in the faunal composition caused by industrial contamination (e.g. the SANDOZ accident). Verh. internat. Verein. Limnol. 25, Stuttgart.
- Marten, M. (1994b): Langzeitbiomonitoring in Fließgewässern Baden Württembergs. Ökologische Beweissicherung zur Beschreibung der Auswirkungen diffuser Belastungen unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos - Methodologische Betrachtungen. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994 in Hamburg (II), S. 518-522.
- Marten, M. (1996): Gewässergüte und Gewässerschutz. In: Der Bürger im Staat, 46. Jg., Heft 1, S. 38-45.
- Marten, M./Reusch, H. (1992): Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (38410, Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren. In: Natur und Landschaft, Jg. 67, Nr. 11, S. 544-547.
- Mather, P.M. (1987): Computer Processing of Remotely-Sensed Images - An Introduction, Chicago/New York/Brisbane/Toronto/Singapore.
- Mathes, K./Weidemann, G./Beck, L. (1993): Indikatoren für Ökosystembelastung. Forschungszentrum Jülich, Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 2/93, Jülich.
- Mayntz, R. (1990): Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards. In: Die Verwaltung 2/90, S. 137-153.
- McKenzie, D.H./Hyatt, D. E./McDonald, V. J. (1992): Ecological Indicators. Volume 1. Proceedings of an International Symposium Fort Lauderdale (Florida, USA), London, New York.
- Menges, G. (1973): Statistik 2 - Daten, Opladen.
- Meurer, M./Zinow, L. (1993): Erarbeitung von Möglichkeiten zur Steigerung der ökologischen Wertigkeit von Ballungsräumen mit Hilfe floristisch-vegetationskundlicher Untersuchungen auf repräsentativen Transekten unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie". Bd. 7, S. 445-456, Karlsruhe.
- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.) (1992): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg 7, Zustandsuntersuchungen auf biologisch-ökologischer Grundlage. Wasserwirtschaftsverwaltung Heft 27, Stuttgart.
- Ministry of Housing, Physical Planning and Environment (Hrsg.) (1989): To choose or to lose. National Environment Policy Plan. The Hague/NL.
- Ministry of Housing, Physical Planning and Environment (Hrsg.) (1991): Essential Environmental Information: The Netherlands 1991. The Hague/NL.
- Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (1994): National Environmental Policy Plan 2. Summary. The Environment: to 1 day's touchstone. The Hague/NL.
- Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (1995): Monitoring Water Quality in the Future. Executive Summary. The Hague/NL.
- Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament (21.12.1994): „Leitlinien der EU über Umweltindikatoren und ein „grünes“ Rechnungssystem“.
- Moen, J.E.T./Brugman, W.J.K. (1987): Soil Protection Programmes and Strategies in Other Community Member States: Examples from the Netherlands. In: Barth, H./P. L'Hermite (Hrsg.): Scientific basis for soil protection in the European Community, London-New York, S. 429-436.
- Möller, H. (1992): Studie zur Feinstruktur des gemeinsamen Bund-Länder-Messprogramms (BLMP). Kiel
- Mücke, W. (1993): Programme zur Bioindikation - Bestandsaufnahme und Vorschläge. In: Ries, L./H. Fiedler/G. Wagner/O. Hutzinger (Hrsg.): Ecoinforma 92. Biomonitoring & Umweltprobenbanken, Umweltdatenbanken & Informationssysteme, Ökometrie, Qualitätssicherung. Volume 4, Bayreuth, S. 3-22.
- Müller, F. (1992): Hierarchical Approaches to Ecosystem Theory. In: Ecological Modelling 63.215P-244.
- Müller F. (1995): Vortrag beim Beirat zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung am 24.2.1995 über „Ökosystemare Kriterien einer nachhaltigen Entwicklung“.

- Müller F. (1997): Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystemzuständen für die Umweltökonomische Gesamtrechnung. In: Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Heft 2/1997, Wiesbaden.
- Müller, F. & S.N. Nielsen (1996): Thermodynamische Systemauffassungen in der ökologischen Theorie. In Breckling, B. & Mathes, K. (Hrsg.): Ökologische Theorie und Systemanalyse. Landsberg (i.p.).
- Müller, F. G. (1981): Ressourcenknappheit und Ressourcenknappheitsindikatoren, In: Zeitschrift für Umweltpolitik, 4. Jg., Nr. 1, S. 69-93.
- Müller, P. (1980): Biogeographie. Stuttgart.

N

- Nagel, H.-D./Smiatek, G./Werner, B. (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien - Critical Loads & Critical Levels. In: Materialien zur Umweltforschung, herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Nr. 20, Stuttgart.
- National Board of Waters and Environment Finland (1991): Manual for Input to the ECE/IM Data Bank - Convention on long-range transboundary air pollution- Helsinki.
- National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) (1991): National Environmental Outlook 1990-2010. Bilthoven, The Netherlands.
- National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) (1995): Monitoring Water Quality in the Future, Volume 3: Biomonitoring. Bilthoven, The Netherlands.
- New Economics Foundation (Hrsg.) (1994): Indicators for Action. Commission on Sustainable Development. London.
- Norton, S.A./Lindberg S.E./Page A.L. (Hrsg.) (1990): Advances in environmental science. Volume 4: Soils, aquatic processes and lake acidification. New York, S. 1-293.
- Norton, B.G. (1993): A new paradigm for environmental management. In: Costanza et al. (Hrsg.): Ecosystem Health: S. 23-41.
- Norwegian Institute of Air Research (1990): EMAP - Data-Report. Oslo.
- Noss, R. F. (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. In: Conservation Biology 4 (4), S. 355-364.
- Nusch, E. (1993): Biologische Testverfahren - Aussagekraft und Grenzen der Übertragbarkeit. In: UWSF - Zeitschrift für Umwelchem. Ökotox. 5 (3), S. 155-160.

O

- OECD - Environment Directorate - Environment Policy Committee (1994): Group on economic and environment policy integration - Expert group on economic aspects of Biodiversity. Second session. 1. und 2. Juni 1994, Paris.
- OECD (1993a): Group on the State of the Environment Workshops on Indicators for Use in Environmental Performance Reviews. Draft Synthesis Report, 31 August 1993. Paris.
- OECD (Hrsg.) (1993b): Umweltpolitik auf dem Prüfstand. Bericht der OECD zur Umweltsituation und Umweltpolitik in Deutschland. Bonn.
- OECD (1994a): Environmental Indicators. OECD Core Set. Paris.
- OECD (1994b): Environmental Performance Reviews - Japan. Paris.
- OECD (1995): Environmental Performance Reviews - Netherlands. Paris.
- Ökologische Umweltbewertung und Landschaftsanalyse für Planung + Naturschutz GmbH (1995): Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der "Ökologischen Flächenstichprobe". Studie im Auftrag des Statistischen Bundesamtes, Bonn.
- Oslo and Paris Commissions (1993): North Sea Quality Status Report 1993. London.

P

- Petschel-Held, G./Block, A./Schellnhuber H.-J. (1995): Syndrome des globalen Wandels. Ein systemarer Ansatz für Sustainable-Development-Indikatoren. In: Geowissenschaften, 13. Jhg., Nr. 3/95, S. 81-87.
- Pfadenhauer, J., Poschlod, P., Buchwald, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. Ber. d. Bayer. Akademie f. Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) 10; Laufen S. 41-60.
- Pfadenhauer, J./Karlsletter, M. (1993): Vorstudie für ein Forschungs- und Entwicklungskonzept "Natur und Landschaft" im Projekt Angewandte Ökologie. Ein Beitrag zur Forschung für den integrierten Naturschutz. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie". Bd. 7. S. 423-444. Karlsruhe.
- Pfadenhauer, J. (1993): Vegetationsökologie: ein Skriptum; Eiching.

- Pfister, G./Renn, O. (1995): Ein Indikatorensystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg. Stuttgart (Manuskript).
- Plachter, H., Foeckler, F. (1991): Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren. In: Henle, K., Kaule, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung Bd 4; KFA Jülich, S. 323-337.
- Plachter, H. (1991): Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz. - Laufener Seminarbeiträge 7/91. 86 S.
- Plachter, H. (1991): Biologische Dauerbeobachtung. In Naturschutz und Landschaftspflege. - Laufener Seminarbeiträge 7/91. S. 7-29.
- Plachter, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67, S. 9-48.
- Prange, A/W. V. Tümping/R. Niedergesäß/E. Jantzen (1995): Die gesamte Elbe auf einen Blick: Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. In: Wasserwirtschaft - Wassertechnik (1995), Nr. 7, S. 22-33.

R

- Rademacher, W. (1988): Gedanken zu einer Basisklassifikation der Bodennutzung. In: Wirtschaft und Statistik, H. 2/1988, S. 71 ff.
- Rademacher, W. (1991): „Das Statistische Informationssystem zur Bodennutzung STABIS der amtlichen Statistik“, in Schlicher, M. (Hrsg.): Geo-Informatik, Berlin und München, S. 511-519.
- Rademacher, W. u. a. (1992): Neue Wege raumbezogener Statistik, Schriftenreihe Forum der Bundesstatistik, Bd. 20, Stuttgart.
- Rademacher, W. (1993): „Nachhaltiges Einkommen“, in Wirtschaft und Statistik, Heft 5, S. 331 ff.
- Rademacher, W./Bolleyer, R. et al. (1993): Aufbau der Umweltökonomischen Gesamtrechnung. Ein Bericht aus der Werkstatt. In: Wirtschaft und Statistik 2/93, S. 138-152.
- Rademacher, W. (1993a): Datenqualität in Umweltstatistiken. In: Qualität statistischer Daten, Hrsg. v. Statistischen Bundesamt, Bd. 25 der Schriftenreihe Forum der Bundesstatistik, Stuttgart, S. 97 ff.
- Rademacher, W. (1993b): STABIS und CORINE Land Cover: Meilensteine zu einem stärkeren Raumbezug in der amtlichen Statistik. In: Die Auswirkungen der Fernerkundung auf das Europäische Statistische Informationssystem, hrsg. vom Statistischen Amt der Europäischen Gemeinschaften (Eurostat), Reihe 9E; Luxemburg, S. 93 ff.
- Rademacher, W. (1994): Sustainable income: reflections on the valuation of nature in environmental-economic accounting. In: Statistical Journal of the United Nations ECE 11 (1994), S. 35-51.
- Rademacher, W./Stahmer, C. (1994): Vom Umwelt-Satellitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung in Deutschland. In Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 7, Heft 4, S. 531-541 (Teil 1) und Jg. 8, Heft 1, S. 99-109 (Teil 2).
- Rademacher (1995): „General Aspects of the Maintenance Cost Approach in the EU-Project on Methodological Problems in the Construction of an Adjusted Income Figure“, Beitrag zu einem Meeting der London Group on National Accounts and the Environment im März 1995.
- Rademacher, W./Schäfer, D./Seibel, S. (1995): Remote Sensing for Physical Accounting and Measuring Changes in Land Use, Beitrag zum Esquilino-Seminar „The Impact of Remote Sensing on the European Statistical Information System“, Rom.
- Rademacher, W., Stahmer, C. (1995): Umweltinformationen. In: Handbuch zur Umweltökonomie, hrsg. v. M. Junkernheinrich u.a.; Berlin, S. 290 ff.
- Rademacher, W. (1996): Environmental-economic accounting: how can it support decision-making. In: Global Monitoring of Terrestrial Ecosystems, edited by W. Schröder, O. Fränze, H. Keune and P. Mandry; Berlin, S. 155 ff.
- Rademacher, W. (1996): Land Use Accounting - Pressure Indicators for Economic Activities, paper for the International Symposium on Integrated Environmental Accounting in Theory and Practice in Tokyo.
- Raths, U./Riecken, U./Symanck, A. (1995): Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen - Auswertung der Roten Listen gefährdeter Biotoptypen. In: Natur und Landschaft, 70. Jg., Heft 5, S. 203-212.
- Reid, W. V. et al. (1993): Biodiversity Indicators for Policy-Makers. Washington.
- Rappart, D.J. (1989): What Constitutes Ecosystem Health? Perspectives in Biology and Medicine 33:120 ff.
- Ratte, C. (1996): Vortrag zu Umweltindikatoren vor dem Beirat zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung am 12.12.1996, Bonn.
- Reidl, K./Guderian, R. (1991): Höhere Pflanzen als Bioindikatoren im terrestrischen Bereich, In: Raumforschung und Raumplanung 49 (1), S. 7-20.
- Renn, O. (1994): Ein regionales Konzept qualitativen Wachstums, Pilotstudie für das Land Baden-Württemberg. In: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Arbeitsbericht Nr. 3 /März 1994.

- Rennings, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. In: Materialien zur Umweltforschung, herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Nr. 24, Stuttgart.
- Research Institut of Toxicology (RITOX) (1995): Monitoring Water Quality in the Future, Volume 2: Mixture Toxicity Parameters. Utrecht, The Netherlands.
- Riecken, U. (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen. Eine Einführung. In: Riecken, U.: Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. Münster.
- Riecken, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikatoren durch Tierarten und Tiergruppen. Grundlagen und Anwendung. - *Schr.R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 36; Bonn-Bad Godesberg.
- Riecken, U. (Hrsg.) (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikatoren durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. - *Schr.R. Landschaftspf. Natursch.* 41.
- Riecken, U./Ries, U./Ssymank A. (1993): Biotoptypenverzeichnis für die Bundesrepublik Deutschland. - *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* H. 38. S. 301-339; Bonn-Bad Godesberg
- Riecken, U./Ries, U./Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 41

Rinne, H. (1994): Wirtschafts- und Bevölkerungsstatistik, München/Wien.

Ripl, W. & Hildmann C. (1996): Ökosysteme als thermodynamische Notwendigkeit - Systemökologische Überlegungen. In: Fränze, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.): *Handbuch der Ökosystemforschung*, Kapitel V-3.1.1.

Rosenkranz, D. et al. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin.

Rost-Siebert, K. (1985): Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität bei Keimpflanzen von Fichte und Buche in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Bd. 12.

S

Saebo, H. V. (1992): Environmental Indicators. - Paper Prepared for the Joint ECE/Eurostat Work Session on Specific Methodological Issues in Environmental Statistics. Working Paper Nr. 6. Lisbon (Portugal).

Salchow, R. (1995): Das neue Bund/Ländermessprogramm für Nord- und Ostsee. Unveröffentlichtes Manuskript. Berlin

Schemel, H.-J. et al. (1990): *Handbuch zur Umweltbewertung. Konzept und Arbeitshilfe für die kommunale Umweltplanung und Umweltverträglichkeitsprüfung.* Dortmunder Beiträge zur Umweltplanung. Gutachten im Auftrag der Stadt Dortmund (Umweltamt), Dortmund/ München/ Hannover.

Schertzberg, A. (1992): Der freie Zugang zur Information über die Umwelt. In: *Zeitschrift für Umwelt- und Planungsrecht.* 1992/2, S. 48-56.

Schmidt, H., Foeckler, F. u. Herrmann, T. (1996): Entwicklung eines Konzeptes zur Erfassung, Bewertung und Darstellung der Qualität von Ökosystemen auf Basis der Ausstattung von Biotopen mit Pflanzen und Tieren - Fortschreibung des Pilotprojekts „Ökologische Flächenstichprobe“. Enderbericht i.A. des Statistischen Bundesamtes.

Schmidt-Bleek, F. (1993): Mit Maß und Ziel. Ein Indikator für die Umweltverträglichkeit von Gütern und Dienstleistungen könnte die nachhaltige Wirtschaft fördern. In: *Müllmagazin* Bd. 6 (2), S. 28-31.

Schmidt-Bleek, F. (1994): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin, Basel, Boston.

Schönthaler, K., Kerner, H.F., Köppel, J., Spandau, L. (1994): Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung - Pilotprojekt für Biosphärenreservate. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, UFOPLAN-Nr. 101 04 040/08.

Schröder, W./Vetter, L./Fränze O. (Hrsg.) (1994): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie.* Braunschweig/Wiesbaden.

Schubert, R. (Hrsg.) (1985): *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.* Stuttgart.

Schulin, R. (Hrsg.) (1993): *Soil Monitoring. Early detection and surveying of soil contamination and degradation.* Basel.

Schulz, D. (1992): Dioxine im Boden. In: Rosenkranz, D. (Hrsg.) (1988): *Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.* Berlin, Ziffer 1700.

Schweizerische Kommission für Umweltbeobachtung (SKUB) (1995): *Methodenstudie Umiker Schachen - Machbarkeitsstudie Ökosonden. Methodische Entwicklung und Validierung von Indikatoren einer integrierten Umweltbeobachtung im Testraum Umiker Schachen (AG).* Bern.

- Schwoerbel, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. UTB 979.
- Sheehy, G. (1989): Environmental Indicator Research: A Literature Review for State of Environment Reporting. SOE Technical Report Series No. 7. Strategies and Scientific Methods. State of the Environment Reporting Branch. Environment Canada (unveröffentlicht).
- Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) (1996): Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development. Report edited by Suzanne Billharz and Bedřich Moldan, Charles University Environmental Center, Workshop in Wuppertal, Germany, November 15-17, 1995, Prague.
- Slocombe, S./Woodley S. (1990): Environmental Monitoring in National Parks: A Bibliographic Review. Waterloo/Canada.
- Solbrig, O. T. (1994): Biodiversität. Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. Bonn.
- Stahmer, C. (1994): Naturvermögen, Stichwort in Brümerhoff/Lützel: Lexikon der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen, München 1994 und United Nations (1993).
- Statistisches Bundesamt (1994): Fachserie 18 „Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen“, Reihe 1.3 „Konten und Standardtabellen 1993 - Hauptbericht“.
- Statistisches Bundesamt (1996): Fachserie 19, Umwelt, Reihe 4, Umweltökonomische Gesamtrechnungen – Basisdaten und ausgewählte Ergebnisse; Stuttgart.
- Starke, U./Herbert, M./Einsele, G. (1991): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser. Teil I Grundlagen zur Beurteilung von Schadensfällen. In: Rosenkranz, D. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin.
- Stetzka, K. M. (1993): Moose als Zeigerpflanzen für Umweltveränderungen: Anwendungsmöglichkeiten von ökologischen Zeigerwerten. In: Forstarchiv, 64, S. 226-232.
- Steuergruppe "Ökosystemforschung Wattenmeer - Schleswig-Holstein" im Nationalparkamt (Hrsg.) (1992): Ökosystemforschung Wattenmeer. Tönning.
- Straskraba, M. (1993): Ecotechnology as a new means for environmental management. In: Ecological Engineering 1993, 2:311-331.
- Stump, J./Mücke, W. (1991): Umwelt-Monitoring mittels Bioindikatoren - Programm zur Erfassung der Belastung terrestrischer Ökosysteme durch Umweltchemikalien. In: Staub - Reinhaltung der Luft 51, S. 295-299.
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. - Ber. Ldw. 5(1), S. 112-139.
- ## T
- Technische Universität Hamburg-Harburg (1996): Ökotoxikologiekurs der Baggergutbewertung in Theorie und Praxis - Arbeitsbereich Umweltschutztechnik. Seminar am 13. und 14.2.1996, Hamburg
- The World Bank, Environmental Department, (1994): Monitoring Environmental Progress. Draft 9/21/94.
- Töpfer, K. (1992): Umsetzung der Erkenntnisse zum Schutze der Umwelt - wissenschaftliche Erkenntnisse und politische Realisierung. In: MAB-Mitt. 36, S. 7-12.
- Tremp, H./Kohler, A. (1993a): Moose als Zeiger des Säurezustandes von Fließgewässern sowie methodische Vorbereitung eines biologischen Schnelltestverfahrens für Aluminium und Eisenbelastung. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie". Bd. 7, S. 483-497. Karlsruhe.
- Tremp, H./Kohler, A. (1993b): Wassermoose als Versauerungsindikatoren. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Projekt "Angewandte Ökologie". Bd. 6, Karlsruhe.
- Trilateral Monitoring Expert Group (TMEG) (1993): Integrated Monitoring Program of the Wadden Sea Ecosystem. UBA-Forschungsbericht 108 02 896/02. Berlin.
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angewandte Pflanzensoziologie; Stolzenau/W. 13:5-42.
- ## U
- Umlauff-Zimmermann, R./Kühl, U. (1991): Wirkungserhebungen im Rahmen des passiven Monitorings - Einsatzmöglichkeiten und -grenzen - In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1991): Methoden zur Wirkungserhebung in Wald und Dauerbeobachtungsflächen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 64, Karlsruhe.
- Umweltbundesamt (UBA) (1986): Beitrag zur Beurteilung von 19 gefährlichen Stoffen in oberirdischen Gewässern. Reihe Texte 10/86. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1989a): Bodenschutz - Mögliche Anwendung eines Bodeninformationssystems. Reihe Texte 8/89. Berlin.

- Umweltbundesamt (UBA) (1989b): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. F+E Nr. 109 01 008 UFO-Plan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1990a): Ökosystemforschung Wattenmeer. Reihe Texte 7/90. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1990b): Räumliche und zeitliche Struktur säurebildender Spurenstoffe in Europa. -Untersuchungsprogramm im Rahmen des EMEP-Projektes- F+E Nr. 104 02 662 UFO-Plan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1992a): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Reihe Texte 34/92, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1992b): Pilotstudie zur Einführung des Bodeninformationssystems in den Ländern Brandenburg und Sachsen. Reihe Texte 52/92. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1993a): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes. Reihe Texte 46/93. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1993b): Grundlagen zur Bewertung der Belastung und Belastbarkeit von Böden als Teilen von Ökosystemen. Reihe Texte 59/93. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1993c): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded. Reihe Texte 25/93. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1993d): Umweltprobenbank. Jahresbericht 1991. Reihe Texte 7/93. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1993e): Zusammenfassung der Forschungsergebnisse zur Waldschadensproblematik in den neuen Ländern. Bd. 1. Tharandt. Bd. 2. Eberswalde. Reihe Texte 2/93. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1993f): Vorbereitung, Durchführung und Auswertung des EMEP-Workshops über Photooxidantien-Modellierung. Bd. 1 Bericht. Bd. 2 Materialien. F+E Nr. 10402635 UFO-Plan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1993g): Jahresbericht 1992. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1994a): Begleitstudie zur bundesweiten Bodenzustandserhebung Wald. UBA-F+E-Vorhaben 107 06 002, Reihe Texte 06/94, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1994b): Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. UBA-FB 94-087, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1994c): Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe - Literaturstudie. Reihe Texte 69/94, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1994d): Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern. Reihe Texte 44/94, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1994e): Daten zur Umwelt 1992/93. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1994f): Erarbeitung einer Konzeption für ein längerfristiges ökologisches Beobachtungssystem des Rheins - 1.Stufe: Literaturstudie. 3 Bände, Forschungsbericht 109 02 041, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1994g): Jahresbericht 1993. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1995a): Anwendung eines Auswahlschemas zur Identifizierung gewässerrelevanter gefährlicher Stoffe. Forschungsbericht 102 04 109, Reihe Texte 50/95, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1995b): Bewertung der Gefährdung von Mensch und Umwelt durch ausgewählte Altstoffe. Reihe Texte 38/95, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1995c): Entwicklung eines einheitlichen Grundwasser-Beschaffenheits-Meßnetzes in den neuen Bundesländern als Grundlage zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU. Forschungsbericht 102 02 628/06, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1995d): Jahresbericht 1994. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA)/ Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1995e): Umweltdaten Deutschland 1995. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1995f): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moossanalysen, UBA-TEXTE 31/95.
- Umweltbundesamt (UBA) (1996a): Manual On Methodologies And Criteria For Mapping Critical Levels/Loads And Geographical Areas Where They Are Exceeded. Reihe Texte 71/96, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1996b): Jahresbericht 1995. Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1996c): Umweltqualitätsziele- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz. Reihe Texte 63/96, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1996d): Grunddatenkatalog des Bundes und der Länder. Reihe Texte 20/96, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1996e): Umweltprobenbank. Jahresbericht 1992/3. Reihe Texte 08/96, Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1996f): Konzept für ein Umweltbeobachtungsprogramm - Dokumentation der sektoralen und ökosystemaren Beobachtungsprogramme im Zuständigkeitsbereich des Bundes (im Entwurf). Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (1997a): Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes - Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts, UBA-Forschungsvorhaben Nr.: 104-01-119. Berlin.

- Umweltbundesamt (Beginn 1997): „Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservats Rhön“. F+E-Vorhaben 109 02 076/01.
- United Nations (1993): SEEA der UN: Integrated Environmental and Economic Accounting, New York.
- UN Commission on Sustainable Development (1996): Indicators of Sustainable Development Framework and Methodologies. New York.
- UN ECE, CCE (1991): Mapping Critical Loads for Europe. Coordination Center for Effects, Technical Report No. 1, RIVM, Bilthoven (The Netherlands).
- UNEP (1994): An Overview of Environmental Indicators. State of the Art and Perspectives. Nairobi.
- UNSO (1992): Note on Environmental Indicators. Paper presented to the Intergovernmental working group on the advancement of environmental statistics. Arusha, Tanzania. 17-21 February. 1992.
- UNSTAT (1993): Environment and Sustainable Development Indicators. Paper prepared for the UNEP/UNSTAT Expert Group Meeting on Sustainable Development Indicators, Geneva, 6-8 December 1993.
- Unterarbeitsgruppe "Boden-Dauerbeobachtungsflächen" (1993): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen". In: Rosenkranz, D. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin, Ziffer 9401.
- Usher, M. B., Erz, W. (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz; Heidelberg.
- V**
- van Nouhuys, J./Jahr, B. (1996): Entwicklung des Geographischen Informationssystem Umwelt GISU im Umweltbundesamt. In: Lessing, H./U. W. Lipeck (Hrsg.): Informatik im Umweltschutz, 10. Symposium, Hannover; Umwelt-Informatik aktuell, Bd. 10, S. 252-263.
- Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.) (1992): Bioindikation - Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. VDI-Berichte 901. Düsseldorf.
- VHB Research and Consulting Inc. (1989): Indicators and Indices of the State of the Environment. SOE Technical Report Series No. 15. Strategies and Scientific Methods. State of the Environment Reporting Branch. Environment Canada (unveröffentlicht).
- Voss, G. (Hrsg.) (1994): Sustainable Development. Leitziel auf dem Weg in das 21. Jahrhundert. Kölner Texte und Thesen Nr. 17, Köln.
- Vries, H. J. M. de/Wieringa K. (1992): The Issue: Continuous Growth and Sustainable Development. In: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) (Hrsg.): National Environmental Outlook 2, 1990-2100, Bilthoven, S. 41-48.
- W**
- Wagner, G. (1986): Entwicklung einer Methode zur großräumigen Überwachung der Umweltkontamination mittels standardisierter Pappelblattproben von Pyraminappeln. Saarbrücken.
- Wagner, G. (1992): Biomonitoring und Umweltprobenbank als Instrument einer langfristigen Umweltbeobachtung. In: Publications du Centre Universitaire de Luxembourg. S. 69-81.
- Wagner, G. (1993): Einsatzstrategien und Netze für die Bioindikation im Umweltmonitoring. In: Ries, L./H. Fiedler/G. Wagner/O. Hutzinger (Hrsg.): Ecoinforma 92. Biomonitoring & Umweltprobenbanken, Umweltdatenbanken & Informationssysteme, Ökometrie, Qualitätssicherung. Volume 4, Bayreuth, S. 23-31.
- Walz, R. et al. (1995): Vorschläge für die Ausgestaltung eines nationalen Umweltindikatorensystems für Deutschland. 2. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben 101 05 016 des Umweltbundesamtes "Weiterentwicklung von Indikatorenssystemen für die Umweltberichterstattung". Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (FhG-ISI), Karlsruhe.
- Walz, R. u.a. (1996): Weiterentwicklung von Indikatorenssystemen für die Umweltberichterstattung, Abschlussbericht.
- Weber, B.H., Depew, D.J., Dyke, C., Salthe, S.N., Schneider, E.D., Ulanowicz, R.E. & Wicken, J. S. (1989): Evolution in thermodynamic perspective: An ecological approach. *Biology and Philosophy* 4: 373-405.
- Wege, K./W. Vandersee (1992): Umwelt und Klima - über Ozontrends. In: Mitteilungen der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft 4/92.
- Wendland, F./Albert, H./Bach, M./Schmidt, R. (Hrsg.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.

- Western Environment and Social Trends (1990): Environmental Indicators: Opinions of Potential Users. SOE Technical Report Series No. 17. State of the Environment Reporting. Environment Canada (unveröffentlicht).
- Wetering, R./Opschoor, J.B. (1992): The ecocapacity as a challenge to technological development. Publication Advisory Council for Research on Nature and Environment (RMNO) Nr. 74a.1992.
- Weterings, R./Opschoor, J.B. (1994): Towards Environmental Performance Indicators based on the Notion of Environmental Space (forth coming). Advisory Council of Research and Environment, Rijswijk. The Netherlands.
- Wilson, E. O. (1988): Biodiversity. Washington, D.C..
- Wilson, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt? Der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für eine Umkehr. Heidelberg, Berlin, New York.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderung (1993): Welt im Wandel: Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehung - Jahresgutachten 1993. Bremerhaven.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderung (1994): Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden - Jahresgutachten 1994. Bremerhaven.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderung (1995): Szenario zur Ableitung globaler CO₂-Reduktionsziele und Umsetzungsstrategien - Stellungnahme zur ersten Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Berlin, Bremerhaven, S. 6.
- Wissenschaftsrat (1994), Stellungnahme zur Umweltforschung in Deutschland, Bd. 1, S. 59.
- WMO (World Meteorological Organisation)/UNEP (United Nations Environment Program) (1992): Global Ozone Research and Monitoring Project. Nr. 25, Genf.
- Wuppertal Institut (1995): Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer globalen nachhaltigen Entwicklung. Studie im Auftrag von BUND und Misereor, Bonn und Aachen.

Z

- Zieschank, R./van Nouhuys, J./Ranneberg, T./Mulot J. J., (1993): Vorstudie Umweltindikatorensysteme. Endbericht im Auftrag des Statistischen Bundesamtes. Beiträge zur umweltökonomischen Gesamtrechnung H.1, Wiesbaden.
- Zieschank, R./van Nouhuys J. (1995): Umweltindikatoren als politisches und geökologisches Optimierungsproblem. In: Geowissenschaften, 13. Jahrgang, Heft 3/1995, S. 73-80.
- Zimmermann, R.-D (1991): Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. In: VDI-Berichte Bd. 901. Bioindikatoren. Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. Kolloquium. Band 1. S. 61-80.
- Zimmermann, R.-D. (1993): Arbeitskreis Bioindikation / Wirkungsermittlung - Konzeption der künftigen Aufgabenbereiche. In: Staub - Reinhaltung der Luft 53. S. 235-236.
- Zimmermann, R.-D./Umlauff-Zimmermann, R. (1994): Von der Bioindikation zum Wirkungskataster. UWSF - Zeitschrift für Umweltchemische Ökotoxologie 6 (1), S. 50-54.
- Zizek, F. (1933): Die „Allgemeine“ und die „Spezielle“ statistische Methodenlehre. Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik, 138 (1933 I), S. 641-692.

I. Idealtypische Definition		
1. Indikatorname		
2. Definition		
3. Maßeinheit bzw. dimensionslos		
4. Klassenbildung		
5. Beispielaussage		

II. Aussagebezug		
1. Objektbezug:		
a) Akzeptorebene		
b) Akzeptor		
2. inhaltlicher Bezug:		
a) Umweltthema		
b) OECD-Liste		
c) Indikandum		
3. räumliche Aussage:		
a) nationale Ebene		
b) Meso-Ebene		
4. stofflicher Bezug		

III. Charakterisierung und Einordnung		
1. Perspektive		
2. Indikatortyp		
3. Stromgröße/ Bestandsgröße/ wechselseitige Substitution		
4. Sensibilität des Indikators		
5. Relevanz des Indikators:		
a) ökologisch		
b) ökonomisch		
c) politisch		

IV. Normierung / Bewertung		

V. Datenverfügbarkeit des oben definierten Indikators und/oder von approximativen Indikatoren		

VI. Beschreibung der Datenerhebung		
1. Indikator gemessen / berechnet		
2. Berechnungsmethode		
3. Erhebungsmethode		
4. Erhebungsintervall / Berechnungsintervall		
VII. Aussagegrenzen des Indikators		
VIII. Sonstiges		
1. Literatur		
2. Bemerkungen		

Erläuterungen zum Indikatorenkennblatt

Vorbemerkung:

Das Indikatorenkennblatt dient mehreren Zwecken. Es ermöglicht die *Erfassung* relevanter Indikatoren; in diesem Sinne ist es ein "Basisdokument" für alle weiteren Arbeitsschritte. Sofern zentrale Kategorien leer bleiben, übernimmt das Kennblatt eine *Selektionsfunktion* im Hinblick auf die unmittelbaren Umsetzungschancen. Mit ergänzenden Datenbankauswertungen bildet es außerdem eine *Diskussionsgrundlage* für die abschließende Optimierung des Indikatorensets. Die letzte Aufgabe besteht dann in einer Dokumentationsmöglichkeit des Indikatorensets für verschiedene Nutzergruppen; zusammen mit ergänzenden Graphiken und Literaturverweisen sind die Kennblätter wesentlicher Bestandteil eines EDV-gestützten "Informationssystems Umweltindikatoren".

Die ausgefüllten Kennblätter spiegeln jedoch nicht so sehr den ursprünglichen Kontext eines Indikators wider, sondern vielmehr Inhalte, die nach den Präferenzen des Indikatorenprojektes für wesentlich erachtet werden.

Aus diesem Grund ist eine kurze Erläuterung bestimmter Kategorien des Indikatorenkennblattes sinnvoll:

I. Idealtypische Definition

I.1 Indikatorname

Datenfeld enthält den im Projekt verwendeten Kurztitel.

I.2 Definition

Vollständiger Name des Indikators in seiner deskriptiven, nicht normierten Form.

I.3 Maßeinheit bzw. dimensionslos

Angabe der Maßeinheit des Indikators nach Länge, Gewicht, Fläche, %-Satz, Einheit u.ä.

I.4 Klassenbildung

Dokumentation vorliegender Einteilungen zu den möglichen Ausprägungen eines Indikators. Sind Soll-Werte oder Umweltstandards Ausgangspunkt einer Klassenbildung, werden diese unter IV. Normierung/Bewertung offengelegt (neben eventuellen weiteren, dort aufgeführten Referenzwerten).

I.5 Beispielaussage

Enthält als Beispiel eine Ergebnisaussage in der Form, wie sie im Projekt erwünscht ist, ggf. aus bereits vorliegenden Ergebnissen existiert.

II. Aussagebezug

II.1 Objektbezug

II.1.a) Akzeptorebene

Es wird zwischen 3 Hierarchieebenen von Objekten der Umweltbeobachtung unterschieden:

- Ebene 1: Landschaft
- Ebene 2: Ökosysteme bzw. Biotope (als Typ)
- Ebene 3: biotische und abiotische Umweltbestandteile.

Diese Hierarchiestufen werden als "Akzeptorebenen" bezeichnet und leiten sich ab vom Begriff des "Akzeptors" (s.II.1.b). Die Bestandteile jeder Ebene sind die Akzeptoren.

Die Akzeptorebenen werden im Projekt aus jeweils unterschiedlichen Perspektiven (s. III.1) beobachtet:

- Ebene 1 aus der Struktur- und Funktionalitätsperspektive
- Ebene 2 aus allen drei Perspektiven
- Ebene 3 unter den Perspektiven Struktur und Stoffe (s. III.2).

II.1.b) Akzeptor

Ein Akzeptor ist ein im Projekt bewußt ausgewählter Umweltausschnitt/Objekt der Umweltbeobachtung, der durch anthropogene Umweltbelastungen physischer oder stofflicher Art in seiner Gestalt, seiner stofflichen Zusammensetzung oder seiner Funktion verändert oder beeinträchtigt wird.

Die Akzeptoren werden jeweils den Akzeptorebenen (siehe II.1.a) zugeordnet. Im Einzelnen kann hier eingetragen werden:

- Akzeptoren der Ebene 1: - Naturräume
- Wassereinzugsgebiete (Typen noch nicht festgelegt)
- Bodenbedeckungstypen (nach Corine Land Cover-

Klassifikation)

- Akzeptoren der Ebene 2: - Ökosystem- / Biotoptypen nach einem spezifischen Biotoptypen schlüssel
- die Ökosystemklassifikation umfaßt dabei:
Wattenmeer
Gewässer
Agrarökosystemtypen
Waldökosystemtypen
Sonstige naturnahe Ökosystemtypen
Sonstige technische Ökosystemtypen
- Akzeptoren der Ebene 3: - Atmosphäre
- Grundwasser
- Böden/Sedimente
- Organismen (Pflanzen, Tierwelt)

II.2 Inhaltlicher Bezug

II.2.a) Umweltthema

Ein Umweltthema ist ein bereits in der Öffentlichkeit bekanntes, in Beobachtung befindliches oder aktuell diskutiertes Umweltproblem. Die Einordnung der Indikatoren nach Themenfeldern

erfolgt zur Orientierung, inwieweit der Indikator Bezug zu aktuellen oder bereits behandelten Problemen hat.

Die derzeitige Liste der Umweltthemen umfaßt:

- Treibhauseffekt
- Ozonabbau
- Toxische Kontamination
- Eutrophierung
- Versauerung
- Waldschäden
- Biodiversität
- Nutzungsintensität der Landschaft
- Strukturvielfalt der Landschaft
- Seltenheit/Gefährdung der Landschaft
- Strukturelle Biotopqualität

II.2.b) OECD-Liste

Auf internationaler Ebene der OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) werden bestimmte Umweltthemen mittels Indikatoren dargestellt. Sie werden nach Pressure, State und Response-Indikatoren untergliedert. (Pressure: Umweltbelastung durch Akteure, State: Umweltzustand, Response: Maßnahmen und Ausgaben zum Umweltschutz). Um die Vergleichbarkeit mit dem Indikatorenprojekt zu erleichtern, wird in diesem Datenfeld dasjenige OECD-Umweltthema eingetragen, zu dem der Indikator einen Bezug hat. Dies bedeutet nicht, daß es sich auch um einen OECD-Indikator handelt.

II.2.c) Indikandum

Das Indikandum ist der Sachverhalt, den ein Indikator anzeigt. Es gibt mehrere Formen der Beziehung zwischen Indikator und Indikandum: Die Beziehung besteht einerseits darin, daß das Indikandum selbst nicht direkt beobachtbar ist, der spezifische Indikator jedoch indirekt und stellvertretend für den interessierenden Sachverhalt Rückschlüsse auf den Umweltzustand zuläßt. Beispiel: "Zeigerpflanzen" (Indikator) zeigen die Qualität eines Biotops (Indikandum, z.B. hinsichtlich der Nährstoffversorgung an) sowie Wirkungsketten, die im Einzelnen nicht gemessen werden können (Stichwort "nicht-identischer Indikator"). Andererseits steht ein Indikator (Blei im Boden) für ein umfassenderes Phänomen, beispielsweise die Beeinträchtigung von Böden durch die Stoffgruppe der Schwermetalle (Indikandum). Er hat hier die Funktion eines Leitindikators (Stichwort "teil-identischer Indikator"). In allen Fällen handelt es sich bei Indikatoren um gattungsbegriffliche Operationalisierungen des Indikandums.

II.3 Räumliche Aussage

II.3.a) Nationale Ebene

Diese Kategorie enthält - sofern bereits empirische Angaben vorliegen - eine Aussage darüber, ob der Indikator bundesweit einen Beitrag zur Darstellung der Umweltsituation ermöglicht.

II.3.b) Meso-Ebene

Da Umweltbelastungen und Umweltveränderungen nicht gleichmäßig im Gebiet der Bundesrepublik auftreten, ist eine räumliche Differenzierung des Umweltzustandes sinnvoll. Die Bezugsräume von Indikatoren differieren mitunter erheblich. Für welche regionalen Ebenen oder Gebiete der betreffende Indikator genau Aussagen macht, ist dieser Kategorie zu entnehmen. Es kann sich dabei um konkrete Räume (z.B. Thüringen) handeln oder um mathematisch-abstrakt definierte Räume (Cluster mit ähnlichen Eigenschaften).

II.4 Stofflicher Bezug

Das Datenfeld enthält die Angabe der Stoffe, die ein Indikator der stoffbezogenen Perspektive mißt, um Aussagen hinsichtlich ihres Gehaltes bzw. der Wirkung in einem Akzeptor zu erstellen. Stoffe, die nicht direkt gemessen werden, im Zusammenhang mit dem Indikator jedoch relevant sein können, sind zusätzlich in Klammern erwähnt. (Beispielsweise erlaubt der Indikator "Düngemittleinsatz" neben den Stoffen Phosphat und Stickstoff auch Hinweise auf Schwermetalleinträge). Für diejenigen Fälle, in denen Ursache-Wirkungszusammenhänge zwischen Emissionen und Umweltproblemen bekannt sind, soll damit im Kontext der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen die Verknüpfung zwischen Verursachergruppen, Schadstoffemissionen und Umweltzustand hergestellt werden.

III Charakterisierung und Einordnung

III.1 Perspektive

Nach dem Konzept des Projektes wird der Umweltzustand aus drei Blickwinkeln (Perspektiven) beschrieben:

- **Funktionalität:** Charakteristische ökosystemare Kenngrößen (z.B. Biomassenproduktion) lassen Rückschlüsse auf optimales bzw. suboptimales Funktionieren ökologischer Systeme zu.
- **Struktur:** Unter Struktur werden Art und Ausstattung von Flächen verstanden, d.h. quantitative und qualitative Daten zur Bodenbedeckung bzw. zu Biotoptypen und zur Ausstattung mit Pflanzen und Tieren.
- **Stoffe:** Ausgebrachte Stoffe führen durch unmittelbare Wirkungen oder Schadstoffanreicherungen zu Veränderungen, meist Verschlechterungen des Umweltzustandes von Akzeptoren.

Das Datenfeld gibt an, welche der drei Perspektiven der Indikator beschreibt.

III.2 Indikatortyp

Die stoffbezogene Perspektive wird differenziert nach Indikatoren

- der direkten Belastung (d.h. ausgebrachte Stoffe wirken direkt "am Ort")
- der medialen Belastung (d.h. Stoffe werden auf dem Luft oder Wasserweg transportiert. Ihre Wirkung tritt in einem entfernt vom Emissionsort liegenden Akzeptor auf.)
- der Auswirkung (gegliedert nach Akkumulations-, Wirkungs- und Risikoindikatoren).

In der Regel sind diese Indikatoren deskriptiv.

III.3.b) Stromgrößen/Bestandsgrößen/wechselseitige Substitution

Diese Kategorie orientiert sich am Sprachgebrauch ökonomischer Rechnungslegung, in der "stocks" und "flows" die zentralen Kenngrößen bilden. Analog betrachtet die UGR Mengenströme und Frachtraten von Schadstoffen als Stromgrößen, die Menge (noch) verfügbarer Umweltressourcen und deren Qualität als Bestandsgrößen innerhalb einer Berichtsperiode. Bestandsgrößen zeigen Vorkommen und Qualität eines Sachverhaltes zu einem genau definierten Zeitpunkt. Dagegen beziehen sich Stromgrößen, d.h. Veränderungen dieser Bestände zwischen zwei Zeitpunkten, konzeptionell immer auf einen Zeitraum. In einem Jahr erhöhen sich beispielsweise die Anfangsbestände mengenmäßig durch Zugänge oder vermindern sich durch Abgänge, oder es werden bestimmte (Umwelt-)Qualitäten verbessert beziehungsweise verschlechtert.

Mediale Indikatoren würden demnach als Stromgrößen ausgewiesen. Im Falle der Exposition von Pflanzen beispielsweise gegenüber Ozon oder gelösten Schwermetallen in Gewässern sind Stromgrößen/Frachtraten jedoch wenig aussagefähig, außerdem liegen hier in der Regel Konzentrationsangaben aus Mefnetzen vor. Aus diesen Gründen fungieren bestimmte Kenngrößen zu Schadstoffgehalten/-konzentrationen (also Bestandsgrößen) als Substitute für Stromgrößen.

III.4 Sensibilität des Indikators

Ein Indikator soll reagieren, wenn sich die Umweltqualität bzw. der Zustand eines Akzeptors verändert. Der Indikator steht dabei einerseits in Beziehung zu den Ursachen ("pressures"), andererseits in Beziehung zum interessierenden ökologischen Sachverhalt, dem Indikandum.

Die Kategorie enthält eine erste Einschätzung, in welcher Weise ein Indikator gegenüber Veränderungen reagiert. Hinsichtlich der Verursachungsseite läßt sich zwischen einer kurzfristigen und einer langfristigen Sensibilität differenzieren, hinsichtlich der ökologischen Wirkungen zwischen einem direkten oder vermittelten Bezug.

(Mathematisch definierbare Beziehungen sind allerdings eher selten, auch die genauen biologischen oder chemisch-physikalischen Zusammenhänge sind häufig unzureichend erforscht. Insofern wird auf das vorliegende "Expertenwissen", das in die seinerzeitige Konstruktion eines Indikators eingeflossen ist, zurückgegriffen).

III.5 Relevanz des Indikators

Die Kategorien sollen kurz den ökologischen Kontext, mögliche wirtschaftliche Folgen für eine (nachhaltige) Nutzung des Naturkapitals oder die mutmaßlichen Verursachergruppen skizzieren sowie die Bedeutung des Indikators im Rahmen umweltpolitischer Themenfelder darlegen.

IV. Normierung/Bewertung

Das Datenfeld enthält denkbare Referenzwerte (Grenzwerte, Schwellenwerte, Sollwerte, Handlungsziele), die für eine Normierung oder Bewertung eines deskriptiven Indikators herangezogen werden können. Es kann sich dabei sowohl um wissenschaftlich-normative Referenzwerte oder politisch-normative Referenzwerte handeln. Sind bestimmte Sollwerte, Umweltstandards etc. zur Festlegung von Klassen für Ausprägungen eines Indikators

verwendet worden (s. I.4), sollten sie hier dokumentiert werden. Intendiert ist ein Vergleich des deskriptiv beschriebenen Umweltzustandes mit einem normativen Ziel.

V. Datenverfügbarkeit des oben definierten Indikators und/oder von approximativen Indikatoren

Hier erfolgt eine Nennung relevanter Beobachtungsprogramme, Meßnetze oder Berechnungsverfahren für den betreffenden Indikator. Sofern bekannt, erfolgt zusätzlich eine Angabe zur realen Verfügbarkeit vorhandener Datenbestände für das Indikatorenprojekt.

VI. Beschreibung der Datenerhebung

Die Datengrundlagen, auf denen ein Indikator basiert, können entweder Meß- und Beobachtungsdaten oder Berechnungen sein. Häufig treten beide Aspekte auf, wenn etwa die Ausgangsdaten weiter rechnerisch bearbeitet und verdichtet werden. Die jeweils entsprechenden methodischen Verfahren müssen im Rahmen des Indikatorenprojekts zumindest benannt werden können. Bei komplexeren Indikatoren, die ausführliche methodische Beschreibungen erfordern, wird auf diesbezügliche Anlagen oder die Originalliteratur verwiesen. Werden die Daten in fremder Regie - etwa seitens des Umweltbundesamtes - erhoben, ist nicht immer in allen Einzelheiten das methodische Vorgehen dokumentierbar.

Hinsichtlich des Aspektes Erhebungsintervall/Berechnungsintervall wird eingetragen, in welchen zeitlichen Abständen eine Datenerhebung oder Neuberechnung des Indikators vorgenommen werden sollte, um die Dokumentation zur Umweltqualität fortzusetzen und zu aktualisieren.

VII. Aussagegrenzen des Indikators

Hier können methodische, inhaltliche oder empirisch gefundene Einschränkungen zu den Aussagen eines Indikators angegeben werden. Beispielsweise, wenn sich der Indikator nur für einen bestimmten Biotoptyp anwenden läßt, jedoch nicht für den gesamten Ökosystemtyp (etwa nur für Seen, nicht alle Gewässer).

VIII. Sonstiges

Neben Verweisen auf den Stand der Wissenschaft und Forschung erlaubt die Spalte "Bemerkungen" Eintragungen, die für das Indikatorenprojekt im weiteren Verlauf bedeutsam sind und die nicht unter den vorhergehenden Rubriken subsumierbar sind.

Name des Programms	Rechtliche Grundlage	Institution	Typ des Programms			Dauerhaft seit	Einmalig für Biologyschulung	Erhebungsdichte	Modell, Auswertungen, Berechnungen etc.	Ausgesagte
			Erhebungszentrum	Erhebungsmethode	Erhebungsfrequenz					
Atmosphäre										
Maßnahmen UV-Strahlung und Ozonbelastung (DWD)	Gesetz über das Deutsche Wetterdienst	DWD			1967 kontinuierlich (1993 für NOAA TOVS)	nicht erforderlich	insgesamt 5 Stationen und NOAA-TOVS Satelliten	Auswertung mittels TPSP (International Tropospheric Processing Package)	Punktinformationen, Satelliten, Satellitenorbit für Beobachtung für 8000km Raster	
UBA-Luftmessnetz	Erziehungsgesetz des UBA	BMU/UBA			1974 kontinuierlich (ab 1988, UV-Messnetz 1993)	nicht erforderlich	8 personal besetzte Messstation, 27 Kontaminationsstationen, 5 Meldesta	statische Kennwerte, Datenaggregation, Flächenrechenwerte, Rasterkarten	Punktinformationen, Flächenrechenwerte, Raster	
Boden										
Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald-Regionstudie	UNECE Europäische Kommission(CE), Bundesländer Oberkommission	BML			1989/90	möglich für Waldökosysteme	62 Standorte	statische Kennwerte	Punktinformationen bzw. Einzelflächen (nach staubunempfindlichen Flächen) bis 100m bis 1015km Raster)	
Critical-Load-Konzept	Gedeh Luftverschmutzungserhebung	Umweltbundesamt			1992 (?)		unterschiedlich	Modell	11km Raster für Rezeptor-Waldökosysteme	
Dauerbeobachtungsflecken Level II (BDP)	UNECE Europäische Kommission(CE), Bundesländer Oberkommission	BML			1990 mit unterschiedlicher Frequenz (jeweils bis 10 jährige Intervalle)	möglich für Waldökosysteme	In Deutschland 88 Dauerbeobachtungsflecken ausgewählt, 88 angeordnet	statische Kennwerte	Punktinformationen bzw. Einzelflächen	
Ermittlung von Hintergrundwerten für Belastung des Bodens (LAD-Integrations)	Bund-Länder-Übereinkommen	Umweltbundesamt, Bundesländer			bundesweit (1990) in den Ländern unterschiedlich	Acker, Grünland, Wald	bundesweit für Agrarflächen ca. 18.000 Erhebungseinheiten	statische Kennwerte	Städtestrukturelle Gebietsrechner, erst Biotypen	
Naturwaldreservate	BN (Koordination der Bundesländerprogramme der Länder)				seit ca. 20 Jahren mit Frequenz (1-, 5-, 10 jährige Intervalle)	Waldökosysteme (Bundesweite Ökosysteme)	17 Standorte	statische Kennwerte	Punktinformationen bzw. Einzelflächen	
UBA-Luftmessnetz	Erziehungsgesetz des UBA	BMU/UBA			1974 kontinuierlich (ab 1988, UV-Messnetz 1993)	nicht erforderlich	8 personal besetzte Messstation, 27 Kontaminationsstationen, 5 Meldesta	statische Kennwerte, Datenaggregation, Flächenrechenwerte, Rasterkarten	Punktinformationen, Flächenrechenwerte, Raster	

Anlage 2: Synopse der Umweltbeobachtungsprogramme in der Zuständigkeit des Bundes

Name des Programms	Rechtliche Grundlage	Institution	Typ des Programms			Dauerhaft seit	Einmalig für	Erhebungsdichte	Modelle, Auswertungen, Berechnungen etc.	Ausgesagte
			Beobachtung	Erkundung	Wissenschaftliche Bewertung					
UBA-Meißwitz, hier: Bestimmung der organischen Schadstoffe (Bodenuntersuchungen 2)	Erkundungsgesetz des UBA (F+E Vorhaben)	BMU/UBA	Beobachtung	Erkundung	Wissenschaftliche Bewertung					
UBA-Meißwitz, hier: Bodenuntersuchungen als Bestandsaufnahme zur Beweissicherung von Umweltuntersuchungen (Bodenuntersuchungen 1)	Erkundungsgesetz des UBA (F+E Vorhaben)	BMU/UBA	Beobachtung	Erkundung	Wissenschaftliche Bewertung					
Umweltgüterbank des Bundes; Erntä der BMU		BMU/UBA	Beobachtung	Erkundung	Wissenschaftliche Bewertung	1994 mit unterschiedlicher Frequenz (jährlich bis 4 jährige Intervalle)				
Untersuchungsgebiete der Waldschadensforschung	BMU/BMFF (MA Wald)	Durchführung auf Länderebene			k.A.					
Vegetation										
BMU/Waldschadensforschung	internationale Berichtspflichten	BMU				1984 mit unterschiedlicher Frequenz (3 bis 4 jährige Intervalle)	möglich für Waldökosysteme	ca. 6000 Standortenpunkte		1 x 1 km bis 10 x 10 km Raster
Bundesweites Lebensmittelmonitoring (ZEBs)	Lebensmittel- und Bedarfsmitteleinsatz; Berichtspflicht gegenüber EU	BMG				1990, Frequenz (jährlich)	nicht möglich	250 Proben je Lebensmittel, insgesamt 5000 Proben	statistische Kennwerte	In Detailstudienproben wird eine Zuordnung der Proben zu territorialen Einheiten festgelegt
Critical Loads-Konzept	Genfer Luftreinhalteüber-einkommen	Umweltbundesamt				1992 (?)	unterschiedlich	unterschiedlich	Modell	1 x 1 km-Raster für Receptor-Waldböden
Critical Levels-Konzept	Genfer Luftreinhalteüber-einkommen	Umweltbundesamt				1992 (?)	unterschiedlich	unterschiedlich	Modell	1 x 1 km-Raster für Receptor-Waldböden

Name des Programms	Rechtliche Grundlage	Institution	Typ des Programms		Dauerhaft seit	Einmalig für Bioklappanordnung	Erhebungsstelle	Modelle, Auswertungen, Berechnungen etc.	Aussageziele
			Rechtssystem	Rechtssystem					
Monitoring der Depositionsbelastung durch Schwermetalle mit Hilfe von Moosanalysen (Moosmonitoring)	Bund-Länder-Übereinkommen (F+E Vorhaben)	BMU/LBA	Rechtssystem	Rechtssystem	1991-1992 geplante Frequenz (5 jährige Intervalle)	Freiflächen in Forst- und Heidegebieten (winterrainiert)	650 Reiterpunkte	statische Kennwerte, räumliche Interpolation	Reiterpunkte, Interpolations-Reihen
Untersuchungsgebiete der Waldschadensforschung	BMU/BMBF (BMA Wals)	Durchführung auf Länderebene	K.A.	K.A.		Laubwald und Sonderstandorte	31 Standorte	K.A.	K.A.
Grundwasser									
Einheitliches Grundwasserbeschafftheits-maßnetz (EGWM)	Berechtigten gegenüber Bund	LBA			1992, 1995	Zuordnung zu hydrologischen Einheiten	566 Meßstellen (neue Brunnenländer)	Auswertungen hinsichtlich Grundwasser- beeinflusstungsarten	Punktförmigkeiten, hydrologische Einheiten
Zentrale Wissensvernetzungs- unternehmen	Gesetz über Umweltschutzdaten	BML, BM			1975, Frequenz (4 jährige Intervalle)	Zuordnung zu 24 Wassereinzugs- gebieten	ca. 20.000 öffentliche Wassereinzugs- gebiete	Aggregation auf Wassereinzugsgebiete	Punktförmigkeiten, Wassereinzugs- gebiete
Geleisetz									
Deutsches Untersuchungsprogramm Rhein (DUR)	Vereinbarung zwischen BMU und BSR	BMU			1978 (zwischen 1970) mit unterschiedlicher Frequenz (14-jährige bis halbjährige Intervalle)	möglich	15 Meßstellen	statische Kennwerte	Kennwerte für Meßstellen
Meß- und Untersuchungspro- gramm der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)	Internationales Abkommen	BMU			1990 mit unterschiedlicher Frequenz (monatlich bis halbjährige Intervalle)	möglich	11 Meßstellen	statische Kennwerte	Kennwerte für Meßstellen
Meß- und Untersuchungspro- gramm der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)	Internationales Abkommen	BMU			Begonnen 1981 mit unterschiedlicher Frequenz (14-jährige bis monatliche Intervalle)	möglich	15 Meßstellen	statische Kennwerte	Kennwerte für Meßstellen
Meß- und Untersuchungspro- gramm der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)	Internationales Abkommen	BMU			1985 mit unterschiedlicher Frequenz (monatlich bis vierteljährig bis verkehrsjährige Intervalle)	möglich	Wieser und Meßstelle 3 Meßstellen, Flache 27 Meßstellen	statische Kennwerte	Kennwerte für Meßstellen

Fachserie 19: Umwelt

Umweltstatistiken

Reihe 1: Abfallbeseitigung

Reihe 1.1: Öffentliche Abfallbeseitigung

Die in dreijährlicher Folge erscheinende Veröffentlichung enthält Angaben über die Entsorgung der Gemeinden und deren Bevölkerung, die eingesammelte Menge an Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sperrmüll sowie über Art und technische Einrichtungen der Entsorgungsanlagen und die Fläche und Bevölkerung der Entsorgungsgebiete. Weiterhin werden die angelieferten Abfallmengen an Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung nach Abfallarten und Art der Anlieferung nachgewiesen.

Reihe 1.2: Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern

In dreijährlichem Turnus werden in diesem Bericht Angaben über die Abfallmengen und -entsorgung der Betriebe gegliedert nach Wirtschaftsbereichen und ausgewählten Wirtschaftszweigen sowie nach Abfallarten und -hauptgruppen veröffentlicht. Ferner werden die betriebliche Abfallbehandlung und -entsorgung in Deponien und Verbrennungsanlagen, die betriebliche Vorbehandlung von Abfällen sowie außerdem die Anlieferung von Abfällen an von Dritten betriebene Anlagen dargestellt.

Reihe 2: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung

Reihe 2.1: Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung

Hinsichtlich der öffentlichen Wasserversorgung bringt diese Veröffentlichung (Periodizität: vierjährlich) Nachweisungen über die versorgten Gemeinden, über die Wassergewinnung (gegliedert nach Wasserarten und Wassereinzugsgebieten) und die Wasserabgabe. In bezug auf die öffentliche Abwasserbeseitigung wird über die Gemeinden mit öffentlicher Sammelkanalisation, das Abwasseraufkommen und seine Behandlung sowie über das Aufkommen, die Behandlung und Beseitigung von Klärschlamm berichtet.

Reihe 2.2: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Bergbau und im Produzierenden Gewerbe sowie bei Wärmekraftwerken für die öffentliche Versorgung

Der vierjährlich erscheinende Bericht gibt eine Überblick über das Wasseraufkommen und die Wassernutzung (Einfach-, Mehrfach- und Kreislaufnutzung) der erbezogenen Betriebe. Ferner sind Angaben über die Ableitung des Abwassers und ungenutzten Wassers, die Behandlung des Abwassers in betriebseigenen Behandlungsanlagen sowie über die Behandlung und Beseitigung von Klärschlamm enthalten.

Reihe 3: Investitionen für Umweltschutz im Produzierenden Gewerbe

In diesem Jahresbericht sind die Investitionen der Unternehmen und Betriebe für den Umweltschutz in der Gliederung nach Wirtschaftsbereichen, ausgewählten Wirtschaftszweigen Beschäftigten- und Umsatzgrößenklassen sowie nach Investitionsarten dargestellt. Die Investitionen für Umweltschutz werden ferner in Beziehung zu den Gesamtinvestitionen gesetzt und in Form von entsprechenden Quoten (Investitionen je Beschäftigten sowie je 1 000 DM Umsatz) veröffentlicht.

Umweltökonomische Gesamtrechnungen

Reihe 4: Basisdaten und ausgewählte Ergebnisse

Diese, in zweijährlichem Turnus erscheinende Veröffentlichung, liefert umfangreiche fundierte Daten über den Zustand der Umwelt und die zu ihrem Schutz notwendigen Informationen.

Reihe 5: Material- und Energieflußrechnungen

Diese Veröffentlichung bringt in zweijährlicher Folge ausgewählte Daten zur Material- und Energieflußrechnung, und zwar in gebiets-, wirtschafts- und aktivitätsbezogener Gliederung. Die

dargestellten Ergebnisse beschreiben die Material- und Energieflüsse für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (Zu- und Abflüsse), für die Gesamtwirtschaft (Entnahmen und Abgaben) sowie für die Produktionsbereiche (Aufkommen und Verwendung).

Reihe 6: Ausgaben und Anlagevermögen für Umweltschutz

Diese jährlich erscheinende Veröffentlichung stellt die Ausgaben und das Anlagevermögen beim Produzierenden Gewerbe und beim Staat im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen dar. Die Ergebnisse beruhen auf sekundärstatistischen Auswertungen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen und ergänzen damit die Daten der umweltstatistischen Erhebungen. Dargestellt werden Ausgaben, Aufwendungen, Investitionen, Abschreibungen, laufende Ausgaben sowie Bruttoanlagevermögen für Umweltschutz – für das Produzierende Gewerbe und seine Bereiche sowie für den Staat. Die Resultate werden in jeweiligen und in konstanten Preisen präsentiert.

Schriftenreihe „Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen“

Ziel der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) ist die Erstellung eines Berichterstattungssystems, das die Wechselbeziehungen zwischen den wirtschaftlichen Aktivitäten des Menschen und der natürlichen Umwelt statistisch abbildet. Konzeptionelle Neu- bzw. Weiterentwicklungen und die Ergebnisse entsprechender Pilotprojekte zu den UGR werden in dieser Schriftenreihe in unregelmäßigen Abständen veröffentlicht.

Bisher sind folgende Bände erschienen:

Band 1

Carsten Stahmer, Michael Kuhn und Norbert Braun

Physische Input-Output-Tabellen 1990

166 Seiten · DM 23,90 · Bestellnummer: 2300201-97900

Band 2

Felix Müller

Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen

135 Seiten · DM 22,00 · Bestellnummer: 2300202-98900

Band 3

Michael Reidenbach

Umweltschutzausgaben und Umweltschutzvermögen des öffentlichen Bereichs in den neuen Bundesländern

124 Seiten · DM 22,00 · Bestellnummer: 2300203-98900

Band 4

Herbert F. Kerner

Auswahl von Indikatoren der Funktionalität von Ökosystemen und Ökosystemkomplexen für die Beschreibung des Umweltzustandes im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR)

85 Seiten · DM 16,50 · Bestellnummer: 2300204-98900

Band 5

Walter Rademacher, Roland Zieschank et al.

Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume

457 Seiten · DM 36,70 · Bestellnummer: 2300205-98900



Statistisches Bundesamt

Gustav-Stresemann-

Ring 11

65189 Wiesbaden

Veröffentlichungen und Prospekte sind durch den Verlag Metzler-Poeschel, Verlagsauslieferung: SFG – Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 43 43, 72774 Reutlingen, erhältlich.