

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 200 71 243
UBA-FB 000296



Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz

**- Konkretisierung der international
vorgeschlagenen Indikator-Konzepte
mit national verfügbaren Parametern -**

von

Dipl.-Ing. agr. Jörg Schramek

unter Mitarbeit von

**Dipl.-Ing. agr. Marion Immel
Dipl.-Biol. Monika J. Peukert
Dipl.-Geogr. Gabriele Thielmann**

Institut für Ländliche Strukturforschung
an der Johann Wolfgang Goethe-Universität,
Frankfurt/M

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von 10,00 €
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 5.2
Beate Werner

Berlin, August 2002

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	AUFGABEN UND ZIELSETZUNG DES F+E-VORHABENS	1
1.2	BEARBEITUNGSKONZEPT UND INFORMATIONSGRUNDLAGEN	3
2	KURZER THEORETISCHER ÜBERBLICK ZU UMWELTINDIKATORENKONZEPTEN.....	9
2.1	INDIKATORENKONZEPTE IN ANLEHNUNG AN DEN DPSIR-ANSATZ	9
2.1.1	<i>Vorstellung einschlägiger internationaler Indikatorenkonzepte.....</i>	10
2.1.2	<i>Vorstellung einschlägiger nationaler Indikatorenkonzepte</i>	12
2.2	GRENZEN DES DPSIR-KONZEPTS BEI DER ENTWICKLUNG VON BODENSCHUTZINDIKATOREN	14
2.3	BODENQUALITÄT UND BODENQUALITÄTSZIELE ALS GRUNDLAGEN FÜR INDIKATORENGESTÜTZTE ERFOLGSKONTROLLEN	16
2.3.1	<i>Unterscheidung nach normativen und deskriptiven Indikatoren</i>	16
2.3.2	<i>Bestehende Bewertungsverfahren für den Bodenschutz in Deutschland.....</i>	18
3	DISKUSSION RELEVANTER INDIKATOREN UND IHRER DATENVERFÜGBARKEIT.....	21
3.1	BODENEROSION21	
3.1.1	<i>Einleitung.....</i>	21
3.1.2	<i>Antriebs- und Belastungsfaktoren für die Bodenerosion</i>	22
3.1.2.1	Intensität der Landbewirtschaftung.....	22
3.1.2.2	Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex.....	24
3.1.3	<i>Bodenerosion durch Wasser.....</i>	26
3.1.3.1	Die ABAG als Modell zur Vorhersage von Bodenerosion durch Wasser.....	26
3.1.3.2	Datenverfügbarkeit	29
3.1.4	<i>Externe Wirkungen der Bodenerosion</i>	30
3.1.4.1	Gemessene Sedimente in Oberflächengewässern.....	31
3.1.4.2	Modellkalkulation des Sedimentaustrags von Ackerflächen.....	31
3.1.5	<i>Erosionsschutzmaßnahmen</i>	33
3.1.5.1	Mulchsaatverfahren	34
3.1.5.2	Untersaaten	35
3.1.5.3	Begrünungsmaßnahmen bei Dauerkulturen	35
3.1.5.4	Winterzwischenfruchtanbau	35
3.1.5.5	Weitere Erosionsschutzmaßnahmen, wie Konturnutzung, Streifennutzung, Terassierung oder schonende Bodenbearbeitung	35
3.1.5.6	Datenverfügbarkeit zu Erosionsschutzmaßnahmen	36
3.2	FLÄCHENINANSPRUCHNAHME FÜR SIEDLUNG UND VERKEHR	39
3.2.1	<i>Einleitung.....</i>	39
3.2.2	<i>Antriebs- und Belastungsfaktoren für Flächeninanspruchnahme.....</i>	40
3.2.2.1	Bevölkerungsdichte	41
3.2.2.2	Siedlungsdichte.....	41

3.2.2.3 Wohnflächenbedarf pro Kopf	42
3.2.2.4 Suburbanisierungsgrad	42
3.2.2.5 Vorgesehenes Bauland und tatsächliche Mobilisierung	43
3.2.3 <i>Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr</i>	43
3.2.3.1 Siedlungs- und Verkehrsfläche	44
3.2.3.2 Bebaute Flächen	48
3.2.3.3 Qualitativer Aspekt der Flächeninanspruchnahme.....	49
3.2.4 <i>Umweltwirkungen der Flächeninanspruchnahme</i>	50
3.2.5 <i>Reduzierung der Flächeninanspruchnahme</i>	53
3.3 STOFFLICHE BODENBELASTUNGEN	55
3.3.1 <i>Einleitung</i>	55
3.3.2 <i>Antriebs- und Belastungsfaktoren für stoffliche Bodenbelastungen</i>	57
3.3.2.1 Pflanzenschutzmitteleinsatz.....	58
3.3.2.2 Anteil pflanzenschutzinensiver Kulturarten an der LF	60
3.3.2.3 Durchschnittliche betriebliche Kulturrediversität	61
3.3.2.4 Risikoindex für die Pflanzenschutzmittelanwendung	62
3.3.2.5 N-Nährstoffbilanz	63
3.3.2.6 Schwermetallfrachten	67
3.3.2.7 Ausbringung von Sekundärrohstoffdüngern.....	71
3.3.3 <i>Quantifizierung und Beschreibung stofflicher Bodenbelastungen</i>	74
3.3.3.1 Schwermetallgehalte im Boden.....	76
3.3.3.2 Mobilisierbare Schwermetall-Anteile	78
3.3.3.3 Anteil der BDF-Standorte mit Überschreitung von Hintergrundwerten	79
3.3.3.4 Relative Abweichung gemessener Schwermetallgehalte vom Hintergrundwert	80
3.3.3.5 Organische Schadstoffgehalte im Boden	80
3.3.3.6 Mineralischer Stickstoffgehalt (NO_3 und NH_4) im Boden.....	82
3.3.4 <i>Emissionen und toxische Wirkungen als Folge stofflicher Bodenbelastungen</i>	82
3.3.4.1 Nitrat-Emissionen ins Grundwasser.....	83
3.3.4.2 Lachgasemissionen in die Luft	83
3.3.4.3 Vergleich vorhergesagter mit real am Standort vorkommender Biozönose	84
3.3.5 <i>Reduzierung stofflicher Bodenbelastungen</i>	85
3.3.5.1 Geförderte Ökolandbaufläche	85
3.3.5.2 Geförderte Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes	86
4 SCHLUSSFOLGERUNGEN ZU RELEVANTEN UND KURZ- BIS MITTELFRISTIG ZU REALISIERENDEN INDIKATOREN	87
4.1 BODENEROSION	87
4.2 FLÄCHENINANSPRUCHNAHME FÜR SIEDLUNG UND VERKEHR	89
4.3 STOFFLICHE BODENBELASTUNGEN	91
5 ZUSAMMENFASSUNG.....	95
5.1 AUFGABEN UND ZIELSETZUNG DES F+E-VORHABENS	95
5.2 EINSCHLÄGIGE INTERNATIONALE INDIKATORENKONZEpte	96

5.3 EINSCHLÄGIGE NATIONALE INDIKATOREN KONZEPTE	98
5.4 METHODISCHE GRENZEN DES DPSIR-KONZEPTS	99
5.4.1 <i>Das Fehlen normativer Indikatoren</i>	100
5.5 RELEVANTE INDIKATOREN	100
5.5.1 <i>Bodenerosion</i>	101
5.5.2 <i>Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr</i>	105
5.5.3 <i>Stoffliche Bodenbelastungen</i>	108
6 SUMMARY	115
6.1 TASKS AND OBJECTIVES OF THE R & D PROJECT.....	115
6.2 RELEVANT INTERNATIONAL INDICATOR CONCEPTS	116
6.3 RELEVANT NATIONAL INDICATOR CONCEPTS.....	117
6.4 METHODICAL LIMITATIONS OF THE DPSIR CONCEPT	119
6.4.1 <i>The lack of normative indicators</i>	120
6.5 RELEVANT INDICATORS.....	120
6.5.1 <i>Soil erosion</i>	121
6.5.2 <i>Land consumption for housing development and traffic</i>	124
6.5.3 <i>Diffused soil contamination</i>	127
7 LITERATURVERZEICHNIS.....	135

Anhang

Anhang 1:	Bodenerosion	149
Anhang 2:	Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr.....	152
Anhang 3:	Stoffliche Bodenbelastungen.....	155
Anhang 4:	Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren.....	161

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	Umweltindikatoren mit Bezug zu Referenzwerten	20
Abbildung 2:	Wirkungszusammenhänge der Bodenerosion.....	22
Abbildung 3:	Maßnahmengruppen des BMVEL zur Dokumentation der Umsetzung der Agrarumweltpolitik in Deutschland.....	37
Abbildung 4:	Wirkungszusammenhänge der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr	39
Abbildung 5:	Wirkungszusammenhänge stofflicher Bodenbelastungen	56

Verzeichnis der Übersichten

Übersicht 1:	Möglicher <i>Driving Forces/Pressure</i> -Indikator für den Problembereich <i>Bodenerosion</i>	24
Übersicht 2:	Mögliche <i>State</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Bodenerosion</i>	28
Übersicht 3:	Mögliche <i>Impact</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Bodenerosion</i>	31
Übersicht 4:	Mögliche <i>Response</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Bodenerosion</i>	34
Übersicht 5:	Mögliche <i>Driving Forces-/Pressure</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr</i>	41
Übersicht 6:	Mögliche <i>State</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr</i>	44
Übersicht 7:	Mögliche <i>Response</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr</i>	55
Übersicht 8:	Mögliche <i>Driving Forces-/Pressure</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Stoffliche Bodenbelastungen</i>	58
Übersicht 9:	Durchschnittliche Schwermetallgehalte verschiedener Düngemittel nach Literaturangaben und Länderdaten.....	70
Übersicht 10:	Mögliche <i>State</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Stoffliche Bodenbelastungen</i>	75
Übersicht 11:	Mögliche <i>Impact</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Stoffliche Bodenbelastungen</i>	83
Übersicht 12:	Mögliche <i>Response</i> -Indikatoren für den Problembereich <i>Stoffliche Bodenbelastungen</i>	85
Übersicht 13:	Relevanz internationaler und nationaler Indikatorenkonzepte für die Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz	99
Übersicht 14:	Synopse relevanter Indikatoren für den Problembereich <i>Bodenerosion</i> und ihre kurz- bis mittelfristige Realisierbarkeit	104
Übersicht 15:	Synopse relevanter Indikatoren für den Problembereich <i>Flächeninanspruchnahme für</i>	

<i>Siedlung und Verkehr</i> und ihre kurz- bis mittelfristige Realisierbarkeit	107
Übersicht 16: Synopse relevanter Indikatoren für den Bereich <i>stoffliche Bodenbelastungen</i> und ihre kurz- bis mittelfristige Realisierbarkeit.....	114
Table 14: Synopsis of relevant indicators for the problem of <i>soil erosion</i> and their realisability in the short to medium term	123
Table 15: Synopsis of relevant indicators for the problem of <i>land consumption for settlement and traffic</i> and their realisability in the short to medium term	126
Table 16: Synopsis of relevant indicators for the area of <i>diffused soil contamination</i> and their reliability in the short to medium term.....	133

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ALB	Automatisiertes Liegenschaftsbuch
AMK	Agrarministerkonferenz
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informations-system
BBA	Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBR	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
BBSK	Bodenbiologische Standortklassifikation
BDF	Bodendauerbeobachtungsflächen
BfLR	Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumentwicklung (jetzt Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, BBR)
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BVB	Bundesverband Boden
CORINE	CoORDination of INformation on the Environment
CSD	Commission on Sustainable Development
DMG	Düngemittelgesetz
DVO	Düngeverordnung=Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen
EAGFL	Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft
EIONET	Environmental Information and Observation Network
EUA	Europäische Umweltagentur
GVE	Großvieheinheiten
ha	Hektar
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
INVEKOS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsysteem gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 3508/92
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
OECD	Organization of Economic Corporation and Development
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

PARCOM	Pariser Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PflSchAnwV	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
PSM	Pflanzenschutzmittel
STABIS	Statistisches Informationssystem zur Bodennutzung
s.o.	siehe oben
s.u.	siehe unten
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnung
UBA	Umweltbundesamt
UMK	Umweltministerkonferenz
USLE	Universal Soil Loss Equation
v.a.	vor allem

1 Einleitung

1.1 Aufgaben und Zielsetzung des F+E-Vorhabens

Das F+E-Vorhaben konzentriert sich auf den Bereich des Bodenschutzes und den Bedarf an bodenschutzrelevanten Daten, der sich in Deutschland aus den bereits vorliegenden internationalen und nationalen Indikatoren-Konzepten ergibt.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) (§ 2) gliedert die Funktionen des Bodens in

1. **natürliche Funktionen** als
 - a. Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
 - b. Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
 - c. Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers,
2. **Archiv der Natur- und Kulturgeschichte** sowie
3. **Nutzungsfunktionen** als
 - a. Rohstofflagerstätte,
 - b. Fläche für Siedlung und Erholung,
 - c. Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung,
 - d. Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.

Die drei angeführten Bodenfunktionen bilden die *Leitlinie für die Beurteilung des Bodenzustandes*.

Grundsätzlich bedarf es als Voraussetzung für die Darstellung der Umweltsituation, seiner Gefährdung und möglicher Trends der Verfügbarkeit von Umweltindikatoren. Umweltindikatoren lassen sich als Parameter verstehen, die anhand statistisch verwertbarer Basisdaten, Informationen über den Zustand der Umwelt und die Einflüsse menschlicher Produktions- und Konsumaktivitäten liefern.

Vor diesem Hintergrund gewinnt die Verwendung von Indikatoren auf internationaler, aber auch auf nationaler Ebene, zunehmend an Bedeutung und es wurden in den vergangenen Jahren verschiedene Indikatoren-Konzepte entwickelt. Die EU-Mitgliedsstaaten und somit auch die Bundesrepublik Deutschland haben zur Bedienung der Indikatoren gewisse

Berichtspflichten an die EU zu erfüllen, woraus sich auch der grundsätzliche Schwerpunkt dieses Forschungsvorhabens ableitet. Primär soll untersucht werden, wie die auf europäischer Ebene entwickelten Ansätze mit den tatsächlich in Deutschland vorhandenen Datengrundlagen verknüpft werden können.

Dabei stehen insbesondere die von der Europäischen Umweltagentur (EUA) in der Entwicklung befindlichen Indikatoren im Mittelpunkt.

Von der EUA werden folgende Ursachen für den Verlust von Boden und die Beeinträchtigung der Bodenfunktionen identifiziert (Huber et al., 2001):

- Bodenversiegelung;
- Bodenerosion;
- Altlasten (lokale Kontamination);
- Stoffliche Bodenbelastungen;
- Versalzung;
- Verdichtung;
- Verlust an Biodiversität.

Als Hauptprobleme werden dabei die ersten vier Kategorien gesehen, auf die sich die EUA bei der Indikatorenentwicklung dann auch schwerpunktmäßig konzentriert. Zur Darstellung der Situation und der Ursachen dieser Beeinträchtigungen, der Beurteilung ihrer Gefährdung, dem Aufzeigen möglicher Trends sowie zur Beschreibung des politischen Handelns wurden von der EUA für jeden dieser vier aufgezeigten Bereiche - Bodenversiegelung, Bodenerosion, Altlasten und stoffliche Bodenbelastungen - Indikatoren, differenziert nach dem DPSIR-Konzept¹ entwickelt (vgl. Gentile, 1998; Huber et al., 2001). Dabei handelt es sich um vorläufige Indikatorenvorschläge, die derzeit noch diskutiert und verändert werden (vgl. Anhang 4).

¹ DPSIR = Das Konzept unterscheidet Indikatoren die **Driving Forces** (den Antrieb im positiven oder negativen Sinne), **Pressure** (die Belastung), **State** (den Zustand), **Impact** (die Auswirkungen) und **Response** (das entsprechende Handeln) in Bezug auf Umweltprobleme charakterisieren (vgl. hierzu auch Abschnitt 2.1).

Die Realisierung der vorgeschlagenen Indikatoren soll in dem jetzigen Forschungsvorhaben diskutiert werden, wobei insbesondere folgende Untersuchungsfragen im Mittelpunkt stehen:

4. Wo lassen sich Gemeinsamkeiten zwischen dem EUA-Konzept und anderen internationalen und nationalen Indikatoren-Konzepten feststellen und wie lassen sich die EUA-Indikatoren ggf. noch verbessern bzw. konkretisieren?
5. Welche bodenschutzrelevanten Daten sind zur Realisierung/Ableitung der verschiedenen Indikatoren erforderlich und wie sieht die Datenverfügbarkeit in Deutschland dazu aus?
6. Mit welchen der bearbeiteten Indikatoren aus dem internationalen Kontext ist aufgrund der Datenlage auch eine Zuarbeit zu nationaler Berichterstattung, wie den *Daten zur Umwelt* möglich?

1.2 Bearbeitungskonzept und Informationsgrundlagen

Theoretischer Überblick zu Umweltindikatorenkonzepten

Zunächst erfolgt ein theoretischer Überblick zu Indikatorenkonzepten (vgl. Abschnitt 2.1). Im Mittelpunkt steht dabei das DPSIR-Konzept, was u.a. von der EUA zur Strukturierung der Indikatorenvorschläge zum Bodenschutz verwendet wird und das v.a. die kausalen Wirkungszusammenhänge beim Bodenverlust und der Beeinträchtigung der Bodenfunktionen beschreibt.

Im Rahmen dieses Überblickes zu Umweltindikatorenkonzepten wird in Abschnitt 2.2 auch auf die Grenzen des DPSIR-Konzepts eingegangen. Dies betrifft v.a. Probleme einer eindeutigen Strukturierung von bodenschutzrelevanten Informationen nach den DPSIR-Kategorien, was nicht immer eindeutig möglich ist.

Es wird auch auf die Schwierigkeiten der deutschlandweiten Bestimmung von Bodenqualität und Bodenqualitätszielen eingegangen, was aber für die Bewertung bzw. Erfolgskontrolle einer nachhaltigen Entwicklung von Bedeutung ist. Bisher fehlt hierzu eine nationale Bodenwertkarte zur Bodenqualität.

In Deutschland gibt es verschiedene Bodenbewertungsverfahren für die Bodenqualität, die v.a. für den Bodenschutz in der Bauleitplanung entwickelt wurden. Diese Verfahren werden in Abschnitt 2.2 kurz vorgestellt, da sie in der Diskussion der Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz von Bedeutung sind.

Literaturanalyse zu Indikatorenkonzepten

In einer umfassenden Literaturanalyse wurden auf internationaler und nationaler Ebene existierende Indikatorenkonzepte ausgewertet.²

Die Beurteilung der Relevanz von Literaturquellen orientierte sich an den von der EUA identifizierten wichtigsten Problemfeldern (vgl. Abschnitt 1.1). Der Bereich *Altlasten* wurde jedoch ausgeklammert, weil dazu derzeit ein paralleles F+E-Vorhaben im Auftrag des UBA durchgeführt werden soll.

Die Auswahl geeigneter Literaturquellen erfolgte nach folgenden weiteren Gesichtspunkten:

- Ausschließlich Beiträge, in denen Indikatoren ausreichend empirisch fundiert sind;
- Die Beiträge sollten hinreichend Auskunft zu den bodenbezogenen Datengrundlagen geben, auf denen die Indikatoren basieren.

Die Literaturrecherche gewährleistet, dass bereits entwickelte Konzepte, Indikatoren und Kenntnisse der nationalen und internationalen Umweltberichterstattung ausgewertet und für das jetzige Vorhaben genutzt werden können.

Zur systematischen Auswertung der Literaturstudien wurde eine MS-ACCESS Datenbank angelegt. Für jeden relevanten Indikator, der sich aus den Studien ableiten lässt, wurde ein eigenes Datenblatt mit folgenden Informationen erstellt:

- Die genaue **Literaturquelle**.
- Die verschiedenen **bodenschutzrelevanten Aggregationsebenen**, so wie sie in der Studie behandelt werden. So beschäftigen sich beispielsweise Geier et al. (1999) mit den *Ökologische Leistungen und Lasten der Landwirtschaft* (1. Aggregationsebene) und in diesem Zusammenhang unter anderem mit dem *Schutz der Bodenfunktionen* (2. Aggregationsebene) wobei auf dritter Ebene die Bereiche *Erosion, Zufuhr toxischer Substanzen* und *Bodenverdichtung* als für das jetzige Forschungsvorhaben relevante Aspekte behandelt werden.

² Die einschlägigen Indikatorenkonzepte auf nationaler und internationaler Ebene werden in den Abschnitten 2.1.1 und 2.1.2 kurz vorgestellt.

- Der **Bezugsraum**, auf den sich die Studie bezieht. Ob beispielsweise der diskutierte Indikator nur für einen bestimmten Raumausschnitt, einzelne Bundesländer, für Deutschland oder gar die EU relevant ist.
- Die **Bezeichnung** und sofern aus der Studie ersichtlich, auch die **Dimension bzw. Maßeinheit** des Indikators.
- **Problembereiche** des Bodenschutzes entsprechend der von der EUA identifizierten Bereiche: a) Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr³, b) Bodenerosion und c) stoffliche Bodenbelastungen.
- Eine weitere Unterteilung der vier genannten Problembereiche in **Unterthemen** wie beispielsweise bei Bodenerosion die Wasser- oder die Winderosion.
- Konkretisierung bzw. **Einstufung** der Indikatoren als **Antriebs-, Belastungs-, Zustands-, Wirkungs- und Handlungsindikatoren** entsprechend des DPSIR-Konzepts.
- In der Studie möglicherweise genannte **Datenerfordernisse** zur Bedienung des Indikators.
- In der Studie möglicherweise genannten **Datenquellen**.
- **Kommentare**, die von den Autoren in den Studien gemacht werden und die für das Forschungsvorhaben von besonderer Bedeutung sind; z.B. zu Perspektiven oder Problemen der Datenverfügbarkeit und ihrer Belastbarkeit für bundesweite Auswertungen.
- Ein **Code**, der kennzeichnet, zu welchem der von der EUA bereits vorgeschlagenen Indikatoren (vgl. Huber et al., 2001) der aufgenommene Indikator entweder eine direkte Entsprechung hat oder aber möglicherweise auch eine sinnvolle Alternative oder Konkretisierung darstellt. Zu diesem Zweck wurden die von der EUA vorgeschlagenen Indikatoren fortlaufend durchnummieriert (vgl. Anhang 4). Die Ergänzungen A bzw. K zu den Indikator-Codes stehen dabei für *Alternative Indikatorenvorschläge* oder *Konkretisierungen der EUA-Vorschläge*.

³ Die EUA (Huber et al., 2001) konzentriert sich hier nur auf den Teilbereich Bodenversiegelung, wobei in diesem F+E-Vorhaben jedoch die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr insgesamt betrachtet wird.

- Die **Realisierbarkeit** basierend auf weiteren Recherchen zur Datenverfügbarkeit und Erhebungsfrequenz erforderlicher Daten zur Bedienung der genannten Indikatoren. Hier wird auch vermerkt, ob sich die Realisierung der Daten auf Länderdaten, und somit einer Recherche bei den einzelnen Bundesländern oder auf Bundesdaten (z.B. des Statistischen Bundesamtes oder auf Bundesebene bereits verfügbaren Datensammlungen (z.B. der Bodendauerbeobachtungsflächen) bezieht.
- Die **Regionalisierung** kennzeichnet, wie weit regional differenziert (z.B. Deutschland, Bundesland, Landkreis ...) sich der Indikator aufgrund der verfügbaren Daten darstellen lässt.
- Eine abschließende **Beurteilung**, ob die jeweilige ausgewertete Studie für das Forschungsvorhaben *relevant*, *bedingt relevant* oder *nicht relevant* ist.

Diskussion realisierbarer Indikatoren und Datenverfügbarkeit

Aus der Basis der ACCESS-Datenbank lassen sich verschiedene Auswertungen nach unterschiedlichen Sortier- und Filterkriterien vornehmen und in MS-WORD-Dateien über die Seriendruckfunktion einlesen.

In den Anhängen 1-3 wird auf diese Art und Weise ein systematischer Überblick über Indikatorenvorschläge gegeben, die sich aus der erfolgten Literaturstudie ergeben. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in den Anhängen 1-3 nur das Unterthema, der Indikator, der DPSIR-Code, die Realisierbarkeit, die Regionalisierung und die Literaturquelle aufgeführt.

Relevante und realisierbare Indikatoren, werden in Kapitel 3 synoptisch für die drei Problembereiche des Bodenschutzes diskutiert. Die Indikatorenvorschläge sind für jeden Problembereich nach

- Antriebs- und Belastungsindikatoren (*Driving Forces* und *Pressure*),
- Zustandsindikatoren (*State*),
- Wirkungsindikatoren (*Impact*) und
- Handlungsindikatoren (*Response*)

strukturiert. Eine DPSIR-Kategorisierung ist dabei jedoch nicht immer eindeutig möglich. Hierauf wird in Kapitel 3 im gegebenen Falle explizit hingewiesen.

Bei der Diskussion relevanter und realisierbarer Indikatoren liegt ein deutlicher Schwerpunkt auf *Driving Forces*-, *Pressure*- und *State*-Indikatoren. Hierzu liegen aus dem Konzept der EUA sowie aus weiteren nationalen und internationalen Indikatorenkonzepten die meisten Vorschläge vor.

2 Kurzer theoretischer Überblick zu Umweltindikatorenkonzepten

2.1 Indikatorenkonzepte in Anlehnung an den DPSIR-Ansatz

In Abschnitt 1.1 wurde bereits auf die Bedeutung von Umweltindikatoren als Voraussetzung für die Darstellung der Umweltsituation, seiner Gefährdung und möglicher Trends hingewiesen.

Zur Strukturierung der umweltrelevanten Information wurde in der Vergangenheit das *Driving Forces-Pressure-State-Impact-Response-Konzept* (DPSIR) entwickelt, das von verschiedenen internationalen Wissenschaftlern und Expertengruppen abgestimmt wurde und inzwischen als weitgehend anerkanntes Konzept gilt (vgl. beispielsweise EUROSTAT, 1999; Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000). Es basiert auf dem ursprünglichen *Pressure-State-Response-Konzept* (PSR) der OECD, in dem zunächst zwischen Indikatoren differenziert wurde, welche die Umweltbelastung (*Pressure*), den Umweltzustand (*State*) und die notwendigen (politischen) Handlungen zur Reduzierung der Umweltbelastung (*Response*) beschreiben.

In der weiteren Entwicklung des Konzeptes, wurde die Kategorie *Pressure* durch *Driving Forces* (Antriebsindikatoren) ergänzt. Damit wurde nicht mehr nur allein die Wirkgröße für Umweltbelastungen (z.B. Flächeninanspruchnahme durch Expansionen von Städten), sondern auch die dahinter stehenden menschlichen Aktivitäten in die Betrachtung mit einbezogen (z.B. Wohnflächenbedarf pro Einwohner).

Da die Beschreibung des Umweltzustandes nicht unbedingt Auskunft über die Auswirkungen auf andere Umweltmedien oder Ökosysteme gibt, wurde außerdem in dem erweiterten Konzept die Kategorie *Impact* (Auswirkungsindikatoren) ergänzt.

Eine Strukturierung von Umweltinformationen nach dem DPSIR-Konzept sollte auch eine bessere Aufgabenverteilung zwischen den mit dem Thema Umwelt befassten Institutionen ermöglichen, wie beispielsweise zwischen der EUA, EUROSTAT und der Europäischen Kommission.

In den Abschnitten 2.1.1 und 2.1.2 werden die wichtigsten internationaen und nationalen Indikatorenkonzepte kurz vorgestellt, welche sich auf den DPSIR-Ansatz stützen.

2.1.1 Vorstellung einschlägiger internationaler Indikatorenkonzepte

Umweltindikatoren - OECD

Von der **Organization of Economic Corporation and Development** (OECD) wurde das PSR-Konzept entwickelt, das in den vergangenen Jahren zusammen mit anderen Expertengruppen zum DPSIR-Konzept weiterentwickelt wurde.

Relativ weit fortgeschritten sind v.a. die Arbeiten der OECD zu Agrarumweltindikatoren. In ihrem jüngsten Bericht werden die Belastungen der Landbewirtschaftung mithilfe von Indikatoren für die Bereiche Nährstoffeinsatz, Pestizideinsatz und -risiko sowie Wasserverbrauch präsentiert (OECD, 2001).

Mit weiteren Indikatoren werden die Umweltwirkungen der Landwirtschaft auf Bodenqualität, Wasserqualität, Bodenschutz, Treibhausgase, Biodiversität, Habitate und Landschaft Indikatoren beschrieben (OECD, 2001).

Im Bereich Pestizidrisiko konzentriert sich die OECD bisher noch auf die Entwicklung und das Testen verschiedener Indikatorenkonzepte, während für die anderen genannten Bereiche, neben den gewählten Methoden, auch Entwicklungen und Trends mittels Indikatoren dokumentiert werden.

Pressure-Indikatoren - EUROSTAT

Von **EUROSTAT** und der Europäischen Kommission (GD XI) wurde basierend auf *Directions for the EU on Environmental Indicators and Green National Accounting* (COM (94) 670 final, 21.12.94) ein europaweites Projekt zu Umweltindikatoren durchgeführt und 1999 abgeschlossen. Das Projekt konzentrierte sich entsprechend des DPSIR-Konzepts auf *Pressure-Indikatoren*, wobei für zehn Politikfelder⁴ Indikatoren entwickelt wurden. Die Indikatoren wurden mit Daten unterlegt und geben nach Auskunft der Autoren Aufschluss über die wichtigsten menschlichen Aktivitäten mit negativen Auswirkungen für die Umwelt (EUROSTAT, 1999).

⁴ Luftverschmutzung, Klimaänderungen, Rückgang der Biodiversität, Marine Umwelt und Küstenzonen, Ozonschichtzerstörung, Verbrauch von Ressourcen, Verbreitung toxischer Substanzen, Städtische Umweltpolitik, Abfall, Wasserverschmutzung & Wasserressourcen.

Nachhaltigkeitsindikatoren - Commission on Sustainable Development (CSD) der Vereinten Nationen

Die **Commission on Sustainable Development** (CSD) der Vereinten Nationen hat im Jahre 1996 einen Katalog von ursprünglich 134 Nachhaltigkeitsindikatoren entworfen, der sich nach verschiedenen Diskussionen und Testphasen inzwischen auf 57 Indikatoren reduziert hat.

Die Indikatoren umfassen neben der ökologischen Dimension auch die Bereiche der sozialen, ökonomischen und institutionellen Dimension der nachhaltigen Entwicklung. Die vier Dimensionen sind wiederum nach Themen⁵ und Unterthemen unterteilt, für die einzelne Indikatoren entwickelt wurden. Im ökologischen Teilbereich weist dieser Ansatz viele Parallelen zum OECD-Ansatz auf.

Im ersten Entwurf waren die Indikatoren nach dem DPSIR-Konzept kategorisiert. Nach Durchführung der Testphase sind die jüngsten Indikatorenvorschläge der CSD nur noch nach verschiedenen Politikbereichen und Themen strukturiert (United Nations, 2001).

Vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) wurden die ersten CSD-Indikatorenvorschläge für Deutschland erprobt und es liegt hierzu ein Bericht der Bundesregierung vor (BMU, 2000).

Vorschlag für einen europäischen Bodenmonitoring und – bewertungssystem - Europäische Umweltagentur (EUA)

Die **Europäischen Umweltagentur** (EUA) sowie das Gemeinsame Forschungszentrum in Ispra (Italien) sind auf Europäischer Ebene für die Sammlung und Bewertung von Daten über den Zustand sowie Entwicklungstrends (*State*) der Umwelt zuständig. Eines von insgesamt zehn Haupthandlungsfeldern der EUA ist die Erarbeitung von Informationen zum Bodenzustand (vgl. Gentile, 1998; Huber et al., 2001).

1999 wurde das *European Topic Center on Soil* (ETC/S) als nachgeordnete Institution der EUA dabei mit folgenden Aufgaben in bezug auf die Berichterstattung zum Boden betraut:

- Erarbeitung eines europäischen Konzepts für Bodenmonitoring und Bodenbewertung.
- Erstellung eines Berichtes zu den gesetzlichen Grundlagen in den EEA-Ländern hinsichtlich Bodenschutz, -qualität und Belastung.

⁵ Die Themen des ökologischen Teilbereichs sind a) Atmosphäre, b) Boden, c) Ozeane/Seen und Küsten, d) Frischwasser und e) Biodiversität.

- Erarbeitung eines Überblickes über vorhandene Grundlagen und Schaffung von Konzepten für Bodeninformationssysteme.
- Koordinierung der Anstrengungen der Mittelmeerländer im Zusammenhang mit Fragestellungen der Wüstenbildung.
- Definition von Bodenparametern und -indikatoren für ein zukünftiges Bodenmonitoring-Netzwerk.
- Aufbereitung von Themen wie Bodendegradation für das Europäische Umweltinformations- und Umweltbeobachtungssystem (EIONET).
- Entwicklung einer gemeinsamen Methode zur Inventur von Altlasten.

Ferner wurde das ETC/Soil 1999 damit beauftragt, einen Vorschlag für einen europäischen Bodenmonitoring und –bewertungssystem zu entwickeln (vgl. Gentile, 1998; Huber et al., 2001). Infolgedessen befinden sich derzeit Vorschläge für Indikatoren für die Bereiche Bodenversiegelung, Bodenerosion, Altlasten und stoffliche Bodenbelastungen in der Entwicklung (vgl. hierzu auch Abschnitt 1.1). Das ETC/Soil ist seit 2001 in einen größeren Themenbereich umfassendes Themenzentrum Terrestrische Umwelt übergegangen (ETC/TE); die Arbeiten zur Entwicklung von Indikatoren werden dort fortgeführt.

Von der EUA wird außerdem seit 1999 ein regelmäßiger Indikatorenbericht – *Environmental Signals* – mit 13 Umweltwirkungsbereichen⁶ herausgegeben und stellt auf internationaler Ebene das bisher einzige funktionierende jährliche Berichtssystem zur Umwelt dar (Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000). Für den Bereich Boden werden in 2000 dabei nur 3 Indikatoren für den Altlastenbereich behandelt, aber keine Indikatoren für die oben genannten weiteren Bereiche des Bodenschutzes.

2.1.2 Vorstellung einschlägiger nationaler Indikatorenkonzepte

Indikatorensystem für den Zustand der Umwelt - Statistisches Bundesamt

In den Jahren 1994-1997 wurde unter der Federführung des Statistischen Bundesamtes ein Projekt zur Ergänzung der bereits bestehenden ökonomischen Buchhaltung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) um eine ökologische Buchhaltung durchgeführt. Ziel des Projektes war es, ein

⁶ a) Energieverbrauch, b) Energiesektor, c) Transport, d) Landwirtschaft, e) Industrie, f) Klimawechsel, g) Ozonzerstörung in der Stratosphäre, h) Luftverschmutzung, i) Abfall, j) Wasser, k) Eutrophierung, l) Feuchtland und m) Umweltsteuern.

operationalisiertes und umsetzbares Indikatorensystem zum Umweltzustand zu entwickeln, das über die nationale Darstellung hinaus auch eine räumliche Gliederung zur Berücksichtigung unterschiedlicher naturräumlicher bzw. standörtlicher Bedingungen ermöglicht. Dabei sollten die Ergebnisse der deutschen Ökosystemforschung soweit als möglich einbezogen werden. Mit dem Indikatorensystem wurden somit die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf den Zustand der Umwelt bzw. das Naturvermögen dargestellt. Es sollte damit auch Anhaltspunkte zur Beurteilung der Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen liefern.

Das Indikatorensystem bildete im Bereich *Umweltzustand* (im Sinne von *State*) eine nationale Ergänzung und qualitative Erweiterung von auf dem OECD-Konzept aufbauenden Ansätzen und sollte geeignet sein, im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) den Umweltzustand in Deutschland in regelmäßigen, periodischen Berichten zu beschreiben (Radermacher et al., 1998).

Ein Element dieses Indikatorensystems ist das *Statistische Informationssystem zur Bodennutzung* (STABIS) des Statistischen Bundesamtes (vgl. Deggau, 1995). Die Erhebung von Bodenbedeckungsdaten mit STABIS ist eingebettet in das europaweite Vorhaben CORINE (*CoORDination of INformation on the Environment*) Land Cover und stützt sich auch methodisch auf dieses inzwischen abgeschlossene EU-Programm. Mit dem Abschluss des CORINE-Programms wird STABIS als ein Element des europaweiten Vorhabens der EUA (EIONET=*Environmental Information and Observation Network*) fortgesetzt (siehe Abschnitt 2.1.1).

Umwelt-Barometer - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Für die Beschreibung der Umweltsituation in Deutschland gab es lange keine vergleichbaren Kennziffern. Im Jahre 1998 wurde daher vom BMU der Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms mit dem Ansatz für ein *Umwelt-Barometer* vorgelegt, das die Entwicklung der Umwelt künftig durch wenige Kenngrößen messbar machen und helfen soll, den Umweltschutz stärker in das öffentlichen Bewusstsein zu bringen. Die Indikatoren sollen die wichtigsten Themenschwerpunkte des Umweltschutzes abdecken und mit politischen Zielvorgaben verbunden sein. Insgesamt sechs Indikatoren stehen nun für die Umweltbereiche Klima, Luft, Boden, Wasser, Energie und Rohstoffe, für die regelmäßige Trends veröffentlicht werden.

Für die Beschreibung von Umweltbelastungen im Bereich Boden wurde der *Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag* als Indikator für den Verlust von Boden gewählt. Im Jahre 2000 lag der Zuwachs an Siedlungs- und Verkehrsflächen bei 129 ha pro Tag. Als Ziel wird bis zum

Jahre 2020 eine Reduzierung auf 30 ha Siedlungs- und Verkehrsflächenzuwachs pro Tag anvisiert.

Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft

Vom **Institut für Europäische Integrationsforschung e.V.** wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes ein Forschungsvorhaben zur *Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft* durchgeführt. Ziel dieser Studie war es, mit der Ableitung eines Indikatorenkatalogs, die Grundlage zur Bewertung ökologischer Wirkungen der Landwirtschaft zu schaffen. Voraussetzung hierfür ist die systematische Definition und Spezifizierung von agrarrelevanten Umweltwirkungen. Der Schwerpunkt lag in der Analyse von Möglichkeiten und Restriktionen der Integration der umweltwirkungsspezifisch abgeleiteten Indikatoren in ein System, das von nationalen Entscheidungsträgern als Monitoring-Instrument genutzt werden kann (Geier et al., 1999).

Indikatoren im Rahmen der Arbeiten zur Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Strategie für eine Nachhaltige Entwicklung

Der Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung hat jüngst den Entwurf für eine Nationale Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung vorgelegt (Bundesregierung, 2001). Darin sind u.a. 21 Schlüsselindikatoren mit einer konkreten Zielsetzung für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland aufgeführt. Wie auch die Nachhaltigkeitsstrategie der Vereinten Nationen geht die deutsche Strategie über die ökologische Dimension hinaus. Unter den 21 Indikatoren haben sieben einen konkreten Umweltbezug. Für den Bereich Boden relevant sind die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche und der prozentuale Flächenanteil unter ökologischen Landbau. Die Schlüsselindikatoren sind jeweils so gewählt, dass ein zeitlicher Verlauf also ein Trend darstellbar ist und sie sind stets mit einem konkreten Ziel verknüpft.

2.2 Grenzen des DPSIR-Konzepts bei der Entwicklung von Bodenschutzindikatoren

Der Vorteil der Strukturierung von bodenschutzrelevanten Informationen nach dem DPSIR-Konzept ist sicherlich, dass dadurch kausale Wirkungszusammenhänge dargestellt werden. Diese Art der Strukturierung stößt aber auch an seine Grenzen, worauf in diesem Abschnitt kurz eingegangen werden soll. So ist beispielsweise nicht immer ein eindeutige Unterschei-

dung nach *Driving Forces*-, *Pressure*-, *State*-, *Impact*- und *Response*-Indikatoren möglich. Des weiteren lassen sich die teilweise sehr komplexen Wirkungszusammenhänge nicht immer mit geeigneten Indikatoren beschreiben. Auf diese beiden Aspekte soll im folgenden kurz eingegangen werden:

Probleme einer eindeutigen Zuordnung nach DPSIR

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass sich einzelne Indikatoren nicht immer eindeutig einer der fünf DPSIR-Kategorien zuordnen lassen. Als problematisch hat sich in der Praxis, d.h. bei der Entwicklung von Indikatoren-systemen, beispielsweise häufig eine klare Differenzierung nach *Driving Forces* und *Pressure*-Indikatoren erwiesen.⁷ Infolgedessen wurden auch bei den Indikatorenvorschlägen der EUA manche Indikatoren als *Driving Forces* und *Pressure*-Indikatoren gekennzeichnet (vgl. Huber et al., 2001). Bei den CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren der Vereinten Nationen (vgl. Abschnitt 2.1) hat man sogar inzwischen von der DPSIR-Kategorisierung Abstand genommen und es wird nur noch nach Politikbereichen und Themen unterschieden (vgl. United Nations, 2001).

Auch die Unterscheidung nach *State*- und *Impact*-Indikatoren gestaltet sich in der Praxis häufig als schwierig. So ergibt sich die Kategorisierung immer aus dem Blickwinkel, aus dem der Umweltwirkungsprozess beurteilt wird. Bodenerosion in t pro Hektar und Jahr kann beispielsweise sowohl als ein Zustandsindikator (*State*) für den Verlust von wertvollem Bodenmaterial gesehen werden, andererseits aber auch als Belastungsindikator, d.h. *Impact*-Indikator, für die Beeinträchtigung von Gewässern, in die das erodierte Material eingeschwemmt wird.

Loveland et al. (2001) verweisen darauf, dass manche Indikatoren sowohl für eine Belastung (*Pressure*) eine Zustandsbeschreibung (*State*), für ungewünschte Auswirkungen (*Impact*) oder sogar eine Handlung (*Response*) stehen können; dies hängt immer von dem jeweiligen Landnutzungsziel des jeweiligen Bodens bzw. Standortes ab.

Komplexe Wirkungszusammenhänge

Der Verlust von Boden und die Beeinträchtigung der Bodenfunktionen beruht oftmals auf komplexen Wirkungszusammenhängen, die sich nicht auf einfache Ursache-Wirkungs-Schemen reduzieren lassen. Die Untersuchung ergab beispielsweise, dass sich für alle drei untersuchten Problem-bereiche des Bodenschutzes (*Bodenerosion*, *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr*, *Stoffliche Bodenbelastungen*) keine aussagekräfti-

⁷ Für die Definition von *Driving Forces* und *Pressure* siehe Abschnitt 2.1

gen bzw. ausreichend wissenschaftlich fundierten *Impact*-Indikatoren finden lassen.

Dies ist darauf zurückzuführen, dass der *Impact* (z.B. Sedimentablagerungen aufgrund von Bodenerosion oder Überschwemmungen von Flüssen aufgrund von Bodenversiegelung) sich häufig zwar messen, aber wegen der komplexen Wirkungszusammenhänge nicht allein auf die zu beobachtende Beeinträchtigungen des Bodens (*State*) zurückführen lassen. Modellkalkulationen müssen hierzu in Zukunft in Verbindung mit empirischen Ergebnissen weitere Einsichten bringen.

Im Folgenden werden aus oben genannten Gründen die Antriebs- und Belastungsindikatoren stets zusammen als „Driving Forces-Indikatoren“ abgehandelt.

2.3 Bodenqualität und Bodenqualitätsziele als Grundlagen für indikatorengestützte Erfolgskontrollen

2.3.1 Unterscheidung nach normativen und deskriptiven Indikatoren

Bei Indikatoren ist grundsätzlich zwischen deskriptiven und normativen Indikatoren zu unterscheiden (vgl. Abbildung 1). In der Vergangenheit standen bei der Entwicklung von Indikatoren (auch im Rahmen des DPSIR-Konzepts) deskriptive Indikatoren im Vordergrund. In der Diskussion um Nachhaltigkeitsindikatoren gewinnt jedoch zunehmend die Bildung von normativen Indikatoren an Bedeutung. Dies sind Indikatoren, die neben der deskriptiven Darstellung einer Umweltsituation auch eine entsprechende Zielgröße beinhalten (vgl. beispielsweise SRU, 1998, Tz 142; Radermacher et al., 1998).

Zur Beschreibung dieser Zielgröße wurde bereits eine Fülle von Begriffen entwickelt. Weitgehend etabliert hat sich der Begriff *Umweltqualitätsziel* entsprechend der hierarchischen Struktur des *Umweltqualitätsziel-Systems*⁸ von Fürst et al. (1992), das in den vergangenen Jahren kontinuierlich weiterentwickelt wurde (Umweltbundesamt, 2000; Finke et al., 2000).

Normative Indikatoren zeichnen sich als Soll-Ist-Indikatoren durch zuvor definierte Umweltqualitätsziele als Referenzgrößen aus und ermöglichen so eine indikatorengestützte Erfolgskontrolle von Umweltwirkungen. Deskriptive Indikatoren beschreiben hingegen die Entwicklung von Zuständen durch sogenannte Ist-Ist-Vergleiche, wobei Veränderungen ohne eine Zielgröße eine Bewertung hier nicht zulassen (vgl. Abbildung 1).

⁸ Die hierarchische Struktur beginnt mit einem *Leitbild* aus dem *Leitlinien* entwickelt werden die wiederum in *Umweltqualitätsziele* und *Umwelthandlungsziele* münden.

Aufgrund der Multifunktionalität von Böden lassen sich Bodenqualitätsziele nicht auf einer eindimensionalen Werteskala bewerten (vgl. hierzu auch Loveland et al., 2001). In Deutschland gliedert das BBodSchG die Funktionen des Bodens in drei Bereiche, die wiederum in Teilfunktionen weiter unterteilt sind (vgl. Abschnitt 1.1). Daraus ergeben sich, je nach Bodenfunktion auch unterschiedliche Ansprüche an die Bodenqualität, d.h. die biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens.⁹ Hinzu kommt die räumliche Differenzierung der Böden nach ihren bodenkundlichen und geologischen Grundlagen (Bodenart, Ausgangsgestein) sowie der prinzipiellen Nutzung, die Einfluss auf das mögliche Qualitätsziel haben.

Vor diesem Hintergrund lassen sich Qualitätsziele für den Boden oftmals besser regional differenziert, nach vorheriger Favorisierung einzelner Bodenfunktion realisieren, als zusammenfassend für größere regionale Einheiten (z.B. für Bundesländer, Gesamtdeutschland oder gar die EU).

In Deutschland ist insbesondere für die stoffbezogenen Bodenqualitätsziele der Handlungsrahmen von Bedeutung, der durch das BBodSchG gegeben ist. Maßgeblich ist hier der Begriff der „schädlichen Bodenveränderung“, definiert als Beeinträchtigung der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit hervorzurufen. Bodenqualitätsziele charakterisieren so den gewünschten Bodenzustand unter Berücksichtigung der verschiedenen Bodenfunktionen und Nutzungen.

Das BBodSchG unterscheidet für Zwecke der Bewertung verschiedene Kategorien von Bodenwerten. Bei bestehenden Bodenbelastungen werden je nach dem Zweck der Gefahrenbeurteilung Prüf- und Maßnahmenwerte, bei Besorgnis des Entstehens von schädlichen Bodenveränderungen Vorsorgewerte herangezogen.

Dieses Bodenwertkonzept zielt vorrangig auf die instrumentelle Umsetzung, z.B. in der guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft, der ordnungsgemäßen Düngung, den Anforderungen an Materialien, die in Böden eingebracht werden oder bei der Minderung von Stoffeinträgen. Es ist damit vor dem Hintergrund der o.g. räumlichen und funktionellen Differenzierung vordergründig nicht auf die Verwendung in Indikatorenkonzepten ausgelegt.

⁹ Eine nährstoffreiche Versorgung des Bodens ist beispielsweise ein Qualitätsmerkmal für Böden die v.a. als *Standort für landwirtschaftliche Nutzung* (Bodenfunktion 3c des BBodSchG) gelten, während bei Böden mit der vorrangigen Funktion als *Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen* (Bodenfunktion 1a des BBodSchG) unter Umständen auch Nährstoffarmut die Bodenqualität bestimmen kann.

Auf internationaler Ebene kommt für die Entwicklung von einheitlichen Qualitätszielen erschwerend hinzu, dass es bisher noch keine europäische Rahmengesetzgebung im Bereich Boden, und damit auch keine einheitlichen Bodenwerte als Richtgrößen, gibt.

Die Tatsache, dass es zur hier beschriebenen Bestimmung von Bodenqualitätszielen kein europäisches Pedant gibt, ist sicherlich auch ein Grund dafür, dass in einschlägigen internationalen Indikatoren-Konzepten bisher überwiegend deskriptive Indikatoren enthalten sind (vgl. Abschnitt 2.1). Die EUA unterscheidet in ihrem Indikatorenkonzept für den Bodenschutz zwar neben den DPSIR-Indikatoren auch noch nach deskriptiven (*Descriptive Indicators*, Type A) und normativen Indikatoren (*Performance Indicators*, Type B) als weitere Kategorisierung. Die bisherigen Vorschläge der EUA beziehen sich jedoch fast ausschließlich auf deskriptive Indikatoren (vgl. Huber et al., 2001).

Dies gilt auch für die meisten anderen in Abschnitt 2.1 beschriebenen Indikatorenkonzepte. Eine Ausnahme ist das *Umwelt-Barometer* des BMU, in dem der Zuwachs an Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland von derzeit 129 ha pro Tag bis zum Jahre 2020 auf 30 ha pro Tag reduziert werden soll (vgl. Abschnitt 2.1.2).

Eine weitere Möglichkeit, sich dem Begriff der Bodenqualität beschreibend zu nähern, der dem DPSIR System jedoch nur im weiteren Sinne zuzuordnen ist, ist die ebenfalls regional differenzierte Ausweisung von Bodenfunktionen in Sinne von Leistungspotentialen und Empfindlichkeiten bzw. Gefährdungspotentialen auf der Grundlage der bodenkundlich/geologischen Ausgangsdaten (Daten aus der Bodenkartierung). Hierbei werden mit einfachen Verknüpfungsregeln oder Pedotransferfunktionen relative Ergebnisse oder näherungsweise Abschätzungen der gewünschten Zielgröße gegeben. Dabei kann es sich beispielsweise um die potenzielle Erosionsgefährdung handeln, die unter Einbeziehung der prinzipiellen Nutzung und der standörtlichen Randbedingungen die natürliche Disposition bestimmter Böden für eine Erosion und damit ihre Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen erosionsfördernden Faktoren ausweist. Diese Zielgröße ist im engeren Sinne weder mit einem Zustands- noch mit einem Wirkindikator gleichzusetzen, gibt aber eine Bezugsgröße für die Bewertung anthropogener Einflussgrößen, z.B. der Bodenbedeckung und der Form der Bewirtschaftung (näheres dazu in Abschnitt 3.1.3).

2.3.2 Bestehende Bewertungsverfahren für den Bodenschutz in Deutschland

In Deutschland wurden in den vergangenen Jahren verschiedene Verfahren zur Bewertung von Böden gemäß der Bodenfunktionen des

BBodSchG entwickelt, um daraus Optionen für die Raum- und Siedlungsentwicklung ableiten zu können. Im Mittelpunkt der Bewertungsverfahren stehen die *natürlichen Bodenfunktionen* und die Funktionen als *Archiv der Natur- und Kulturgeschichte* gemäß BBodSchG, da sie eines besonderen Schutzes bedürfen.

Die Heterogenität der Böden macht eine Bewertung sehr komplex und damit auch kompliziert (vgl. Abschnitt 2.3.1). Es wird daher nie nur eine Methode zur Bewertung von Böden geben können, sondern es werden immer Bewertungen für die verschiedenen Bodenfunktionen nebeneinander stehen.

Vom Bundesverband Boden wurde eine umfassende Übersicht zu bestehenden bodenbezogenen Bewertungsmethoden erstellt (vgl. Bundesverband Boden, 1999). Eine ähnliche Zusammenstellung findet sich auch bei Happe et al. (1999). Die beiden Studien ergeben zusammen einen Überblick zum status quo bestehender Methoden.

Im ständigen Ausschuss Bodenschutzplanung der LABO wird zur Zeit außerdem ein Vorhaben mit dem Ziel der "Zusammenfassung und Strukturierung von relevanten Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planung und Zulassungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit" durchgeführt.¹⁰

Mittel- bis langfristig wird sich auf diesen Grundlagen aufbauend möglicherweise auch eine deutschlandweite Bodenwertekarte mit der Klassifikation von Standorten nach Naturnähe, Lebensraumfunktion, Regelungsfunktion und Archivfunktion (z.B. hoch, mittel oder gering) realisieren lassen. Eine solche Karte wäre für ein nationales Indikatorenensystem für den Bodenschutz von Bedeutung (vgl. hierzu auch Abschnitt 3.2.3).

¹⁰ Mündliche Mitteilung von Frau Beate Werner, Umweltbundesamt.

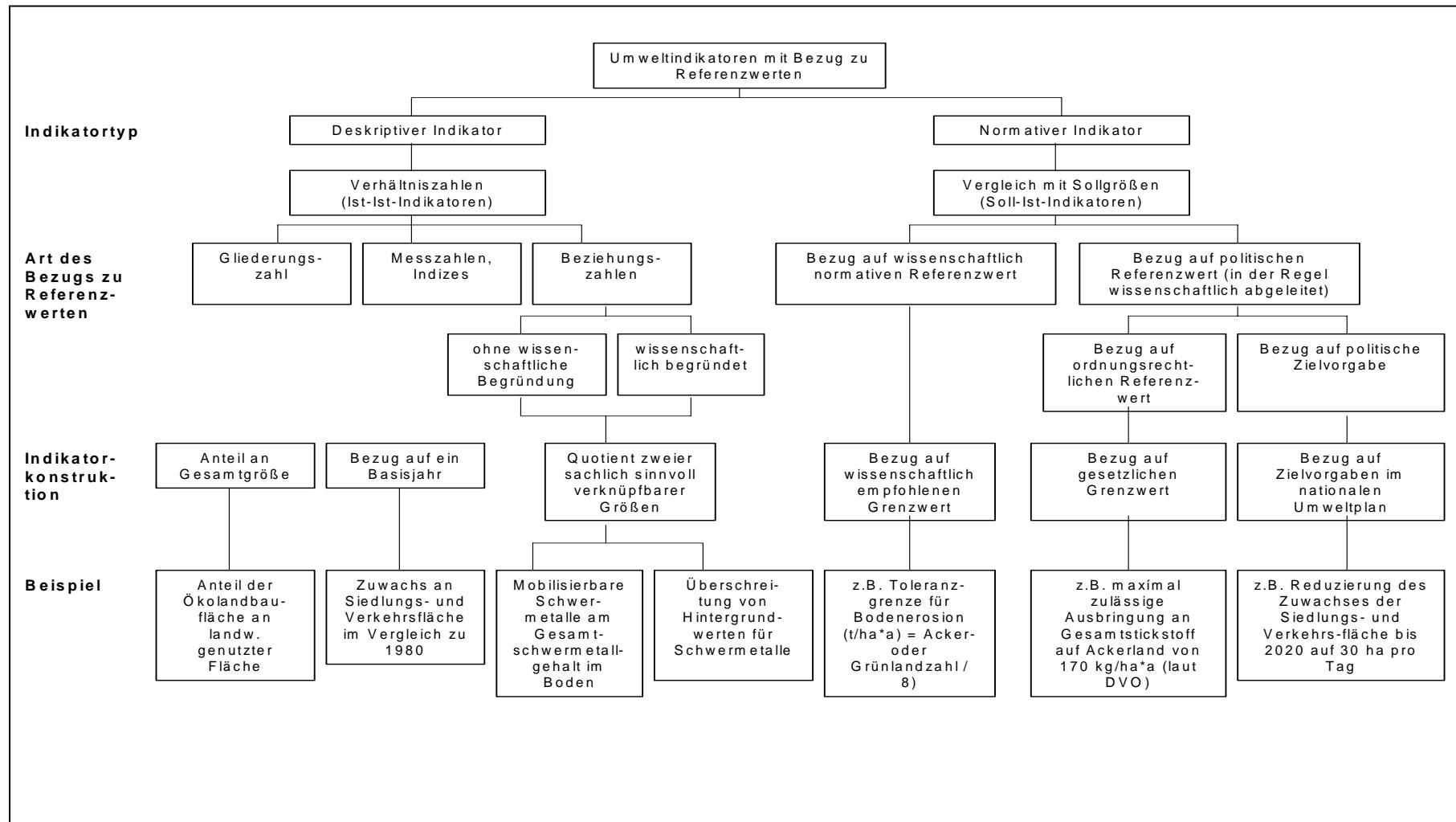


Abbildung 1: Umweltindikatoren mit Bezug zu Referenzwerten (nach Radermacher et al., 1998 verändert)

3 Diskussion relevanter Indikatoren und ihrer Datenverfügbarkeit

3.1 Bodenerosion

3.1.1 Einleitung

Ein Prozess der Bodendegradation, der zwar an vielen Stellen der Erde ein natürlicher Prozess ist, weltweit aber durch Nutzung der Böden verstärkt oder oft sogar ausgelöst wurde, ist die Bodenerosion. Man versteht darunter den Abtrag von Bodenmaterial entlang der Oberfläche durch Wasser und Wind. Während die Wassererosion nur bei Gefälle auftritt, zieht die Winderosion hauptsächlich ebene Flächen in Mitleidenschaft. Da die Krume zuerst von der Erosion erfasst wird und diese meist der ökologisch günstigste Teil des Bodens ist, geht bei der Erosion wertvolles Bodenmaterial verloren. Die Bodenerosion kann daher die Ertragsfähigkeit der Böden erheblich senken (Scheffer/Schachtschabel et al., 1984).

Die Ackerkrume ist auch durch regelmäßige Düngung, häufig über den Entzug durch die Kulturpflanzen hinaus, sehr nährstoffreich. Durch Wassererosion werden dadurch mit dem Bodenmaterial auch Nährstoffe zum Hangfuß, z.T. aber auch in die Gewässer transportiert. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft sind also gleichermaßen daran interessiert, den Bodenabtrag möglichst gering zu halten: die Landwirtschaft um wertvollen, nährstoffreichen Oberboden nicht zu verlieren, die Wasserwirtschaft, um die Gewässer rein und funktionsfähig zu halten.

Die kausalen Wirkungszusammenhänge der Bodenerosion sind in Abbildung 2 entsprechend des DPSIR-Konzepts dargestellt. In den folgenden Unterabschnitten 3.1.2 bis 3.1.5 werden für jede dieser Kategorien mögliche Indikatoren und ihre Datenverfügbarkeit diskutiert.

Der Schwerpunkt liegt auf Indikatoren zur Beschreibung der Antriebs- und Belastungsfaktoren (*Driving Forces/Pressure*) und der externen Wirkungseffekte (*Impact*) der Bodenerosion sowie zu Handlungsmaßnahmen (*Response*). Indikatoren zu *State*, d.h. zur Quantifizierung der Bodenerosionsprozesse (On-Site), werden in einem parallel laufenden F+E-Vorhaben des UBA schwerpunktmäßig behandelt.¹¹ In dem jetzigen Vorhaben werden *State*-Indikatoren daher nur am Rande behandelt und es wird nur auf die Wassererosion eingegangen, wo die Aufklärung bereits weiter fortgeschritten ist, als bei den Winderosionsprozessen (vgl. Frielinghaus & Win-

¹¹ F+E-Vorhaben: *Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion - Testphase* (FKZ 200 12 118).

Winnige, 2000). Winderosionsprozesse werden jedoch ausführlicher in dem bereits erwähnten F+E-Vorhaben (FKZ 200 12 118) behandelt.

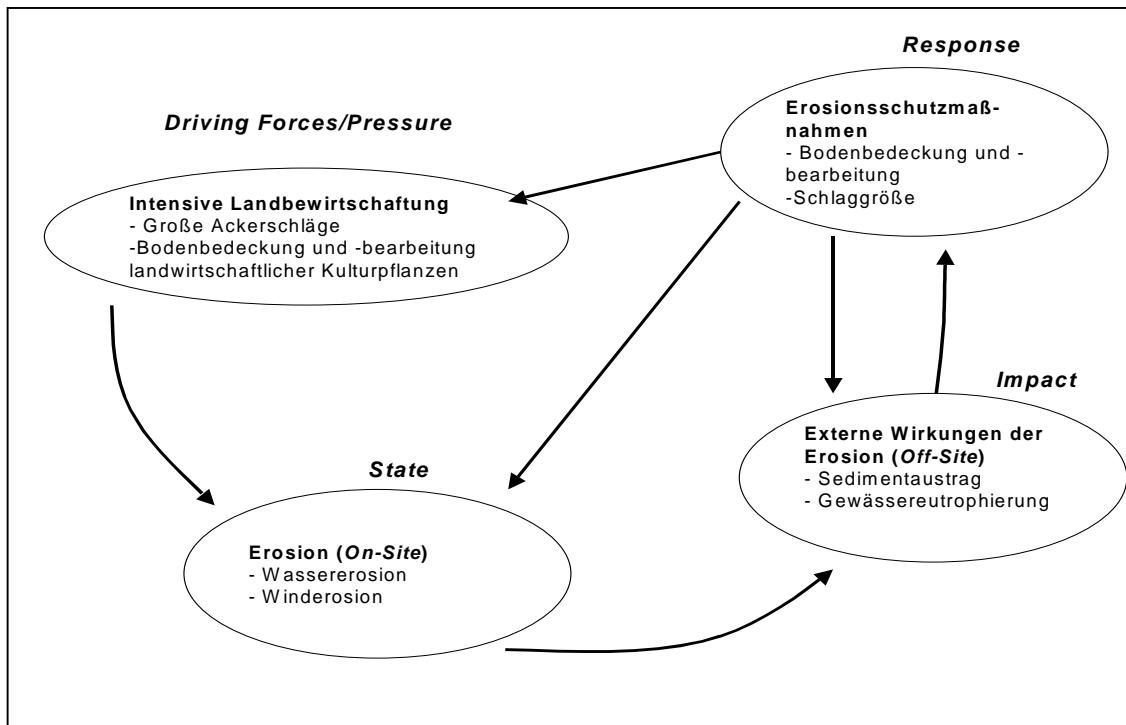


Abbildung 2: Wirkungszusammenhänge der Bodenerosion

3.1.2 Antriebs- und Belastungsfaktoren für die Bodenerosion

3.1.2.1 Intensität der Landbewirtschaftung

Moderne Technologien in der Landbewirtschaftung haben zwar zu höheren und kurzfristig sichereren Erträgen geführt, sie haben in hängigen Gebieten aber auch die Erosion durch Wasser verstärkt. Felder wurden vergrößert und einheitlich bewirtschaftet, wodurch wasser- und windbremsende Saumstrukturen verloren gingen. Viele Hänge werden aus technischen Gründen senkrecht zum Hang genutzt. Das häufige Befahren mit schweren Maschinen schwächt das Gefüge der Böden und verdichtet sie. Hierbei ist jedoch besonders die Frage der standortangepassten Verwendung der Maschinen zu berücksichtigen, die zeitlich und regional so differenziert betrachtet werden müsste, dass entsprechendes Datenmaterial nicht verfügbar ist. Die Zunahme der Tiefe wendender Bodenbearbeitung führt außerdem zu einer verminderten Tragfähigkeit des Bodens. Der Anbau von erosionsanfälligen Reihenkulturen wie Mais, des Anbaus von

Winterweizen als erosionsdisponierter Winterkultur¹² hat sehr stark zugenommen, der von schützenden Futterpflanzen, v.a. des mehrjährigen Ackerfutterbaus dagegen abgenommen (vgl. Schwertmann et al., 1990; von Meyer & Knickel, 1992; Frielinghaus, 1998).

Vor diesem Hintergrund wird in der Literatur die *Intensität der Landbewirtschaftung* als ein "Headline"-Belastungsindikator für Bodenerosion angeführt. Von der EUA werden in diesem Zusammenhang folgende sechs Indikatoren vorgeschlagen (vgl. Huber et al., 2001)¹³:

- *Verbrauch an Mineraldünger in t/ha,*
- *Durchschnittlicher Ertrag in einem Referenzgebiet in t/ha,*
- *Durchschnittliches Betriebseinkommen in einem Referenzgebiet,*
- *Viehbesatzdichte in Anzahl pro Hektar,*
- *Durchschnittliche Betriebsgröße in einem Referenzgebiet in Hektar,*
- *Durchschnittliche Schlaggröße in Hektar.*

Die ersten fünf Indikatorenvorschläge der EUA werden von den Autoren dieses F+E-Vorhabens jedoch als nicht geeignet angesehen. Sie stehen zu wenig mit den oben beschriebenen Faktoren, welche die Erosion tatsächlich beeinflussen, im kausalen Zusammenhang. Dagegen ist ein Einfluss der *durchschnittlichen Schlaggröße* auf die Erosionsgefährdung gegeben. Auf diesen Indikator muss jedoch wegen fehlender Daten verzichtet werden. So werden zwar im Zuge der amtlichen Statistik der landwirtschaftlichen Bodennutzung die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe und die Betriebsflächen erfasst, jedoch keine Daten zu durchschnittlichen regionalen Schlaggrößen.

Die *Bodenbedeckung und -bearbeitung* ist der in der Literatur am häufigsten genannte *Driving Forces*-Indikator für Bodenerosion (vgl. beispielsweise von Meyer & Knickel, 1992; Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000, OECD 2001). Die Ursachen für Bodenerosion sind jedoch sehr komplex und *Bodenbedeckung und -bearbeitung* unterteilen

¹² Winterweizen wird relativ spät im Jahr gesät und geht kurz nach dem Auflaufen in die Winterruhe. Im Gegensatz zu anderen Wintergetreidearten ist die Bodenbedeckung von Winterweizen während des Winters daher relativ gering.

¹³ Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikatoren Nr. 7-12.

sich in eine Reihe von weiteren Untergrößen und sind nur eine Einflussgröße neben anderen Faktoren wie z.B. der o.g. Schlaggröße.

Übersicht 1 gibt einen Überblick zu den Hauptfaktoren, welche Bodenerosion beeinflussen, von denen sich bisher nur die *Bodenbedeckung und -bearbeitung* der landwirtschaftlichen Kulturpflanzen mit einem adäquaten *Driving Forces*-Indikator beschreiben lässt (vgl. Abschnitt 3.1.2.1).

Bodenbedeckung und -bearbeitung kann aber nicht nur als *Driving Forces*-Indikator, sondern beispielsweise auch als *Response*-Indikator verstanden werden. Er wird daher auch in Abschnitt 3.1.5 in Verbindung mit den Erosionsschutzmaßnahmen diskutiert.

Übersicht 1: Möglicher *Driving Forces/Pressure*-Indikator für den Problembereich *Bodenerosion*

Thema	Indikatoren
Bodenbedeckung und -bearbeitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen	• <i>Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex (ha Ackerkultur * C-Faktor)</i>
Grosse Ackerschläge	

3.1.2.2 *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex*

Landwirtschaftliche Kulturpflanzen können durch unterschiedlich starke Bedeckung des Ackerbodens sowie das Bearbeitungsverfahren das Ausmaß von Bodenerosion beeinflussen. Vor diesem Hintergrund wird von verschiedenen Autoren ein *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex* zur Beschreibung der Erosionsdisposition und ihrer möglichen Änderung angeführt (vgl. Meyer & Knickel, 1992; Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000, OECD 2001).

Dieser Indikator setzt sich aus Informationen zur landwirtschaftlichen Bodennutzung¹⁴ und Erfahrungskennwerten des relativen Bodenabtrags verschiedener Kulturpflanzen (C-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung - ABAG) zusammen.¹⁵

Für eine bundesweite Betrachtung im Sinne nationaler Indikatoren ist eine flächendeckende Information zur Bodenbedeckung notwendig. Diese ist zur Zeit nur aus der Bodennutzungshauptherhebung des Bundes und der Länder sowie aus Fernerkundungsdaten des CORINE/STABIS-Projektes (vgl. Abschnitt 2.1.2) verfügbar.

¹⁴ D.h. wie sich die landwirtschaftliche Nutzfläche in Dauergrünland, Ackerland und Dauerkulturen unterteilt, und welche landwirtschaftlichen Kulturarten auf den Ackerflächen angebaut und werden.

¹⁵ Auf die ABAG und den C-Faktor wird in Abschnitt 3.1.3 noch näher eingegangen.

CORINE/STABIS-Daten

Im CORINE-Projekt werden landwirtschaftliche Flächen nach a) *Ackerflächen*, b) *Dauerkulturen*, c) *Grünland* und d) *Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur* unterteilt. Die Nutzung dieser Daten für den *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex* ist dadurch eingeschränkt, dass keine weitere Differenzierung nach Ackerkulturpflanzen möglich ist. Ein weiteres Problem ist, dass die CORINE-Daten in Deutschland bisher nur einmal, im Jahre 1992, erhoben wurden und daher zum jetzigen Zeitpunkt noch keine Darstellung des Indikators in Zeitreihen zulassen.¹⁶

Daten der Bodennutzungshauptherhebung

Die Bodennutzungshauptherhebung wird von den Statistischen Landesämtern der Bundesländer seit 1979 in einem vierjährigen Turnus erhoben und differenziert für die Gemeinden veröffentlicht.¹⁷ Diese Daten werden auch vom Statistischen Bundesamt aggregiert für die einzelnen Bundesländer sowie für Deutschland insgesamt regelmäßig veröffentlicht (vgl. Statistisches Jahrbuch des Statistischen Bundesamtes, verschiedene Jahrgänge).

Auf der Ebene der Gemeinde liegen im vierjährigen Turnus Daten für folgende Flächennutzungskategorien vor:

1. Dauergrünland
2. Ackerland
 - 2.1 Hackfrüchte
 - 2.1.1 Insgesamt
 - 2.1.3 Kartoffeln
 - 2.1.4 Zuckerrüben
 - 2.2 Futterpflanzen
 - 2.2.1 Insgesamt
 - 2.2.2 Silomais
 - 2.3 Getreide
 - 2.3.1 Insgesamt
 - 2.3.2 Weizen
 - 2.3.3 Roggen
 - 2.3.4 Gerste
 - 2.3.5 Hafer

¹⁶ Auf die Datenverfügbarkeit im Rahmen von CORINE wird in Abschnitt 3.2.3.2 detaillierter eingegangen.

¹⁷ Basierend auf dem Gesetz über Bodennutzungs- und Ernteerhebungen in der Fassung der Bekanntmachung vom 11.08.1978 (Bundesgesetzblatt I S. 1509).

- 2.4 Winterraps
- 2.5 Sonderkulturen

Keine Informationen liefert die Bodennutzungshauptherhebung zu möglicherweise angewandten unterschiedlichen Bestelltechniken. So hat beispielsweise der Anbau von Mais mit Mulchsaaten eine ganz andere Erosionsdisposition als konventionell angebauter Mais. Diese Einschränkung ist bei der Bewertung des *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindexes* zu berücksichtigen.

Von großer Bedeutung für den *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex* sind auch die zu erwartenden Ergebnisse eines zur Zeit parallel laufenden UBA-Vorhabens.¹⁸ In diesem F+E-Vorhaben sollen, basierend auf Daten der Bodennutzungshauptherhebung, regional typische Fruchfolgen auf Ebene der Landkreise für Deutschland dargestellt werden. Die Ergebnisse würden eine noch genauere Quantifizierung des Indikators erlauben.

3.1.3 Bodenerosion durch Wasser

3.1.3.1 Die ABAG als Modell zur Vorhersage von Bodenerosion durch Wasser

Die meisten Indikatorenkonzepte stützen sich methodisch und daher auch bei der Auswahl der Messparameter auf die ABAG nach Schwertmann et al. (1990) (vgl. beispielsweise Werner, 1999; Breitschuh et al., 2000; OECD, 2001). Die ABAG ist eine Übertragung des Ansatzes der *Universal Soil Loss Equation* (USLE) nach Wischmeier & Smith (1978) auf die Böden Mitteleuropas.¹⁹ USLE und ABAG sollen daher zunächst kurz vorgestellt werden:

Wischmeier und Smith haben in den Jahren 1930 bis 1952 an zahlreichen Orten der USA auf standardisierten Parzellen den langjährigen Bodenabtrag gemessen. Er war mit einer großen Anzahl von Eigenschaften dieser Standorte korreliert, von den 6 Parameter den gemessenen Abtrag hinreichend genau erklären und daher zu einer Vorausschätzung verwendet werden konnten.

¹⁸ F+E-Vorhaben: *Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung* (FKZ: 200 71 247).

¹⁹ Nach Schwertmann et al. (1990) erfolgten die Messungen zwar ausschließlich in Bayern, lassen sich aber direkt oder mithilfe angegebener Verfahren und ergänzender Werte auf große Bereiche Mitteleuropas übertragen.

Folgende Eigenschaften waren somit auf den untersuchten Standorten die wichtigsten erosionsbedingten Faktoren:

- Die Charakteristik des Regengeschehens,
- die Eigenschaften des Bodens,
- die Länge des Hanges,
- die Neigung des Hanges,
- die Bedeckung und Bearbeitung des Bodens und
- die Art der Erosionsschutzmaßnahmen.

Die Beziehung des gemessenen Bodenabtrages zu diesen 6 Faktoren wurde quantifiziert und zu einer Abtragsgleichung (USLE/ABAG)²⁰ zusammengefasst, über die der mittlere jährliche Bodenabtrag in Tonnen pro Hektar und Jahr ermittelt werden kann.

Einordnung in das DPSIR-Konzept

Im Zusammenhang mit der ABAG ist zu unterscheiden zwischen

- der *potenziellen Bodenerosionsgefährdung* und
- der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung*.

Bei beiden Größen handelt es sich um die rechnerische Vorhersage des Bodenabtrages in Tonnen pro Hektar und Jahr. Nur die *tatsächliche Bodenerosionsgefährdung* eignet sich jedoch als *State*-Indikator zur Beschreibung der Bodenerosionsprozesse, weil es sich hier, im Gegensatz zur *potenziellen Bodenerosionsgefährdung*, um eine veränderliche Größe in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung handelt. Hierauf wird im folgenden näher eingegangen:

Die *potenzielle Bodenerosionsgefährdung* ermittelt sich aus den mehr oder weniger unveränderlichen Standortfaktoren, der Regenerosität (R-Faktor), dem Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) und dem Topogra-

²⁰ $A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$ mit A: Langjähriger mittlerer jährlicher Bodenabtrag; R: Regen- und Oberflächenabflussfaktor; K: Bodenerodierbarkeitsfaktor; L: Hanglängenfaktor; S: Hangneigungsfaktor; C: Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor; P: Erosionsschutzfaktor (vgl. Schwertmann et al., 1990).

phiefaktor (LS-Faktor).²¹ Zur Ermittlung der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* kommen noch die anthropogenen Einflussfaktoren, der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor) sowie der Erosionsschutzfaktor (P-Faktor) hinzu.

Die *potenzielle Bodenerosionsgefährdung* kann somit als eine Art Referenzwert gesehen werden, der sich im Verlauf der Jahre kaum ändert. Die *tatsächliche Bodenerosionsgefährdung* ändert sich hingegen in Abhängigkeit von Veränderungen in der Bewirtschaftung, was auch von einem *State*-Indikator in Anlehnung an das DPSIR-Konzept erwartet wird.

Ein weiterer möglicher *State*-Indikator ist die *Rechnerische Vorhersage des Bodenabtrags im Verhältnis zur höchsten Toleranzgrenze für den Bodenabtrag (%)* (vgl. Übersicht 2). Dieser Indikator hat auch normativen Gehalt (vgl. Abschnitt 2.3). Für eine Realisierung dieses Indikators müssten zunächst auf Grundlage von Berechnungen der *potenziellen Bodenerosionsgefährdung* Ziele für den höchst tolerierbaren Bodenabtrag formuliert werden (Soll-Werte), die dann mit den Ergebnissen der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* (Ist-Werte) ins Verhältnis gesetzt werden. Nach Schwertmann et al. (1990) errechnet sich die Toleranzgrenze des maximalen Bodenabtrages (t/ha^*a) aus der *Acker- oder Grünlandzahl geteilt durch acht*. Breitschuh et al. (2000) verwenden diese Berechnungsform ebenfalls zur Ermittlung des maximal tolerierbaren Bodenabtrages, weisen aber darauf hin, dass grundsätzlich nicht mehr als 10 t/ha^*a überschritten werden sollten.

Übersicht 2: Mögliche *State*-Indikatoren für den Problembereich *Bodenerosion*

Thema	Indikatoren
Wassererosion	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Rechnerische Vorhersage des Bodenabtrags durch Wasser (in t/ha^*a) – "Tatsächliche Bodenerosionsgefährdung"</i> • <i>Rechnerische Vorhersage des Bodenabtrags im Verhältnis zur höchsten Toleranzgrenze für den Bodenabtrag (%)</i>
Winderosion ²²	

²¹ Die Hanglänge, als Teil des LS-Faktors, ist allein anthropogen zu beeinflussen.

²² Winderosion wurde in diesem F+E-Vorhaben ausgeklammert; sie wird im parallel laufenden F+E-Vorhaben - *Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung* (FKZ: 200 71 247) – behandelt.

3.1.3.2 Datenverfügbarkeit

Eine Modellierung der Erosionsgefährdung, bei der alle Faktoren der ABAG berücksichtigt werden, beruht auf einer Anhäufung von Detailinformationen, die bisher nur für begrenzte Raumausschnitte, günstigstenfalls für einzelne Bundesländer, gesammelt wurden.

Derzeit wird aber von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) eine Karte erstellt, die den besten Informationsstand zur *potenziellen Bodenerosionsgefährdung* (Wassererosion) für Deutschland darstellt. Dies geschieht durch die Verschneidung verschiedener Kennwerte, die im folgenden kurz erläutert werden sollen:

Die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:1 Mio. (BÜK 1000) bildet die Grundlage zur Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktors (K-Faktors). In der BÜK sind insgesamt 16.000 repräsentative Bodenprofile mit ihrer Bodenform und den bodenphysikalischen Eigenschaften erfasst.²³ Über die Bodenart und Bodenform lässt sich den Standorten ein empirischer K-Faktor zuordnen (vgl. Schwertmann et al., 1990).

Für die Einbeziehung des Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R-Faktor) wird die Isoerodenkarte von Sauerborn (1993) verwendet, die hierzu derzeit deutschlandweit die einzige Datengrundlage ist.

Zur Bestimmung des Hangneigungsfaktors (S-Faktors) liegt der BGR ein digitalisierter Höhendatensatz mit einer 25-Meter-Auflösung vor. Nach mündlicher Auskunft von Herrn Hennings von der BGR wird von Experten ein 50-Meter-Raster zur Bestimmung des S-Faktors für ausreichend befunden. Für die Ackerflächenstandorte der BÜK werden auf diese Weise von der BGR die Neigungsflächenanteile ermittelt.

Für die Bestimmung des Hanglängenfaktors (L-Faktor) liegt der BGR, nach Auskunft von Herrn Hennings, bisher noch keine geeignete bundesweite Datengrundlage vor.

Die Karte eignet sich für eine flächendifferenzierte Identifikation von Standorten in Deutschland, die hinsichtlich einer *potenziellen Bodenerosionsgefährdung* besonders betroffen sind. Eine Berechnung des Bodenabtrages in t/ha*a ist jedoch noch nicht möglich.

Für die Abschätzung der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* liegen bisher nur relativ gute Schätzungen für die Bundesländer Bayern und Baden-Württemberg vor (Auerswald & Schmidt, 1986; Gündra et al., 1995). Die Ergebnisse des derzeit laufenden F+E-Vorhabens *Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung* (FKZ: 200 71 247) lassen jedoch weitere Informationen und Daten zum Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-

²³ Ackerprofile, welche für die Darstellung der potenziellen Bodenerosion relevant sind, stellen nur einen Anteil dieser Gesamtzahl dar.

Faktor) für Deutschland und damit Aussagen zur *tatsächlichen Erosionsgefährdung* erwarten. In Abschnitt 3.1.5 wird außerdem darauf eingegangen, wie Agrarumweltprogramme mit entsprechenden Fördermaßnahmen zu einer Verbesserung der Bodenbedeckung und (C-Faktor) sowie zum Erosionsschutz (P-Faktor) beitragen und inwieweit sich Monitoringdaten zur Umsetzung der Agrarumweltprogramme für die Bestimmung des C- und P-Faktors nutzen lassen.

3.1.4 Externe Wirkungen der Bodenerosion

Die Bodenerosion hat nicht nur Einfluss auf die Produktionsfunktion des Bodens, sondern es werden auch andere Ökosysteme durch erodierte Sedimentfrachten beeinträchtigt.

Zur Quantifizierung dieser externen Wirkungen der Bodenerosion, die man im angelsächsischen Sprachraum auch *Off-Site-Effekte* nennt, werden von der OECD die *gemessenen Sedimentablagerungen in Gewässern (t)* und von der EUA die jährlich *gemessenen Sedimentfrachten in ausgewählten Flüssen (in t/m³*a)* als *Impact-Indikatoren* angeführt (vgl. Übersicht 3). Als weiteren *Impact-Indikator* schlagen OECD und EUA außerdem die *Externen Kosten der Beseitigung der Sedimentablagerungen (€)* vor (vgl. Huber et al., 2001; OECD, 2001).

Neben gemessenen Sedimentablagerungen gibt es außerdem methodische Ansätze zur *Modellkalkulation des Sedimentaustrages von Ackerflächen (t)*. Dies ist ein weiterer möglicher *Impact-Indikator* für Bodenerosion (vgl. Übersicht 3).

Übersicht 3 gibt einen Überblick zu möglichen *Impact-Indikatoren*. In den folgenden Unterabschnitten 3.1.4.1 und 3.1.4.2 werden die beiden methodischen Ansätze zur Quantifizierung der Sedimentfrachten von Ackerflächen (Messung und Modellkalkulation) in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit im einzelnen diskutiert.

Zur Weiterentwicklung bzw. Quantifizierung des Indikators *Externe Kosten der Beseitigung von Sedimentablagerungen (€)* liegen in einschlägigen Indikatorenkonzepten bisher noch keine konkreten Vorschläge vor und sind auch erst für die Zukunft vorgesehen (vgl. OECD, 2001).

Übersicht 3: Mögliche *Impact*-Indikatoren für den Problembereich *Bodenerosion*

Thema	Indikatoren
Sedimentaustrag in Kompartimente außerhalb der erodierten Flächen	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Gemessene Sedimentablagerungen in Gewässern (t)</i> • <i>Gemessene Sedimentfrachten in ausgewählten Flüssen (t/m³*a)</i> • <i>Modellkalkulation des Sedimentaustrages von Ackerflächen (t)</i> • <i>Externe Kosten der Beseitigung von Sedimentablagerungen (€)</i>
Gewässereutrophierung ²⁴	

3.1.4.1 *Gemessene Sedimente in Oberflächengewässern*

Als Indikator zur Beschreibung der Off-Site-Effekte der Bodenerosion werden von der EUA die *Jährlichen Sedimentfrachten in ausgewählten Flüssen in t pro m³ und Jahr* angeführt (vgl. Huber et al., 2001)²⁵

Auch für die OECD ist der *Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Betrieben* ein Indikator zur Beschreibung der Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt (vgl. OECD, 2001). Wie bei den Vorschlägen der EUA beruht dieser Indikator auf gemessenen Sedimentablagerungen in Oberflächengewässern, wie beispielsweise Flüssen oder Stauanlagen. Bis-her konnte dieser Indikator von der OECD noch nicht mit aktuellen Daten unterlegt werden. Der Indikator ist außerdem bisher nur eingeschränkt aussagefähig, weil sich die gemessenen Sedimente in Oberflächengewässern nach Aussage der OECD nicht nach ihrer landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Herkunft differenzieren lassen um einen kausalen Wirkungszusammenhang zur Bodenerosion herstellen zu können (vgl. OECD, 2001).

Für Deutschland wurden von Düwel & Utermann (1999) die Sedimentfrachten für die Flüsse Oder und Donau mit Hilfe von Daten des Bundesamtes für Gewässerkunde bestimmt. Aber auch hier besteht das Problem, dass sich keine direkten kausalen Zusammenhänge zwischen den gemessenen Sedimentfrachten und der Bodenerosion herstellen lassen. Es lässt sich beispielsweise nicht differenzieren, welcher Anteil der gemessenen Sedimentfrachten, möglicherweise nur Sedimentverlagerungen innerhalb der Flüsse sind.

3.1.4.2 *Modellkalkulation des Sedimentaustrags von Ackerflächen*

Doleschel & Heißenhuber (1991) führten mithilfe einer Modellkalkulation und basierend auf Durchschnittskennwerten für Bayern eine Modellkalkulation für den Sedimentaustrag von Ackerflächen und den damit verbun-

²⁴ Gewässereutrophierung durch Phosphat ist v.a. auch Folge von Bodenerosion. Sie wird in diesem F+E-Vorhaben zu Indikatoren des Bodenschutzes jedoch nicht explizit behandelt, weil dieser Aspekt in den Bereich des Gewässerschutzes fällt.

²⁵ Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikatoren Nr. 16 und 17.

denen externen Kosten für die Beseitigung erosionsbedingter Sedimentablagerungen durch. Mit diesem Ansatz könnten auch die Indikatorenvorschläge der EUA und OECD bearbeitet werden und er soll daher im folgenden kurz dargestellt werden. Dabei wird auch aufgezeigt, dass eine Realisierung dieses Ansatzes für Deutschland insgesamt noch mit Datenproblemen verbunden ist.

Grundlage für die Berechnungen von Doleschel & Heissenhuber (1991) stellten die für Bayern existierenden Daten zur *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* (Auerswald & Schmidt, 1986) dar. Gestützt auf die ABAG lässt sich daraus ein durchschnittlicher jährlicher Bodenabtrag von den bayrischen Ackerflächen ableiten. Entscheidend für die Bewertung der externen Effekte ist jedoch, welcher Anteil des erodierten Materials die erodierte Fläche verlässt, bzw. welcher Sedimentanteil in den Flüssen auf den Bodenabtrag aus landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen ist (das sogenannte *Sedimentaustragsverhältnis*). Dies lässt sich über die ABAG nicht bestimmen. Für Bayern wurde daher mit Hilfe eines Simulationsmodells das durchschnittliche *Sedimentaustragsverhältnis* ermittelt (Doleschel & Heissenhuber, 1991).

Im Rahmen der Modellkalkulation kam man schließlich zu Aussagen, wie viel Sedimentablagerungen (in Mio. t)

1. in unmittelbarer Nachbarschaft der landwirtschaftlichen Fläche (Hang, Wege, Gräben oder Auen),
2. in Bächen, Wasserläufen (Gewässer 6. – 4. Ordnung) sowie
3. in Gewässern höherer Ordnung jährlich vorzufinden sind.

Darauf aufbauend wurden die Kosten für ihre Beseitigung kalkuliert, die sich für Bayern auf rund 30 Mio. DM pro Jahr summieren (Doleschel & Heissenhuber, 1991).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die beiden *Impact-Indikatoren* a) *Sedimentaustrag* und b) *Kosten der Beseitigung von Sedimentablagerungen* - zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht für Deutschland flächendeckend realisieren lassen, solange keine Informationen zur *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* vorliegen. Einschränkend für die Realisierung des Indikators wirkt sich aber v.a. aus, dass bisher nur regional, aber noch nicht deutschlandweit, Informationen zum *Sedimentaustragsverhältnis* vorliegen.

Der größte bekannte Datensatz von Erosionsereignissen unter realen Bedingungen und der Messung von Sedimentausträgen in Deutschland wurde bisher im Rahmen eines BMBF-Forschungsprojektes auf dem Ver-

suchsgut Klosterhof Scheyern (in Bayern) ermittelt (vgl. Auerswald & Weigand, 2000). Ein für Deutschland allgemein anwendbares Verfahren, zur Berechnung des *Sedimentaustragsverhältnisses*, wurde aus diesen empirischen Ergebnissen aber noch nicht abgeleitet.

3.1.5 Erosionsschutzmaßnahmen

Die folgende Analyse zur Realisierung von Handlungsindikatoren konzentriert sich auf folgenden EUA-Vorschlag (vgl. Huber et al., 2001):

- *Anteil der potenziell erosionsgefährdeten Fläche, auf der Erosionsschutzmaßnahmen erfolgen (%)*.

Für die Identifikation potenziell erosionsgefährdeter Flächen in Deutschland, kann die Karte (1:1 Mio.) der BGR herangezogen werden (vgl. Abschnitt 3.1.3.2). Der flächenmäßige Umfang erosionsgefährdeter Flächen lässt sich hieraus identifizieren.

Im folgenden wird diskutiert, inwieweit die im Rahmen der Agrarumweltprogramme geförderten Erosionsschutzmaßnahmen und ihre dokumentierten Flächenanteile sich ebenfalls für den angeführten Indikator nutzen lassen:

Mit der EU-Agrarreform 1992 wurden Agrarumweltprogramme als sogenannte *flankierende Maßnahmen* gemäß der Verordnung (EWG) 2078/92 eingeführt. In Deutschland waren die Bundesländer für die Umsetzung der EU-Verordnung verantwortlich und entwickelten eigene Agrarumweltprogramme. Dadurch wird Landwirten die Möglichkeit geboten, freiwillig Umweltleistungen zu erbringen, wofür sie Prämien erhalten.

Die Agrarumweltprogramme der ersten Phase waren bis 1999 wirksam. Im Zuge der Agenda 2000 waren die EU-Mitgliedstaaten, und im Falle Deutschlands die Bundesländer, erneut aufgefordert, im Rahmen des *Entwicklungsplanes ländlicher Raum*, Agrarumweltprogramme den Landwirten zur Teilnahme anzubieten.²⁶ Allgemein wurden die Agrarumweltprogramme der ersten Phase mit einigen wenigen Modifikationen in der zweiten Periode gleichsam fortgeführt.

Die Inhalte der Agrarumweltprogramme der Bundesländer wurden im Rahmen dieser Untersuchung in Hinblick auf darin enthaltene Erosionsschutzmaßnahmen ausgewertet. Dies geschah sowohl für die alte (1993-1999) als auch die neue Periode (2000-2006). Im folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt. Des weiteren wird diskutiert,

²⁶ Gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999

inwieweit sich daraus *Response*-Indikatoren zur Reduzierung oder Vermeidung von Bodenerosion ableiten lassen.

Während in der ersten Förderperiode zwischen 1993 und 1999 nur sieben der 16 Bundesländer²⁷ Erosionsschutzmaßnahmen in ihren Agrarumweltprogrammen vorsahen, waren es in der neuen Förderperiode zwischen 2000 bis 2006 bereits elf Bundesländer.²⁸ Die geförderten Erosionsschutzmaßnahmen unterscheiden sich zwischen den einzelnen Bundesländern in ihrer Art und damit auch in ihrer Wirksamkeit. Bei den meisten Erosionsschutzmaßnahmen handelt es sich um Maßnahmen zur Verbesserung der Bodenbedeckung und somit zur Verbesserung des C-Faktors der ABAG. Darüber hinaus werden nur von einigen wenigen Bundesländern weitere Erosionsschutzmaßnahmen angeboten, wie beispielsweise Streifennutzung oder Terassierung von Flächen (P-Faktor der ABAG).

In den folgenden Unterabschnitten 3.1.5.1 bis 3.1.5.5 werden die einzelnen Erosionsschutzmaßnahmen der Länder kurz vorgestellt und welche *Response*-Indikatoren sich daraus ableiten (vgl. Übersicht 4). Die Datenverfügbarkeit wird in Abschnitt 3.1.5.6 für alle Erosionsschutzmaßnahmen zusammen diskutiert.

Übersicht 4: Mögliche *Response*-Indikatoren für den Problembereich *Bodenerosion*

Thema	Indikatoren
Bodenbedeckung und -bearbeitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen	<ul style="list-style-type: none">• <i>Mulchsaat (% an LF)</i>• <i>Untersaat (% an LF)</i>• <i>Begrünungsmaßnahmen bei Dauerkulturen (% an LF)</i>• <i>Winterzwischenfruchtanbau (% an LF)</i>
Größe von Ackerschlägen	<ul style="list-style-type: none">• <i>Terassierung (Anzahl geförderter Maßnahmen)</i>• <i>Konturstreifen (Anzahl geförderter Maßnahmen)</i>

3.1.5.1 **Mulchsaatverfahren**

Die häufigste geförderte Erosionsschutzmaßnahme verschiedener Bundesländer ist das Mulchsaatverfahren. Dabei werden Hauptfrüchte im Frühjahr, ohne eines vorhergehenden Umbruchs (Pflügen) der Ackerfläche, direkt in die oberflächlich verbleibende organische Substanz von Winterzwischenfrüchten eingesät. Der Anbau von Winterzwischenfrüchten mit ausreichenden bodenbedeckenden Rückständen ist dafür Voraussetzung. Das Mulchsaatverfahren wird inzwischen in Bayern, Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, dem Saarland und Sachsen bei Reihenkulturen, wie beispielsweise Mais und Rüben, gefördert.

²⁷ Bayern, Baden-Württemberg, Brandenburg, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen.

²⁸ Keine Erosionsschutzmaßnahmen werden in den Agrarumweltprogrammen der drei Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg sowie der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein angeboten.

3.1.5.2 *Untersaaten*

Als bodenbedeckende Maßnahme wird in einigen Bundesländern die Unter- oder Blanksaat in bestehende Hauptkulturen gefördert. Untersaaten bleiben nach Ernte der Hauptkultur im Spätsommer oder Herbst erhalten und gewährleisten dadurch eine weitere Bodenbedeckung in den Winter hinein.

Untersaaten werden in Nordrhein-Westfalen als Alternative zum Mulchsaatverfahren beim Getreideanbau und Leguminosenanbau gefördert. In Sachsen werden Untersaaten ebenfalls gefördert, und dürfen nicht vor dem 10. Februar des Folgejahres umgebrochen werden.

Auch in Brandenburg ist die Förderung von Untersaaten Gegenstand des dortigen Agrarumweltprogramms.

3.1.5.3 *Begrünungsmaßnahmen bei Dauerkulturen*

Bei Dauerkulturen (z.B. Wein, Hopfen oder Obstbäume) werden in den Bundesländern Bayern, Baden-Württemberg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, dem Saarland, Sachsen und Sachsen-Anhalt Begrünungsmaßnahmen der Zwischenreihen oder Arbeitsgassen gefördert. Dabei kann es sich um Dauerbegrünungsmaßnahmen über mehrere Jahre oder um jährlich neu angelegte Begrünungen handeln.

3.1.5.4 *Winterzwischenfruchtanbau*

Der Anbau einer Winterzwischenfrucht ist Voraussetzung für das bereits beschriebene Mulchsaatverfahren, wird aber auch von einigen Bundesländern davon unabhängig gefördert. Durch die Winterzwischenfrucht ist eine Bodenbedeckung des Ackerlandes über den Winter gewährleistet, ein Umbruch der Ackerfläche im Frühjahr, vor Aussaat der Hauptkultur, aber möglich.

Der Winterzwischenfruchtanbau wird in Thüringen vor Hackfruchtkulturen und Mais zum Schutz vor Erosion und Nährstoffaustrag über die Wintermonate gefördert. In Nordrhein-Westfalen soll der Winterzwischenfruchtanbau vor dem Anbau von Kartoffeln erfolgen.

3.1.5.5 *Weitere Erosionsschutzmaßnahmen, wie Konturnutzung, Streifennutzung, Terassierung oder schonende Bodenbearbeitung*

Weitere Erosionsschutzmaßnahmen, über die Förderung der Bodenbedeckung hinaus, werden durch die Agrarumweltprogramme relativ wenig gefördert und beschränken sich auf zwei Bundesländer

In Baden-Württemberg wird im Weinbau Erosionsschutz durch den Erhalt von Trockenmauern gefördert. Im Agrarumweltprogramm des Saarlandes beinhaltet eine Fördermaßnahme, dass auf mindestens 3% der von Erosion betroffenen Ackerflächen Hecken und Feldgehölze angelegt und gepflegt werden müssen.

Darüber hinaus sind zwar auch die Anlage von Ackerrandstreifen und Flächenstillegungen Bestandteil verschiedener Agrarumweltprogramme der Bundesländer. Sie dienen aber in erster Linie der Förderung der Artenvielfalt und werden daher auch nur selten in erosionsgefährdeten Lagen angelegt.

3.1.5.6 Datenverfügbarkeit zu Erosionsschutzmaßnahmen

Die Europäische Kommission verpflichtet die Bundesländer nach Abschluss eines jeden Kalenderjahres zu einer umfassenden und kontinuierlichen Ermittlung und Zusammenfassung von Daten zur Dokumentation der aus dem *Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft* (EAGFL) kofinanzierten Agrarumweltmaßnahmen. Der Europäischen Kommission sind dabei differenziert nach Maßnahmengruppen die Anzahl der geförderten Projekt sowie Ergebnisindikatoren (z.B. bei flächenbezogenen Maßnahmen die geförderte Fläche in Hektar) mitzuteilen. Darüber hinaus sind von den Bundesländern jährlich Lageberichte zu fertigen, die den Stand der Durchführung der Maßnahmen und Schwerpunkt, bezogen auf die jeweiligen operationellen und spezifischen Ziele, enthalten. Vor diesem Hintergrund werden von den Bundesländern projektbegleitend Daten bei geförderten Projekten erhoben und in eigenen Datenbanksystemen verwaltet.

Die Berichte der Bundesländer werden zentral vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) gesammelt und an die Europäische Kommission weitergeleitet. Da die Agrarumweltprogramme der 16 Bundesländer sehr heterogen sind und daher auch unterschiedliche Fördermaßnahmen enthalten, wurden vom BMVEL 13 Maßnahmengruppen gebildet, um den Agrarumweltmaßnahmen Deutschlands eine einheitliche Struktur zu geben. Nachteilig ist jedoch, dass diese Struktur auf Grund der Heterogenität der Programme nur wenig detailliert sein konnte. Dies hatte zur Folge, dass Maßnahmen mit unterschiedlichen Zielrichtungen in eine Gruppe zusammengefasst wurden (vgl. Abbildung 3). So gibt es beispielsweise keine eigene Kategorie für Erosionsschutzmaßnahmen. Diese werden zusammen mit andern Fördermaßnahmen, wie beispielsweise der Reduzierung des Einsatzes von chemisch-synthetischen Düngemitteln oder des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, unter den Maßnahmengruppen 2. Ackerflächen und 3. Dauerkulturen und Wein zusammengefasst (vgl. Abbildung 3).

Die Bundesländer liefern jährlich, aggregiert für die 13 Maßnahmenbereiche, Informationen zur Anzahl der geförderten Projekte, der geförderten Fläche (in Hektar) sowie zu den ausgezahlten Finanzmitteln an das BMVEL, von wo sie an die Europäische Kommission weitergeleitet werden. Die Daten werden auch vom BMVEL jährlich im Agrarbericht der Bundesregierung veröffentlicht. Da die geförderten Erosionsschutzmaßnahmen aber nicht gesondert ausgewiesen sind, lassen sich diese Daten des BMVEL nicht für nationale Indikatoren nutzen.

- | | |
|-----|--|
| 1. | Wiesen- und Weideflächen |
| 2. | Ackerflächen |
| 3. | Dauerkulturen und Wein |
| 4. | Ökologische Anbauverfahren |
| 5. | Besonders naturschutzwürdige Flächen |
| 6. | Langfristige Flächenstilllegung (20 Jahre) |
| 7. | Pflege aufgegebener Flächen |
| 8. | Traditionelle Landbewirtschaftungsformen |
| 9. | Umweltbezogene Grundförderung |
| 10. | Verringerung Rinder- und Schafbestand |
| 11. | Bedrohte Nutztierrassen |
| 12. | Demonstrationsvorhaben |
| 13. | Umweltbezogene Fortbildungsprojekte |

Abbildung 3: Maßnahmengruppen des BMVEL zur Dokumentation der Umsetzung der Agrarumweltprogramme in Deutschland

Zur Bedienung der in den Abschnitten 3.1.5.1 bis 3.1.5.5 aufgeführten *Response*-Indikatoren müssten die Daten daher bei den einzelnen Bundesländern direkt nachgefragt werden.

Wie eine Umfrage im Rahmen dieser Untersuchung bei den Bundesländern ergab, könnten die relevanten Daten von den Bundesländern Bayern und Baden-Württemberg auf Ebene der Landkreise zur Verfügung gestellt werden. Hessen und Thüringen konnten hierzu zum Zeitpunkt der Befragung noch keine Aussage machen, da sich die entsprechenden Datenbanksysteme in einer Umstrukturierung befinden. Von den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Sachsen-Anhalt wurde darauf hingewiesen, dass die Daten generell nur aggregiert auf Landesebene zur Verfügung gestellt werden könnten und eine weitere regionale Differenzierung mit einem erheblichen zusätzlichen Arbeitsaufwand verbunden wäre. Keine Angaben zur Datenbereitstellung wurden von den Bundesländern Brandenburg, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Saarland gemacht.

Die Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg sowie die Länder Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein wurden zur Datenverfüg-

Diskussion relevanter Indikatoren und ihrer Datenverfügbarkeit

barkeit nicht befragt, weil keine Erosionsschutzmaßnahmen in ihren Agrarumweltprogrammen enthalten sind.

3.2 Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

3.2.1 Einleitung

Die EUA führt als eine der Ursachen für den Verlust von Boden und die Beeinträchtigung der Bodenfunktionen die Bodenversiegelung an (vgl. Abschnitt 1.1). Damit wird jedoch nur ein Aspekt der *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* in den Vordergrund gerückt. Der Verlust von Boden für andere Nutzungen (z.B. Land- und Forstwirtschaft) findet dabei jedoch zu wenig Berücksichtigung.

Im folgenden wird daher die *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* in ihrer Gesamtheit diskutiert. Es wird dargelegt, wie sich die umweltrelevanten Wirkungszusammenhänge der Flächeninanspruchnahme entsprechend des DPSIR-Konzepts (vgl. Abbildung 4) mit geeigneten Indikatoren beschreiben lassen. Relevante Indikatoren werden in den folgenden Unterabschnitten 3.2.2 bis 3.2.5 in ihrer Realisierbarkeit diskutiert.

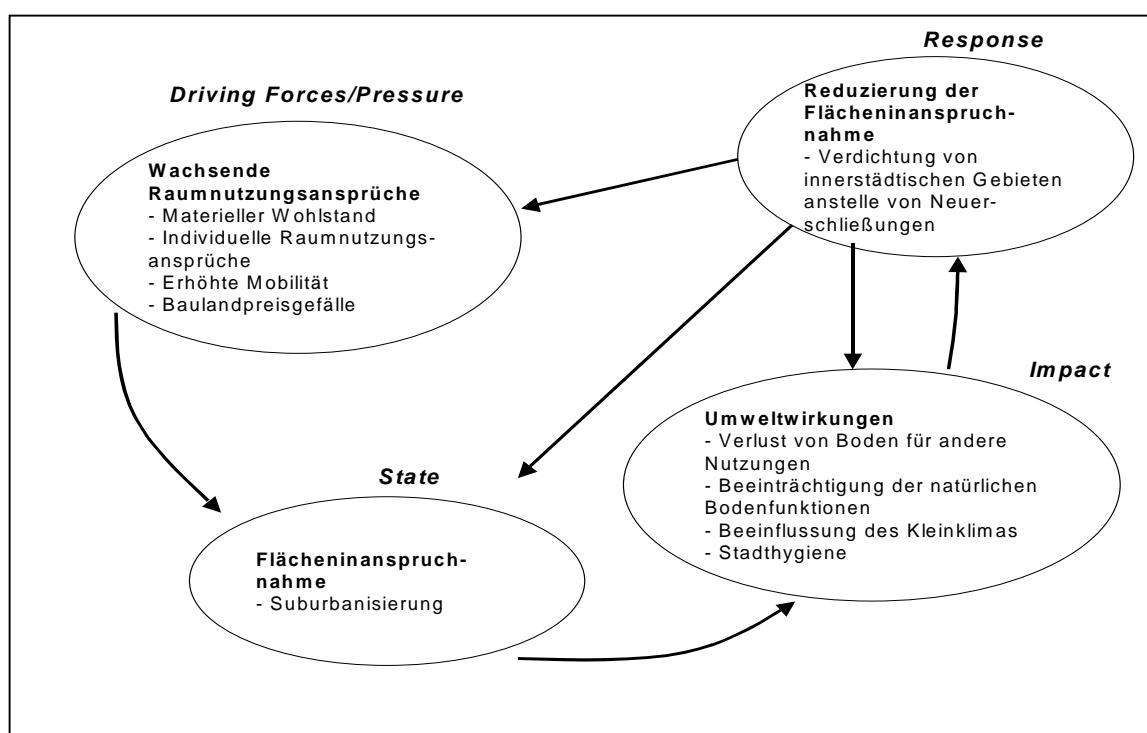


Abbildung 4: Wirkungszusammenhänge der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

3.2.2 Antriebs- und Belastungsfaktoren für Flächeninanspruchnahme

Die Siedlungsflächenzunahme der vergangenen Jahrzehnte in Deutschland ist eine Folge des gewachsenen materiellen Wohlstands mit stark gestiegenen individuellen Raumnutzungsansprüchen (vgl. BBR, 2000).

Dies führt v.a. zu einem flächenzehrenden Suburbanisierungsprozess, d.h. einer starken Zunahme der Einwohnerzahlen und Arbeitsplätze in den Umlandräumen großer Städte und Verdichtungsräume. Als Folge einer weiter zunehmenden Mobilität konzentriert sich die Siedlungstätigkeit auch auf immer größere Einzugsbereiche zu Städten und Verdichtungsregionen. Hinzu kommt der Mangel an baureifem Bauland und die vergleichsweise hohen Baulandpreise in den Agglomerationen, was die Suburbanisierung ebenfalls fördert (vgl. BBR, 2000).

Als Antriebsfaktoren sind auch die Zusammenhänge zwischen Industrie und Gewerbegebietsentwicklung und der nachfolgenden Beschäftigungsdichte mit den entsprechenden Mobilitätsansprüchen zu nennen. Diese werden ebenfalls unter dem Begriff der Suburbanisierung erfasst, worunter der *Prozess der Verlagerung von Bevölkerung, Dienstleistungen und Gewerbe aus den Städten heraus ins Umland* zu verstehen ist (vgl. BBR, 2000).

Von der EUA wird auch die Bevölkerungsentwicklung als ein weiterer Antriebsfaktor für die Flächeninanspruchnahme angeführt (vgl. Huber et al., 2001). In Deutschland ist dieser Aspekt aber weniger von Bedeutung, da es sich hier von vielen anderen Ländern mit rasantem Bevölkerungswachstum und damit verbundenen Verstädterungsproblemen unterscheidet. So hat sich die Siedlungsfläche in Deutschland in den letzten 40 Jahren erheblich, und zwar um rund 70% erhöht, während die Bevölkerung nur vergleichsweise leicht, um rund 15% angestiegen ist (vgl. BBR, 2000).

Der wachsende materielle Wohlstand in Deutschland lässt sich auch mithilfe des *ökologischen Fußabdruckes* belegen. Dieser Indikator beschreibt das Konsumverhalten des Menschen in Flächeneinheiten und wurde für verschiedene Länder der Erde ermittelt (vgl. Wackernagel & Rees, 1998).

Aus der Literatur lassen sich synoptisch für Deutschland mehrere mögliche *Driving Forces-* und *Pressure-*Indikatoren für Flächeninanspruchnahme identifizieren (vgl. Übersicht 5). Sie werden in folgenden Unterabschnitten 3.3.2.1 bis 3.3.2.6 in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit diskutiert.

Übersicht 5: Mögliche *Driving Forces-/Pressure*-Indikatoren für den Problembereich Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Thema	Indikatoren
Wachsender materieller Wohlstand und individuelle Raumnutzungsansprüche	<ul style="list-style-type: none"> • Bevölkerungsdichte (<i>Einwohner je km²</i>) • Siedlungsdichte (<i>Einwohner je km² Siedlungs- und Verkehrsfläche</i>) • Veränderung des Wohnflächenbedarfs pro Kopf (<i>Wohnfläche in m² je Einwohner</i>) • Suburbanisierungsgrad = <i>Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum im Verhältnis zum Stadtgebiet (Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum/Siedlungsflächenentwicklung in der Kernstadt)</i> • Für Bebauung vorgesehenes Bauland/Tatsächliche Mobilisierung (%) • Baulandpreisgefälle zwischen Agglomerationsräumen und Einzugsgebieten (DM pro m²)

3.2.2.1 **Bevölkerungsdichte**

Die *Bevölkerungsdichte (Einwohner pro km²)* kennzeichnet die Landnutzungsintensität und kann als der allgemeinste *Driving Forces-* und *Pressure*-Indikator für die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr gesehen werden. Dieser Indikator beruht auf einer sehr guten Datengrundlage. Die Daten werden jährlich vom statistischen Bundesamt aggregiert für Deutschland, die Bundesländer, die Landkreise sowie die Gemeinden veröffentlicht (vgl. Statistisches Bundesamt, verschiedene Jahrgänge).

3.2.2.2 **Siedlungsdichte**

Die *Siedlungsdichte (Einwohner pro km² Siedlungs- und Verkehrsfläche)* beschreibt wie auch die Bevölkerungsdichte die Landnutzungsintensität. Die Siedlungs- und Verkehrsfläche kennzeichnet dabei die im weitesten Sinne durch Siedlungstätigkeit genutzte Fläche. Eine rückläufige *Siedlungsdichte* kann als Indikator dafür gesehen werden, dass unbebaute Flächen in Bauland umgewidmet werden.

Die Siedlungs- und Verkehrsfläche wird im Rahmen der Liegenschaftskataster der Bundesländer jährlich erfasst.²⁹ Die Hauptübersichten der Liegenschaften der Bundesländer werden vom statistischen Bundesamt für die deutsche Flächenstatistik alle vier Jahre einheitlich zusammengeführt (vgl. Deggau et al., 1992).³⁰ Für bundesweite Auswertungen lässt sich dieser Indikator daher im vierjährigen Turnus quantifizieren.

²⁹ Hauptübersicht der Liegenschaften der Bundesländer (ALB)

³⁰ Eine ausführlichere Beschreibung zur Flächenstatistik findet sich in Abschnitt 3.2.3.1.

3.2.2.3 Wohnflächenbedarf pro Kopf

Die Veränderung des *Wohnflächenbedarfs pro Kopf* (*Wohnfläche in m² je Einwohner*) charakterisiert die individuellen Raumnutzungsansprüche der Bevölkerung und die damit verbundene Verstädterung und Siedlungsflächenzunahme in Deutschland. Der Indikator gibt an, wie viel Wohnfläche je Person im Durchschnitt zur Verfügung steht.

Die Wohnfläche (m^2) wird aus dem Wohngebäude- und Wohnungsbestand des Bundes und der Länder ermittelt. Dabei werden auch leerstehende Wohnungen und Zweitwohnsitze erfasst. Die Wohnfläche wird mit Daten der Einwohnerstatistik verknüpft. Dadurch ist der Aussagegehalt des Indikators jedoch eingeschränkt, da der Wohnflächenbedarf v.a. von der Haushaltsgrößenstruktur³¹ abhängt, die bei diesem Indikator aber nicht berücksichtigt wird (vgl. Böltken et al., 1999).

Die erforderlichen Daten werden jährlich von Bund und Ländern erhoben und von der BBR (vgl. Böltken et al., 1999) zusammengeführt, so dass sich der Indikator jährlich berechnen lässt.

3.2.2.4 Suburbanisierungsgrad

Der *Suburbanisierungsgrad* beschreibt die Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum im Verhältnis zum Stadtgebiet (*Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum / Siedlungsflächenentwicklung in der Kernstadt*). Es ist somit ein Indikator für den sich ändernden Druck auf die Suburbanisierung und sich v.a. auch durch das *Baulandpreisgefälle* zwischen Agglomerationsraum und Einzugsgebiet ergibt (vgl. Abschnitt 3.2.2). Das *Baulandpreisgefälle* kann nicht mit einem eigenen Indikator, beschrieben werden, da hierfür Daten zu den Kaufpreisen von Bauland für Ortsteile bzw. Gemeinden notwendig wären. Die Kaufsumme für Bauland wird jedoch von Bund und Ländern jährlich nur auf Ebene der Landkreise veröffentlicht. Der *Suburbanisierungsgrad* kann aber auch als ein indirekter Indikator für das *Baulandpreisgefälle* gesehen werden.

Daten zur Identifizierung von suburbanen Räumen und Kernstädten lassen sich aus den allgemeinen Raumbeobachtungen der BBR entnehmen. Jährlich werden hier die Regionen in drei Grundtypen a) *Agglomerationsräume*, b) *Verstädterte Räume* und c) *Ländliche Räume* unterteilt. Die drei Grundtypen unterteilen sich abermals in weitere sieben Unterkategorien. Die Regionstypen werden aufgrund der Einwohnerdichte abgegrenzt und jährlich von der BBR veröffentlicht (vgl. Böltken et al., 1999).

³¹ Die Haushaltsgrößenstruktur gibt Auskunft, ob eine Wohnung von einer Person oder mehreren Personen bewohnt wird, was entscheidend für die Ermittlung des Wohnflächenbedarfs ist.

Daten zur Siedlungsflächenentwicklung lassen sich aus den Hauptübersicht der Liegenschaften der Bundesländer bzw. der Flächenstatistik des Statistischen Bundesamtes entnehmen (vgl. Abschnitt 3.2.2.2).³²

3.2.2.5 Vorgesehenes Bauland und tatsächliche Mobilisierung

Das für *Bebauung vorgesehene Bauland / Tatsächliche Mobilisierung (%)* ist ein etwas aufwendig zu erhebender, und daher auch nur für einzelne Städte und Gemeinden zu realisierender Indikator, soll jedoch auch noch abschließend hier kurz diskutiert werden. Das für die Bebauung zu einem Referenzjahr vorgesehene Bauland, im Vergleich zum tatsächlich mobilierten Bauland zu einem späteren Zeitpunkt, stellt einen Antriebsindikator für die Flächeninanspruchnahme dar, der positive oder negative Entwicklungen kennzeichnen kann.

Daten für das geplante Bauland, als Referenzgröße, können aus der Statistik zur geplanten Flächennutzung der BBR entnommen werden (vgl. Dosch, 2000). Die tatsächliche Mobilisierung des Baulandes muss jedoch aus Landnutzungsplänen und Infrastrukturplänen entnommen werden, was eine etwas aufwendigeres Verfahren ist. Der Indikator lässt sich daher in keinem vertretbaren Aufwand für alle, sondern nur für ausgewählte Städte Deutschlands realisieren.

3.2.3 Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Bei den Vorschlägen bestehender Indikatorenkonzepte überwiegen rein deskriptive *State*-Indikatoren zur Beschreibung der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr (vgl. Walz et al., 1997; EUROSTAT, 1999 Düwel & Utermann, 1999; BMU, 2000; Huber et al., 2001;).

Dadurch, dass der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche schon seit mehreren Jahren nach gleichbleibenden Methoden erhoben wird, ist mit der Darstellung des zeitlichen Verlaufes eine Trenddarstellung möglich. Oft wird verkürzend diese Tredaussage, nämlich die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche, selbst als der *State*-Indikator bezeichnet.

Die Quantifizierung städtisch geprägter Flächen und ihre zeitliche Veränderung sind somit die derzeit realisierbaren *State*-Indikatoren zur Beschreibung der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr. Die Vorschläge unterscheiden sich im wesentlichen in ihren statistischen Grundlagen, auf denen die Indikatoren beruhen.

Übersicht 6 gibt einen Überblick zu möglichen *State*-Indikatoren, die sich aus der Literatur zur Beschreibung der Flächeninanspruchnahme i-

³² Eine ausführlichere Beschreibung zur Flächenstatistik findet sich in Abschnitt 3.2.3.1.

dentifizieren lassen. Sie werden in den folgenden Unterabschnitten 3.2.3.1 und 3.2.3.2 in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit diskutiert.

Übersicht 6: Mögliche *State*-Indikatoren für den Problembereich *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr*

Thema	Indikatoren
Suburbanisierung/ Mobilität	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen (Hektar/Hektar)³³ • Trend: Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag (Hektar pro Tag) • Trend: Neuversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsfläche (Hektar pro Tag) • Bebaute Flächen (%)³⁴

3.2.3.1 *Siedlungs- und Verkehrsfläche*

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr wird in der Literatur zumeist mit dem Indikator *Siedlungs- und Verkehrsfläche* beschrieben (vgl. Walz et al., 1997; EUROSTAT, 1999; BMU, 2000; Dosch, 2000; Huber et al., 2001). Als Nutzungsarten subsumieren sich hierunter *Gebäudeflächen*, *Verkehrsflächen*, *Betriebsflächen* und *Erholungsflächen* (vgl. BBR, 2000).³⁵

Der Indikator steht

- a. für den **Verlust von Boden**, der dadurch nicht mehr für andere Nutzungen, v.a. als *Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung* (BBodSchG §2 Absatz (2) 3.c) zur Verfügung steht sowie
- b. einer möglichen **Beeinträchtigung** der *natürlichen Bodenfunktionen* (BBodSchG §2 Absatz (2) 1.) die jedoch v.a. durch den Grad der Bodenversiegelung bestimmt wird.

Die *Siedlungs- und Verkehrsfläche* ist für die Beschreibung der realen Bodenversiegelung nur eingeschränkt aussagefähig, weil im Rahmen der Flächenstatistik hierunter auch Freiflächen erfasst werden.

³³ In Anlehnung an die Nutzungsartenkategorien der Flächenstatistik des Statistischen Bundesamtes.

³⁴ In Anlehnung an die Nutzungsartenkategorien von CORINE/STABIS.

³⁵ Siedlungs- und Verkehrsflächen: a) Gebäude plus zugehörige Freiflächen (Öffentliche Zwecke, Wohnen, Handel, Dienstleistung, Gewerbe und Industrie); b) Verkehrsflächen (Strasse, Weg, Platz, Bahngelände, Flugplatz, Schiffsverkehr); c) Betriebsflächen (Abbauland, Halde, Lagerplatz, Versorgungs- und Entsorgungsanlagen); d) Erholungsflächen: Sportflächen, Grünanlagen, Campingplätze.

Bodenversiegelung als Teilaспект der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Walz et al. (1997) schränken ihren Indikatorenvorschlag auf *total versiegelte Flächen innerhalb von Siedlungs- u. Verkehrsflächen* ein und verweisen in Hinblick auf die Datenverfügbarkeit auf Arbeiten der BBR (vgl. Dosch, 1996). Ähnlich wird vom BMU im Rahmen der Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland (vgl. Abschnitt 2.1.1) die *Neuversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha pro Tag)* als weitere Konkretisierung des CSD-Vorschlasses *Änderung des Landzustandes* angeführt (BMU, 2000).

Nach Untersuchungen von Dosch (1996) sind *Gebäude- und Freiflächen*, als eine Unterkategorie der *Siedlungs- und Verkehrsflächen*, zu etwa 55% tatsächlich versiegelt. Der Versiegelungsgrad bei Verkehrsflächen, als weitere Unterkategorie, beträgt im Mittel 48% (Dosch, 1996).³⁶

Nach mündlicher Mitteilung von Herrn Dosch³⁷ besteht jedoch noch weiterer Forschungsbedarf, Informationen der Flächenstatistik, mit Informationen der Fernerkundung durch Satelliten zu kombinieren, um so Abschätzungen zur tatsächlichen Versiegelung treffen zu können.

Weitere Konkretisierungen des Indikators *Siedlung und Verkehrsflächen*

Im Indikatorenkonzept der Vereinten Nationen (United Nations, 1996), wird die *Änderung des Landzustandes* angeführt, was vom BMU im Rahmen der Erprobung der CSD-Indikatoren in Deutschland durch die *Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag* konkretisiert wird (BMU, 2000).³⁸ Die Zunahme der *Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag* wird auch im Rahmen des Umwelt-Barometers des BMU erfasst. Dem derzeitigen Flächenverbrauch in Deutschland von 129 Hektar pro Tag³⁹, steht das erklärte Umweltziel der Bundesregierung von 30 Hektar pro Tag im Jahre 2020 gegenüber. Diese Zielvorgabe ermöglicht eine kontinuierliche Erfolgskontrolle.

³⁶ Die Versiegelungsgrad variiert dabei zwischen mehr als 70% in Agglomerationsräumen und weniger als 25% in ländlichen Räumen.

³⁷ Mündliche Mitteilung vom 2. Februar 2001

³⁸ Vgl. hierzu auch Düwel & Utermann (1999).

³⁹ Stand: Jahr 2000

Datenverfügbarkeit

Der Anteil der *Siedlungs- und Verkehrsfläche* lässt sich über folgende statistische Grundlagen quantifizieren:

- Flächenstatistik des Statistischen Bundesamtes sowie
- *Amtliches Topographisch-Kartographische Informationssystem* (ATKIS).

Diese beiden statistischen Grundlagen werden im folgenden in ihrer Relevanz diskutiert:

Die Daten der **Flächenstatistik des Statistischen Bundesamtes** beruhen auf Meldungen der Liegenschaftskataster an die Bundesländer, welche diese an das Statistische Bundesamt weiterleiten. Seit Anfang der 90er Jahre wurden die Systematiken der Liegenschaftskataster der Bundesländer zum Zwecke ländereübergreifender Auswertungen immer besser vereinheitlicht. Die Flächennutzungsartenbezeichnungen der Bundesländer orientieren sich inzwischen an der *Automatisierung des Liegenschaftsbuch* (ALB).

Vom Statistischen Bundesamt werden die Daten der Liegenschaftskataster alle 4 Jahre veröffentlicht (vgl. Deggau et al., 1992), sollen aber in naher Zukunft zu einer jährlichen Berichterstattung verändert werden.

Unter der *Siedlungs- und Verkehrsfläche* summieren sich folgende Nutzungsarten für die Flächenstatistik des Statistischen Bundesamtes gemäß der ALB:

1. *Gebäude- und Freifläche:*
 - 1.1 Öffentliche Zwecke;
 - 1.2 Wohnen;
 - 1.3 Handel und Dienstleistung;
 - 1.4 Gewerbe und Industrie.
2. *Betriebsflächen:*
 - 2.1 Abbauland;
 - 2.2 Halde;
 - 2.3 Lagerplatz;
 - 2.4 Versorgungsanlagen;
 - 2.4 Entsorgungsanlagen.

3. Verkehrsflächen:

- 3.1 Strasse;
- 3.2 Weg;
- 3.3 Platz;
- 3.4 Bahngelände;
- 3.5 Flugplatz;
- 3.6 Schiffsverkehr;
- 3.7 Verkehrsfläche ungenutzt;
- 3.8 Verkehrsbegleitfläche.

4. Erholungsflächen

- 4.1 Sportflächen;
- 4.2 Grünflächen;
- 4.3 Campingplätze.

Die Daten werden für die verschiedenen Nutzungskategorien von den Liegenschaftsämtern aggregiert für die einzelnen Gemarkungen zur Verfügung gestellt.

Ziel des **ATKIS-Vorhabens** ist die Bereitstellung von topographischen Landeskartenwerken in digitaler Form. Das Vorhaben befindet sich derzeit noch im Aufbau. Die Zuständigkeit für den Aufbau der Geo-Basisdatenbeständen liegt bei den Landesvermessungsverwaltungen. Topographische Landeskartenwerke werden von den Landesvermessungsämtern im Maßstab 1:5.000, 1:25.000, 1:50.000 und 1:100.000 herausgegeben. Dieser analoge Karten- bzw. Informationsbestand wird in das digitale Informationssystem ATKIS überführt. In einer ersten Realisierungsstufe wurde von den Landesvermessungsverwaltungen das digitale Basismodell im Maßstab 1:25.000 (DLM 25/1) bereitgestellt. Diese erste Realisierungsstufe von ATKIS, die bis zum Jahr 2000 erarbeitet wurde, umfasst einen Katalog mit 70 verschiedenen Objektarten. Die Lagegenauigkeit dieser Objektarten ist mit ± 3 Metern relativ hoch (vgl. Schaal, 1999).

Nach Kostengesichtspunkten ist die Flächenstatistik des Statistischen Bundesamtes dem ATKIS vorzuziehen. So werden ATKIS-Daten zwischen 5 bis 30 DM pro km^2 als Entgelt veranschlagt.⁴⁰

⁴⁰ Für die Bereitstellung von Daten zwischen 1 bis 5.000 km^2 = 30 DM/ km^2 für 5.001 bis 25.000 km^2 = 15 DM/ km^2 und für 25.001 bis 50.000 km^2 = 5 DM/ km^2 .

3.2.3.2 Bebaute Flächen

Der Indikator *Bebaute Flächen* (%) quantifiziert, wie auch die *Siedlungs- und Verkehrsfläche* (vgl. Abschnitt 3.2.3.1), die durch Siedlungstätigkeit genutzte Fläche. Der Hauptunterschied zwischen diesen beiden Indikatoren beruht jedoch auf unterschiedlichen statistischen Grundlagen und somit auch Flächennutzungskategorien.

Bebaute Flächen stellen eine der fünf Kategorien der CORINE-Nomenklaturen für Bodenbedeckungen dar. CORINE-Land Cover ist ein Vorhaben, bei dem Anfang der 90er Jahre mit Hilfe von Satellitendaten, Luftbildern (Maßstab 1:70.000) und topographischen Daten (Maßstab 1:50.000; 1:100.000) die Bodenbedeckung in Europa nach einem einheitlichen Muster erfasst wurde. Die Erfassungsgrenze der Objekte liegt bei 25 ha bzw. 100 m bei linienhaften Elementen. Das CORINE-Land Cover Programm ist inzwischen abgeschlossen. Die Aktualisierung der Daten wird im Rahmen der Arbeiten des Themenzentrum Terrestrische Umwelt (terrestrial environment, ETC/TE) der EUA im Themenbereich Land Cover durchgeführt (vgl. Abschnitt 2.1.2). In Deutschland erfolgte die Datengewinnung der ersten Erhebung durch das Statistische Bundesamt, die Fortführung des Projektes mit der Aktualisierung der Datenbasis wird durch das Umweltbundesamt von der nationalen Kontaktstelle Land Cover koordiniert.

Bebaute Flächen gemäß CORINE-Land Cover umfassen folgende vier Gruppen und Unterarten (vgl. Radermacher et al., 1998):

1. Städtisch geprägte Flächen:
 - 1.1 Durchgängig städtische Prägung;
 - 1.2 Nicht durchgängig städtische Prägung.
2. Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen:
 - 2.1 Industrie- und Gewerbeflächen;
 - 2.2 Straßen, Eisenbahnen und funktionell zugeordnete Flächen;
 - 2.3 Hafengebiete;
 - 2.4 Flughäfen.
3. Abbauflächen, Deponien und Baustellen:
 - 3.1 Abbauflächen;
 - 3.2 Deponien und Abraumhalden;
 - 3.3 Baustellen.

4. Künstlich angelegte nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen:
 - 4.1 Städtische Grünflächen;
 - 4.2 Sport- und Freizeitanlagen.

Bebaute Flächen im Rahmen von CORINE-Land Cover stellen nach Auffassung verschiedener Autoren eine relativ gute Datengrundlage zur Abschätzung von Flächeninanspruchnahme, insbesondere in Hinblick auf internationale Vergleichbarkeit, dar (vgl. beispielsweise Düwel & Utermann, 1999; Arlt & Lehmann, 1999). Als ein Problem wird von den Autoren jedoch die Größe von 25 Hektar großen Gebietseinheiten gesehen.

Der Indikator *Bebaute Fläche* gemäß CORINE-Land Cover ist im Vergleich zur *Siedlungs- und Verkehrsfläche* gemäß der Flächenstatistik des Bundes und der Länder (vgl. Abschnitt 3.2.3.1) jedoch mit einigen Nachteilen verbunden: Land Cover-Daten werden in einem 10-jährigen Turnus und damit in größeren Zeitabständen als die Flächenstatistik erhoben. Von Nachteil ist außerdem, dass bisher nur eine Ersterhebung für das Bezugsjahr 1992 durchgeführt wurde.⁴¹ Problematisch ist auch, dass für das Jahr 1992 Datenquellen der Jahre 1989 bis 1992 für Gesamtdeutschland ausgewertet wurden, weil nur wolkenfreie Satellitenbildszenen verwendbar sind, deren Aufnahmezeitpunkt zudem in die Wachstumsperiode der Pflanzen fallen sollte (vgl. Deggau, 1995). Eine Angabe eines für ganz Deutschland geltenden Erhebungszeitpunktes ist dadurch nicht möglich. Dies birgt jedoch das Problem, dass sich die -Land Cover-Daten nur mit großer Einschränkung zur Beschreibung der Flächeninanspruchnahme in Deutschland eignen. Laut *Umwelt-Barometer* beträgt der Zuwachs der *Siedlungs- und Verkehrsfläche* derzeit 129 Hektar pro Tag, was verdeutlicht, dass eine Erhebung der -Land Cover-Daten über 3 Jahre für ganz Deutschland zwangsläufig zu Ungenauigkeiten führen muss. Für den EU-weiten Vergleich stellt CORINE-Land Cover dennoch eine geeignete Datengrundlage dar.

3.2.3.3 Qualitativer Aspekt der Flächeninanspruchnahme

Über die Beschreibung des Anteils der bebauten Fläche oder der Siedlungs- und Verkehrsfläche hinaus existieren auch Vorschläge, bei denen qualitative Komponenten integriert sind.

Ein solcher Indikator ist beispielsweise der Vorschlag der EUA, der *Anteil von qualitativ hochwertigen und/oder nach Umweltgesichtspunkten*

⁴¹ Die Darstellung von Zeitreihen, zur Beschreibung der Entwicklung der Flächeninanspruchnahme, wird erst ab dem Jahr 2002 möglich sein, ab dem eine erneute Erhebung von Satellitendaten vorgesehen ist.

bedeutenden Flächen an den versiegelten Flächen (%) (vgl. Huber et al., 2001)⁴².

Die Integration qualitativer Komponenten ermöglicht eine bessere Abschätzung, inwiefern qualitativ hochwertige Böden von Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr betroffen sind. Die Bodenqualität bemisst sich an den im BBodSchG definierten Bodenfunktionen, d.h. der Natura Nähe sowie Lebensraum-, Regelungs- und Archivfunktionen von Böden (vgl. auch Abschnitt 2.3.2).

Eine Realisierung eines solchen Indikators ist jedoch derzeit, aufgrund fehlender Daten, für Deutschland noch nicht möglich. Als Datengrundlage für die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Böden im Naturhaushalt wären flächendeckende Bodenübersichtskarten erforderlich. Darüber hinaus sind in vielen Fällen geologische und hydrologische Karten sowie Informationen zu klimatischen Einflussfaktoren erforderlich (vgl. Happe et al., 1999).

Bei Happe et al. (1999) findet sich eine Zusammenstellung fachlicher Verfahren zur Bewertung der Leistungsfähigkeit von Böden im Naturhaushalt auf der Ebene der Regionalplanung und welche einzelnen Daten dafür erforderlich sind. Eine flächendeckende Umsetzbarkeit wird jedoch von Happe et al. (1999) in den meisten Fällen aufgrund fehlender Datengrundlagen für problematisch befunden.

Die Daten der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), an denen verschiedene bodenphysikalische und bodenchemische Parameter erhoben werden, stellen ebenfalls keine geeignete Grundlage dar, da es sich nur bei sechs der insgesamt 794 BDF um Siedlungsflächen, und ansonsten um Acker-, Forst und Grünlandflächen handelt (vgl. Abschnitt 3.3.3.1).

3.2.4 Umweltwirkungen der Flächeninanspruchnahme

Die Umwelt wird durch die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr zum einen dadurch negativ beeinflusst, dass der Boden für andere Nutzungen nicht mehr zur Verfügung steht, z.B. als *Archiv der Natur- und Kulturgeschichte* oder als *Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzungen* (gemäß BBodSchG §2 Absatz (2) 2. 3.c.).

Zum anderen werden die *natürlichen Bodenfunktionen* (gemäß BBodSchG §2 Absatz (2) 1.) v.a. durch Bodenversiegelung beeinträchtigt, die mit der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr einhergeht. Zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen ist dabei die Art bzw. der Grad der Bodenversiegelung von Bedeutung, d.h. welcher Anteil

⁴² Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikator Nr. 31

der Siedlungs- und Verkehrsfläche vollständig versiegelt, welcher teilversiegelt bzw. gar nicht versiegelt ist (vgl. hierzu auch Dosch, 1996).

Als Beeinträchtigung der Umwelt kann schließlich auch gesehen werden, dass das ästhetische Landschaftsempfinden von Freiflächen durch die Zerschneidung der Landschaft beeinträchtigt wird (z.B. durch ICE-Trassen). Der Lebensraum von Menschen, Tieren und Pflanzen und Bodenorganismen wird dadurch ebenfalls eingeschränkt.

Zusammenfassend lassen sich folgende Umweltprobleme nennen, die sich mit der Flächeninanspruchnahme verbinden (vgl. hierzu auch Heber & Lehmann, 1996; Ewen, 1998):

- Gestörte Eignung bzw. Verlust des Bodens als Standort für landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Nutzung;
- Einschränkung der Lebensraumfunktionen für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen;
- Potenzialeinschränkung zur Neubildung von Grundwasser;
- Beschleunigung des oberflächlichen Niederschlagsabflusses und erhöhte Gefahr von Hochwasser und Überschwemmungen;
- Beeinflussung des Kleinklimas;
- Beeinträchtigung des ästhetischen Landschaftsempfindens;
- Verschlechterung der Städtebauhygiene, v.a. durch Lärm und Luftverunreinigung.

Von der EUA, die sich ausschließlich auf die Bodenversiegelung als Teilaspekt der Flächeninanspruchnahme konzentriert, wird als einziger Indikator zu Bewertung der Auswirkungen der Flächeninanspruchnahme die *Anzahl von bedeutenden Überschwemmungen und Erdrutschen der vergangenen Jahre* (vgl. Huber et al., 2001)⁴³ angeführt.

Dieser Indikator wird von den Autoren dieses F+E-Vorhabens jedoch als ungeeignet angesehen, weil neben der Bodenversiegelung verschiedene andere Einflussfaktoren (z.B. Flussbegradigungen, Eindämmung natürlicher Überschwemmungsflächen) für Überschwemmungen und Erdrutsche verantwortlich sind und sich deshalb kein eindeutiger kausaler Wirkungszusammenhang zur Bodenversiegelung herstellen lässt.

⁴³ Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikator-Nr. 32.

Aus anderen einschlägigen Indikatoren-Konzepten liegen keine weiteren Indikatorenvorschläge vor und bekräftigen das Problem, adäquate *Impact*-Indikatoren zu finden, welche den komplexen Wirkungszusammenhängen gerecht werden (vgl. hierzu auch Abschnitt 2.2).

Ein breiter angelegtes Verfahren zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Bodenversiegelung wurde von Heber & Lehmann (1996), aufbauend auf bereits erfolgten Ansätzen anderer Autoren (Jentschke & Lange, 1989; Sukopp & Wittig, 1993) entwickelt. Auch wenn dieses Verfahren mit einer erheblichen Datenrecherche verbunden und daher für ein deutschlandweites Indikatorensystem derzeit noch nicht geeignet ist, soll er hier dennoch in Hinblick auf zukünftige Entwicklungen kurz skizziert werden.

Nach Heber & Lehmann (1996) wird der Art der Bodenversiegelung (z.B. Asphalt oder Betondeckschichten, Platten und Großpflasterbeläge...) ein ÖKO-Wert zugeordnet, der Auskunft über die komplexen ökologischen Wirkungen gibt.

Dazu wurden von Heber & Lehmann (1996) zunächst insgesamt 21 Indikatoren identifiziert, welche die Wirkungen der Bodenversiegelung auf die Umweltbestandteile Meso/Mikroklima, Boden, Wasser, Flora/Fauna und Städtebauhygiene beschreiben.⁴⁴ Von diesen 21 Indikatoren wurden insgesamt neun Indikatoren⁴⁵ für die Bestimmung des ÖKO-Wertes verschiedener Bodenbedeckungsarten ausgewählt und daraus der mittlere ÖKO-Wert für die verschiedenen Bodenbedeckungsarten bestimmt. In Anlehnung an Jentschke & Lange (1989) wurden Gütwerte (ökologische Qualitätswerte) zwischen 0 (geringste Qualität) und 1 (höchste Qualität) festgelegt.

⁴⁴ 1. Meso-/Mikroklima: Luftfeuchte, Verdunstung, Niederschlag, Bewölkung, Nebelhäufigkeit, Wärmespeicherung, Lufttemperatur, Luftbewegung, Staubbindevermögen; 2. Boden: Anthropogene Bodenüberformung, Porosität und Durchlässigkeit, Bodenfeuchtigkeit, Schadstoffrückhaltung/Filterpotenzial; 3. Wasser: Grundwasserneubildung, Regenwasserversickerung, Oberflächenabfluss; 4. Flora/Fauna: Großflächenökosystem, Biotopausbildung; 5. Städtebauhygiene: Lärm, Luftverunreinigung, Bodenverunreinigung

⁴⁵ Wärmespeicherung, Staubbindevermögen, Schadstoffrückhaltung/Filterpotenzial, Porosität/Durchlässigkeit, anthropogene Bodenüberformung, Oberflächenabfluss, Grundwasserneubildung, Regenwasserversickerung, Biotopausbildung

Folgende mittlere ökologische Kennwerte (Öko-Wert) wurden mithilfe der neun Indikatoren für die verschiedenen Bodenbedeckungsarten ermittelt (Heber & Lehmann, 1996):

- 0 für Flächen mit Überbauung, Asphalt- und Betondeckschichten;
- 0,2 für Flächen mit Platten- und Großpflasterbelägen;
- 0,3 für Flächen mit Kleinpflaster;
- 0,4 für Flächen mit wassergebundenen Decken und Rasengittersteinen;
- 0,7 für offene Flächen und Ackerböden sowie Rasen;
- 0,8 für Flächen mit Bäumen und Sträucher sowie Stauden;
- 0,9 für Flächen mit Wiesen;
- 1,0 für natürliche Wasserflächen.

Vom *Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR)* wurden basierend auf der Analyse von Strukturtypen des Siedlungsraumes (*Fläche mit verdichtet geschlossener Bebauung*, *Fläche mit geschlossener Bebauung*, *Fläche mit offener Bebauung*, *Flächen mit aufgelockert offener Bebauung* und *unbebaute Fläche*) ÖKO-Werte für die kreisfreien Städte in Deutschland bestimmt (vgl. Arlt & Lehmann, 1999). Die ÖKO-Werte wurden jeweils für die Kernstadt und Umlandgemeinden insgesamt sowie der Siedlungsräume und Freiräume der Kernstädte und Umlandgemeinden bestimmt (vgl. Arlt & Lehmann, 1999).

Der ÖKO-Wert in Verbindung mit dem Umfang der *Siedlungs- und Verkehrsfläche* ist somit eine Grundlage für die Bewertung der ökologischen Wirkungen der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr.

3.2.5 Reduzierung der Flächeninanspruchnahme

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr ist v.a. ein Resultat einer anhaltenden Suburbanisierung (vgl. Abschnitt 3.2.2). Als Folge höherer Ansprüche von Bevölkerung und Wirtschaft ist sie nur bedingt steuerbar (vgl. hierzu auch Linn, 1999). Durch die Stärkung von Innenstädten und Stadtteilzentren anstelle von Neuerschließungen kann ihr dennoch entgegengewirkt werden.

Von der EUA wird die *Definition von Zielen für zukünftige Versiegelungsraten (%)* als ein Handlungsindikator angeführt (vgl. Huber et al.,

2001).⁴⁶ Hierzu lässt sich das erklärte Ziel der Bundesregierung anführen, die Siedlungs- und Verkehrsfläche in Deutschland bis 2020 auf einen täglichen Zuwachs von 30 ha zu reduzieren, was jedoch auf die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr insgesamt und nicht nur auf Bodenversiegelung abzielt (vgl. Abschnitt 3.2.3.1).

Des weiteren werden von der EUA die *Lokalen Entsiegelungspotenziale (%)* als *Response*-Indikator angeführt (vgl. Huber et al., 2001). Dieser Indikator eignet sich nach Auffassung der Autoren dieses F+E-Vorhabens zwar für eine vorausschauende Strategie der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung, jedoch weniger für die Bewertung von Handlungen zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. So würden möglicherweise Agglomerationsräume mit relativ hohem Anteil an Versiegelungsflächen ein höheres Entsiegelungspotenzial aufweisen und damit besser bewertet, als Agglomerationsräume mit niedrigem Versiegelungsgrad.

Mögliche Maßnahmen könnten in drei Bereichen ansetzen: a) im Ordnungsrecht b) in den Planungsprozessen c) als ökonomische Maßnahmen. Alle Ansatzmöglichkeiten liegen jeweils zum großen Teil im Zuständigkeitsbereich der Länder und Kommunen, der Bund hat nur eine Rahmenkompetenz. Mit Blick auf das gesetzte Ziel von 30 ha/Tag besteht hier noch ein erheblicher Entwicklungsbedarf. Auf die möglichen Maßnahmen selbst soll in diesem Bericht mit der Beschränkung auf die Bundesperspektive nicht weiter eingegangen werden. Bereits eingeleitete Maßnahmen sind regional sehr unterschiedlich und lassen sich in diesem Rahmen nicht in einen bundesweit einheitlichen Indikator fassen.

Als ein möglicher zentraler *Response*-Indikator wird in der Literatur unter dem Begriff *Brachflächenrecycling* die Wiedernutzung von aufgegebenen Siedlungsflächen (z.B. Industrie- und Militärflächen) angeführt (vgl. beispielsweise BfLR, 1997; Linn, 1999; Dosch, 2000). Dieser wichtige Indikator bedarf der weiteren Entwicklung. Er lässt sich auf Grund der Datenlage bisher noch nicht für ein deutschlandweites Indikatorensystem verwenden, da die erforderlichen Daten aus Infrastrukturplänen und Landnutzungsplänen entnommen werden müssen, und sich daher nur für ausgewählte Städte realisieren lässt (vgl. BfLR, 1997; Dosch, 2000). Eine erste Studie dazu wurde vom Umweltbundesamt durchgeführt (Burmeier et al., 1999) Weitere Arbeiten zu diesem Indikator erfolgen im UBA im Rahmen eines Forschungsvorhabens zum Brachflächenrecycling.

⁴⁶ Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikator Nr. 36.

Übersicht 7: Mögliche *Response*-Indikatoren für den Problembereich *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr*

Thema	Indikatoren
Verdichtung in städtischen Innenräumen anstelle von Neuerschießungen	<ul style="list-style-type: none"> • Brachflächenrecycling - Wiedernutzung von aufgegebenen Siedlungsflächen (z.B. Industrie- und Militärfächen) • Zielerreichungsgrad bei Zuwachsrate für Siedlung und Verkehr (Ist-Wert/Soll-Wert)

3.3 Stoffliche Bodenbelastungen

3.3.1 Einleitung

Durch die Konsum- und Lebensgewohnheiten sowie die industriellen und landwirtschaftlichen Produktions- und Anbaumethoden unserer heutigen Gesellschaft wird der Stoffhaushalt der Ökosphäre z.T. in starkem Maße durch eine Immission von anorganischen und organischen Schadstoffen beeinflusst. Diese können aus den verschiedensten anthropogenen Quellen als gasförmige, flüssige oder feste Substanzen in die Luft, in die Gewässer und auf die Böden gelangen. In diesen drei Aggregatzuständen beeinflussen sie auch Pflanzen, Tiere und Menschen. Ob die emittierten Stoffe dabei toxische Wirkungen auslösen oder nicht, hängt allein von der einwirkenden Dosis ab. So sind beispielsweise geringe Mengen der Spurenelemente B, Mn, Cu, Zn und Mo in Böden für die Ernährung der Pflanzen unentbehrlich. Bereits bei einem relativ geringem Überschuss können diese Elemente jedoch toxisch wirken (Scheffer/Schachtschabel et al., 1998).

Bei der Aggregationsebene Boden werden durch die stoffliche Bodenbelastung vor allen Dingen die natürlichen Funktionen des Bodens in Hinblick auf Filter-, Puffer und Stoffumwandlungseigenschaften beeinträchtigt. Diese Eigenschaften geraten mit zunehmender Belastung an eine Grenze.

Die Ursachen für stoffliche Bodenbelastungen sind vielfältig und erfolgen zumeist über längere Wirkungsketten. Beispielsweise Schadstoffemissionen von Industrie und Verkehr in die Luft. Grundsätzlich sind indirekte Einträge, die über die Luft über mehre oder weniger weite Strecken transportiert werden und direkte Einträge meist aus der landwirtschaftlichen Bearbeitung zu unterscheiden. Luftgetragene Einträge sind neben der direkten Einwirkung der Landwirtschaft ebenfalls erheblich. Neben der Verbreitung organischer Verbindungen und von Schwermetallen ist hier v.a. der versauernde Eintrag zu nennen. Im Bereich Versauerung existiert bereits ein tragfähiges Indikatoren-Konzept (Abschnitt 3.3.3). Eine umfassende Beschreibung all dieser Antriebs- und Belastungsfaktoren mit Indikatoren würde den Rahmen dieser Untersuchung sprengen. Darüber hin-

aus werden hier auch andere Politikbereiche berührt (z.B. Verkehr), für die eigene Umweltindikatoren entwickelt werden.

Die vorliegende Untersuchung konzentriert sich daher im Ursachenbereich nur auf die direkten stofflichen Einwirkungen auf den Boden, d.h. v.a. auf Einträge aus der Landwirtschaft. Auf die übrigen *Driving Forces*- und *Pressure*-Indikatoren vorschläge der EUA zur Beschreibung des Antriebs- und der Ursachen für stoffliche Bodenbelastungen (z.B. Benzinverbrauch, tägliches Verkehrsaufkommen etc.) (vgl. Huber et al., 2001) wird in diesem Vorhaben verzichtet.

Die Wirkungszusammenhänge für stoffliche Bodenbelastungen sind in Anlehnung an das DPSIR-Konzept in Abbildung 5 dargestellt. In den Abschnitten 3.3.2 bis 3.3.5 wird differenziert für die einzelnen DPSIR-Kategorien darauf eingegangen, mit welchen Indikatoren sich die Wirkungszusammenhänge beschreiben lassen.

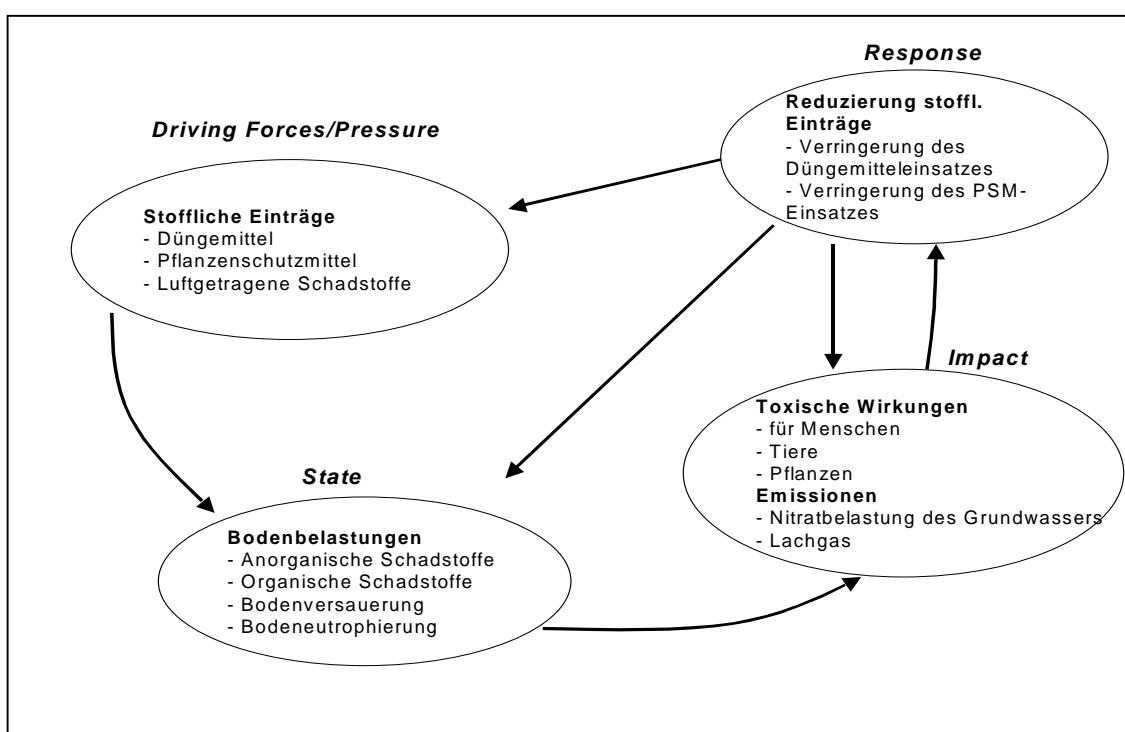


Abbildung 5: Wirkungszusammenhänge stofflicher Bodenbelastungen

3.3.2 Antriebs- und Belastungsfaktoren für stoffliche Bodenbelastungen

In der Landwirtschaft sind v.a. der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM), Düngemitteln (Wirtschaftsdünger, Mineraldünger) sowie die Ausbringung von als Sekundärrohstoffdüngern bezeichneten Klärschlämmen und Komposten Ursachen für stoffliche Bodenbelastungen.

Die Belastungen, die von Düngemitteln ausgehen, sind einerseits die Übersorgung von Böden durch Stickstoff, wodurch die Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften des Bodens eingeschränkt werden und die Gefahr der Nitratauswaschung ins Grundwasser sowie Lachgasemissionen (N_2O) in die Luft bestehen.⁴⁷ Von Düngemitteln geht darüber hinaus auch eine Bodenbelastung durch Schwermetalle aus. PSM stellen im Boden ein Risiko für den Naturhaushalt dar, v.a. durch die Anreicherung von organischen Schadstoffen und Schwermetallen im Boden. Dabei kommt aber insbesondere auf die entstehenden Gehalte im Boden am Aufbringungsort an. Insofern sind auch die Gehalte der Materialien relevant (Umweltbundesamt 2001).

Von der EUA werden

- die *Viehhaltung (Anzahl)*,
- die *Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen (t)* und
- *der Verbrauch von PSM (kg)*

als *Driving Forces-* und *Pressure-*Indikatoren der Landwirtschaft für stoffliche Bodenbelastungen angeführt (vgl. Huber et al., 2001)⁴⁸. Diese Vorschläge decken sich auch mit anderen Indikatorenkonzepten (vgl. beispielsweise Radermacher et al., 1998; EUROSTAT, 1999; Geier et al., 1999; Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000; OECD, 2001).

Bei PSM gehen manche Studien über die bloße Quantifizierung des Verbrauchs hinaus noch einen Schritt weiter und entwickeln *Dri-*

⁴⁷ Eine Übersorgung des Bodens mit Phosphat und eine Überschreitung der Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften von Böden findet bei den in der Landwirtschaft üblicherweise ausgebrachten Düngermengen weniger statt. Eine Übersorgung mit Phosphat, das in Böden relativ gut adsorbiert wird, ist vielmehr ein Problem im Zusammenhang mit Bodenerosion und kann zu Eutrophierungen von Oberflächengewässern führen.

⁴⁸ Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikatoren Nr. 47 – 49.

ving Forces-Indikatoren zur Abschätzung des *Risikos des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auf den Naturhaushalt* (vgl. Gutsche, 1997; BMU, 2000, OECD, 2001).

Für die Beschreibung der Bodeneutrophierung durch Stickstoff ist die *N-Nährstoffbilanz* ein in der Literatur häufig angeführter *Driving Forces*-Indikator (vgl. beispielsweise Münchhausen & Nieberg, 1997; Taube, 1997; Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000; EUROSTAT, 1999; BMU, 2000; Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000, OECD, 2001).

Schwermetalleinträgen in den Boden sind ein weiterer *Driving Forces*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen. Die Einträge gelangen aus der Luft, aus Düngemitteln (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger) sowie aus der Klärschlammaufbringung in den Boden. Übersicht 8 gibt einen Überblick zu möglichen *Driving Forces*- und *Pressure*-Indikatoren, die in folgenden Unterabschnitten 3.3.2.1 bis 3.3.2.6 in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit diskutiert werden.

Übersicht 8: Mögliche *Driving Forces*-/*Pressure*-Indikatoren für den Problembereich
Stoffliche Bodenbelastungen

Thema	Indikatoren
Pflanzenschutzmittel	<ul style="list-style-type: none">• <i>PSM-Einsatz (kg pro ha und Jahr)</i>• <i>Anteil pflanzenschutzextensiver Kulturen an der LF (% an der LF)</i>• <i>Durchschnittliche betriebliche Kulturdiversität einer Region (Anzahl der angebauten Ackerkulturen pro Betrieb und Jahr)</i>
Düngemittel	<ul style="list-style-type: none">• <i>N-Nährstoffbilanz (kg N pro ha und Jahr) als Hoftor bzw. Flächenbilanz</i>
Düngemittel/Luftgetragene Schadstoffe	<ul style="list-style-type: none">• <i>Schwermetallfrachten (mg Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr pro ha)</i>

3.3.2.1 Pflanzenschutzmitteleinsatz

Von der EUA wird der *Verbrauch von Pestiziden in kg* als ein *Driving Forces*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen angeführt (vgl. Huber et al., 2001). In anderen einschlägigen Indikatorenkonzepten wird der *Pflanzenschutzmitteleinsatz in kg pro Hektar und Jahr* konkretisiert (vgl. beispielsweise EUROSTAT, 1999; Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000; OECD, 2001). Durch den zusätzlichen räumlichen und zeitlichen Bezug lässt sich die Intensität des PSM-Einsatzes besser charakterisieren und es ist ein Vergleich zwischen Bezugsräumen (z.B. Bundesländer oder Nationalstaaten) sowie eine Bewertung der Entwicklung über verschiedene Jahre möglich.

Eine weitere Konkretisierung in den bestehenden Indikatorenkonzepten ist die Differenzierung der PSM nach Insektiziden, Herbiziden und Fungi-

ziden. Für diese Untergruppen liegen aber nicht immer disaggregierte Daten vor (s.u. in diesem Abschnitt).

Zur Quantifizierung des *Pflanzenschutzmitteleinsatzes in kg pro Hektar und Jahr* wird in der Regel der Verbrauch dem Verkauf von PSM gleichgesetzt, da nur hierfür Daten in Deutschland existieren.⁴⁹ Aus den Angaben über den Inlandabsatz von PSM kann aber nicht unmittelbar auf den Verbrauch pro Hektar LF geschlossen werden, da der Verbrauch je nach Anbauart und Fruchtfolge sowie den standörtlichen Bedingungen zum Teil erheblich variiert. Außerdem werden gekauft Präparate häufig über mehrere Jahre hinweg gelagert und kommen nicht unbedingt im Jahre des Kaufs zum Einsatz (vgl. Umweltbundesamt, 1997).

In einschlägigen Indikatorenkonzepten wird aus pragmatischen Gründen in der Regel pauschal die LF oder die Fläche einzelner landwirtschaftlicher Kulturen als Anwendungsfläche zugrunde gelegt. So wird im Indikatorenkonzept von EUROSTAT für den *Pflanzenschutzmitteleinsatz in kg pro Hektar und Jahr* die Summe der Ackerkultur-, Dauerkultur- und Grünlandflächen als Referenzfläche gewählt (vgl. EUROSTAT, 1999). Kritisch anzumerken ist bei dieser Wahl des Flächenbezugs, dass zumindest der Tatsache Rechnung getragen werden sollte, dass auf Grünland PSM zumeist weniger zum Einsatz kommen (vgl. hierzu auch Umweltbundesamt, 1997).

Die Aussagekraft des Indikators *Pflanzenschutzmitteleinsatz in kg pro Hektar und Jahr* ist aber v.a. deshalb eingeschränkt, weil sich die empfohlene Aufwandmenge in den vergangenen Jahren generell mit der Einführung neuer PSM-Produkte und mit zunehmender Wirkstoffkonzentration reduziert hat. Eine pauschale Mengenreduktion von PSM kann daher nicht automatisch als Risikominderung für die Umwelt interpretiert werden.

Eine Differenzierung des Absatzes von PSM nach Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden ist für Deutschland möglich (vgl. Umweltbundesamt, 1997). Daraus Aussagen zur tatsächlich Anwendung dieser Wirkstoffe in Deutschland abzuleiten, ist jedoch mit weiteren⁵⁰ Ungenauigkeiten behaftet, weil es keine differenzierte Statistik zum Export und Import für die einzelnen aktiven Wirkstoffe gibt, sondern nur für PSM allgemein (vgl. Walz et al., 1997).

⁴⁹ Im Zusammenhang der Datenverfügbarkeit wird hierauf noch weiter unten in diesem Abschnitt näher eingegangen.

⁵⁰ Neben den bereits beschriebenen Ungenauigkeiten, die sich aus der Ableitung des PSM-Aufwandes aus dem Verkauf ergeben.

Datenverfügbarkeit

Gemäß § 19 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) sind die Hersteller von PSM sowie bei der Einfuhr von PSM derjenige, der die Ware in den freien Verkehr überführt oder überführen lässt verpflichtet, die Art und Menge der von ihm an Empfänger mit Wohnsitz oder Sitz im Inland abgegebenen oder ausgeführten Pflanzenschutzmittel und der jeweils in ihnen enthaltenen Wirkstoffe der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) zu melden. Die Meldung hat für jedes Pflanzenschutzmittel getrennt und unter Angabe der Bezeichnung jährlich zu erfolgen.

Daten zum Absatz von PSM sind daher bei der BBA verfügbar und lassen sich mit Daten zur landwirtschaftlichen Bodennutzung der statistischen Landesämter (Boden Nutzungshaupterhebung), die alle vier Jahre erhoben und auf Gemeindeebene veröffentlicht werden, verknüpfen.⁵¹

3.3.2.2 Anteil pflanzenschutzintensiver Kulturarten an der LF

Da der PSM-Einsatz nur über die Absatzmenge und den damit verbundenen Ungenauigkeiten indirekt ermittelt werden kann, lassen sich in der Literatur alternative Indikatorenvorschläge oder Konkretisierungen finden. So lässt sich die Verschmutzung von Böden durch PSM begrenzt auch durch Daten zur Flächennutzung und zwar über pflanzenschutzintensive oder –extensive Kulturarten abschätzen (vgl. beispielsweise Münchhausen & Nieberg, 1997). Ein solcher alternativer Indikator ist der *Anteil pflanzenschutzintensiver landwirtschaftlicher Kulturen an der LF (%)*.

Dieser Indikator eignet sich zwar zur Identifikation unterschiedlicher regionaler Intensitäten, ist jedoch weniger geeignet für die Beschreibung von Veränderungen im PSM-Einsatz. Veränderungen im Anbauverfahren, bei gleicher Kulturart, werden über diesen Indikator nämlich nicht erkennbar, weshalb er als *Driving Forces*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen ausscheidet. Aufgrund der guten Datenverfügbarkeit soll er dennoch hier kurz diskutiert werden:

Der Hauptanwendungsbereich von Herbiziden liegt im Ackerbau. Mais und Zuckerrüben werden zur Einsparung eines hohen Pflegeaufwandes zu mehr als 90% mit Herbiziden behandelt. Auch im Raps- und Kartoffelanbau sowie im Getreideanbau werden Herbicide angewendet, wogegen die Anwendung im Grünland nur von geringer Bedeutung ist. Fungizide Wirkstoffe werden vorwiegend im Ackerbau, Erwerbsobstbau, Wein- und Hopfenbau verwendet. Insektizide kommen in erster Linie in Obstplantagen,

⁵¹ Die Datenerhebung im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung wurde in Abschnitt 3.1.2.1 bereits ausführlich beschrieben.

Wein- und Hopfenbau, aber auch bei Zuckerrüben, Kartoffeln, Raps und auch bei Getreide zum Einsatz (Umweltbundesamt, 1997).

Als Datengrundlage zur Ermittlung des *Anteils pflanzenschutzintensiver landwirtschaftlicher Kulturarten an der LF (%)* lassen sich die bereits erwähnten Daten der landwirtschaftlichen Bodennutzung (Bodennutzungshauptherhebung) der statistischen Landesämter verwenden (vgl Abschnitt 3.1.2.1). Von Nachteil ist jedoch, dass unter der Kategorie *Sonderkulturen* Tabak, Obstplantagen, Baumschulen und Rebland zusammengefasst werden. Gerade in Hinblick auf eine Abschätzung des Fungizid- und Insektizideinsatzes (s.o.) wäre hier eine differenziertere Datenlage notwendig.

3.3.2.3 Durchschnittliche betriebliche Kulturartendiversität

Ein relevanter alternativer *Driving Forces*-Indikator zum PSM-Einsatz ist die *Durchschnittliche betriebliche Kulturartendiversität in einer Wirtschaftsregion oder einem Bundesland (Anzahl der angebauten Ackerkulturen pro Betrieb und Jahr)* (vgl. Schramek et al., 2000). Über die Kulturartendiversität lässt sich indirekt abschätzen, ob in einem landwirtschaftlichen Betrieb oder einer Region vielgliedrige oder eher enge Fruchtfolgen vorherrschen. Eine hohe Kulturartendiversität ist dabei ein Kennzeichen für eine vielgliedrige Fruchtfolge.

Noch besser wäre die Kenntnis über die tatsächlichen regional typischen Fruchtfolgen, für die bisher jedoch deutschlandweit noch keine ausreichenden Informationen vorliegen. Hierzu sind aber aus dem bereits erwähnten F+E-Vorhaben⁵² in naher Zukunft Ergebnisse zu erwarten.

Die Begründung für diesen *Driving Forces*-Indikator liegt darin, dass in einer ausgewogenen Fruchtfolge mit Hackfrucht, Winter- und Sommergetreide und Leguminosen Unkräuter, tierische und pilzliche Schädlinge dadurch bekämpft werden, dass sie im ersten Jahr keine Massenpopulationen bilden können, im nächsten Jahr aber bei einer anderen Frucht keine guten Vermehrungsbedingungen mehr finden. Umgekehrt ist die Verengung der Fruchtfolge zwangsläufig mit einem höhern Biozideinsatz verbunden, der nicht nur Schädlinge, sondern auch Nützlinge und indifferente Arten schädigt und eliminiert (vgl. Kaule, 1991). Eine relativ hohe *Kulturartendiversität* ist daher kennzeichnend für einen geringen PSM-Einsatz und umgekehrt eine niedrige *Kulturartendiversität* für einen vergleichsweise hohen PSM-Einsatz.

Die Daten der Bodennutzungshauptherhebung eignen sich nicht hinreichend für die Bestimmung der *Kulturartendiversität*, da die auf Gemein-

⁵² Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung (FKZ: 200 71 247).

deebene veröffentlichten Daten keine Auskunft über die durchschnittliche Anzahl angebauter Kulturarten pro Betrieb geben. Die durchschnittliche *Kulturartendiversität* einer Region muss aus einzelbetrieblichen Daten hochaggregiert werden. Hierfür bieten sich alternativ die INVEKOS-Daten an.⁵³ Das INVEKOS-System wurde mit der EU-Agrarreform im Jahre 1992 eingeführt. Danach sind alle Landwirte, die Agrarförderung erhalten (schätzungsweise > 90% aller landwirtschaftlichen Betriebe) verpflichtet, jährlich differenzierte Angaben zur Flächennutzung und Tierhaltung ihres Betriebes zu machen. Bei den INVEKOS-Daten handelt es sich aber um keine offiziell veröffentlichten statistischen Daten und sie werden in Deutschland von den Bundesländern bei den landwirtschaftlichen Betrieben erhoben und in eigenen Datenbanksystemen verwaltet. Eine Datenanfrage müsste direkt bei den Bundesländern erfolgen.

3.3.2.4 Risikoindex für die Pflanzenschutzmittelanwendung

Aus einer pauschalen Reduktion des *Pflanzenschutzmitteleinsatzes in kg pro ha und Jahr* lässt sich nicht automatisch eine Risikominderung für die Umwelt ableiten (vgl. Abschnitt 3.3.2.1). In der Literatur wird daher auch auf die Bedeutung der Bewertung des Risikos hingewiesen, das von PSM ausgeht.

In den Konzepten der EUA und von EUROSTAT wird die Beschreibung des Risikos von PSM für Gesundheit und Umwelt als wichtige Zukunftsaufgabe bei der Indikatorenentwicklung angesehen, es gibt hierzu aber noch keine konkreten Indikatorenvorschläge, (Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000; EUROSTAT, 1999).

Am weitesten auf internationaler Ebene vorangegangen sind die Arbeiten der OECD zu Risikoindikatoren des PSM-Einsatzes. Die OECD verweist jedoch darauf, dass trotz des großen Interesses an Risikoindikatoren und einer beachtlichen Forschung in diesem Bereich, bisher kein Einvernehmen zu einer einheitlichen Methode besteht, die in allen OECD-Ländern angewendet werden könnte. Es wird darauf verwiesen, dass das PSM-Risiko auf einer Vielzahl von Einflussfaktoren beruht, die zwischen den Nationalstaaten variieren (OECD, 2001).

Die OECD konzentriert sich daher derzeit noch auf die Entwicklung und das Testen verschiedener Indikatorenkonzepte und bisher weniger auf eine mit aktuellen Daten unterlegte Dokumentation von Trends mittels Indikatoren (OECD, 2001). Nach Definition der OECD ergibt sich das Risiko, das von PSM ausgeht, aus kombinierten Informationen zur Toxizität,

⁵³ INVEKOS = Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsysteem gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 3508/92 des Rates.

des geschätzten Gehalts von PSM in benachbarten Gewässern zu landwirtschaftlichen Flächen sowie der insgesamt ausgebrachten PSM-Menge.

Die von der OECD getesteten Methoden unterscheiden sich hauptsächlich in der Art der Abschätzung des Gehaltes von PSM in benachbarten Gewässern zu landwirtschaftlichen Flächen und in diesem Zusammenhang v.a. in der Bewertung der Puffereigenschaften von Böden (OECD, 2001).

Weiter fortgeschritten sind dagegen in Deutschland die Arbeiten der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA). Seit Mitte der 90er Jahre wird hier ein Modell zur synoptischen Bewertung von PSM-Wirkstoffen hinsichtlich ihres Risikos für den Naturhaushalt entwickelt (vgl. Gutsche & Rossberg, 1996; Gutsche, 1997).

Ausgehend von einer detaillierten Betrachtung des Anwendungsmusters der Wirkstoffe und ihrer chemisch-physikalischen sowie ökotoxischen Eigenschaften, werden für jede mögliche Applikation zunächst Kennziffern der Umweltverfügbarkeit des Stoffes in den Kompartimenten Boden, Wasser und Luft berechnet. Im Einzelnen sind dies die Kurzzeitkonzentration in Boden und Oberflächengewässern, die Langzeitkonzentration in Boden, Oberflächengewässern und Luft sowie die Adsorption in Boden und Oberflächengewässern. Anschließend werden diese Umweltverfügbarkeiten zu den einzelnen ökotoxischen Eigenschaften ins Verhältnis gesetzt und Kennziffern des akuten biologischen Risikos und des chronischen biologischen Risikos für Regenwürmer, Algen, Wasserflöhe und Fische als Indikator-Organismen berechnet. Zusätzlich erfolgt eine Berechnung des Biokonzentrationsfaktors für Regenwürmer und Fische, welcher ein Ausdruck für das Risiko der Anreicherung der Stoffe im Fettgewebe und damit in der Nahrungskette ist (Gutsche, 1997). Das Modell liefert als Ergebnis Risiko-Graphen zur Umweltverfügbarkeit (Boden, Wasser und Luft) sowie des biologischen Risikos. Durch einen IST-IST-Vergleich verschiedener Jahre lässt sich feststellen, ob sich das Risikopotenzial verringert oder vergrößert hat.

Die PSM-Aufwandmenge wird in dem Modell aus Daten zum PSM-Absatz abgeleitet (vgl. Abschnitt 3.3.2.1). Die Fläche auf der die PSM ausgebracht werden errechnet sich aus dem für die einzelnen Präparate empfohlenen Gewicht pro Hektar. Des weiteren ergeben sich aus der Zulassung der einzelnen Präparate die Anzahl der potenziellen Applikationen (vgl. Gutsche, 1997).

3.3.2.5 N-Nährstoffbilanz

Eine N-Überversorgung landwirtschaftlich genutzter Flächen über den Nährstoffentzug der Pflanzen hinaus in Folge einer übermäßigen Düngung mit Mineral- und Wirtschaftsdünger, ist die Ursache für Bodeneutrophierung.

In den bisherigen Indikatorenvorschlägen der EUA zum Bodenschutz findet dieser Aspekt noch keine Berücksichtigung (vgl. Huber et al., 2001)⁵⁴, jedoch in anderen einschlägigen Indikatorenkonzepten (vgl. beispielsweise Münchhausen & Nieberg, 1997; Taube, 1997; Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000; EUROSTAT, 1999; BMU, 2000; Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000, OECD, 2001).

Die *Nährstoffbilanz* (*Input minus Output*) wird in der Literatur als häufigster Indikator für Bodeneutrophierung angeführt. Dabei unterscheiden sich die Methoden im wesentlichen in den definierten Systemgrenzen, für welche die Berechnungen durchgeführt werden. *Hoftorbilanzen* und *Flächenbilanzen* sind die gängigsten Verfahren.

Bei der *Hoftorbilanz* wird das Hoftor eines landwirtschaftlichen Betriebes als Systemgrenze zur Erfassung der Nährstoffströme angesehen. Bei dieser Bilanz wird ermittelt, wie viel Nährstoffe in den landwirtschaftlichen Betrieb hereinkommen (beispielsweise durch den Einkauf von Düngemitteln aber auch Futtermitteln für das Vieh) und wie viel Nährstoffe den Betrieb wieder verlassen (beispielsweise in Form von Ernteprodukten).

Bei der *Flächenbilanz* wird die Systemgrenze durch die Bodenoberfläche symbolisiert. Inputs sind hier die Nährstoffzufuhren aus mineralischer sowie organischer Düngung, biologischer N-Fixierung sowie N aus der Atmosphäre auf die Flächen. Outputs sind die Nährstoffentzüge mit den Ernteprodukten. Nur die Flächenbilanz hat eine unmittelbare Relevanz für den Bodenschutz, da hier ein Vergleich zur Empfindlichkeit der Böden angestellt werden kann.

Hoftorbilanzen werden beispielsweise vom UBA als jährliche Stickstoff- und Phosphorbilanzen für den landwirtschaftlichen Sektor der Bundesrepublik Deutschland erstellt, und dem PARCOM-Sekretariat (PARCOM = Pariser Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung) vorgelegt. Dabei wird der gesamte landwirtschaftliche Bereich in Deutschland als ein großer Hof betrachtet und lässt daher keine regional differenzierte Bewertung zu. In Anlehnung an die Richtlinie der Paris-Kommission für die Berechnung von Mineralbilanzen wird für Deutschland insgesamt ein grober Mittelwert für das Gesamtgebiet der deutschen Landwirtschaft berechnet. Unberücksichtigt bleibt dabei jedoch, dass regional große Unterschiede auftreten können, da in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten die Überschüsse in der Regel höher liegen. Bei der Bilanz des UBA werden auch anfallende Güllemengen nicht extra

⁵⁴ Dies ist sicherlich darauf zurückzuführen, dass der Düngemittleinsatz anderen Umweltwirkungsbereichen zugeordnet wird, wie beispielsweise dem Trinkwasser, und daher bei der Entwicklung von Indikatoren für den Bodenschutz bisher unberücksichtigt blieb.

ausgewiesen, weil sie einen internen Kreislauf bilden und nicht aus dem landwirtschaftlichen Bereich herausgeführt werden. (vgl. Umweltbundesamt, 1997). Für die hier angestrebte Darstellung von Indikatoren ist der Ansatz daher als zu grob zu bewerten.

Bei anderen einschlägigen nationalen und internationalen Indikatorenkonzepten werden in der Regel die Nährstoffbilanzen für Nationalstaaten basierend auf *Flächenbilanzen* berechnet. Bei diesen Berechnungen werden die Bilanzen für die gesamte landwirtschaftliche Fläche der Nationalstaaten durchgeführt und lassen keine regionale Differenzierung zu (vgl. beispielsweise EUROSTAT, 1999; Europäische Umweltagentur, 1999b und 2000; BMU, 2000; OECD 2001).

Nach den Indikatoren-Konzepten von EUROSTAT und OECD, die den Input und Output von den genannten Indikatorenkonzepten am differenziertesten ermitteln,⁵⁵ errechnet sich die *N-Flächenbilanz* folgendermaßen:

- **Input =**
 - + Mineralische Stickstoffdüngung
 - + Wirtschaftsdünger vom Vieh
 - + Biologische N-Fixierung
 - + N aus Atmosphäre
 - + Organischer Dünger
 - + Pflanzenmaterial

- **Output =**
 - Geerntete Ackerfrüchte
 - Gemähtes Gras
 - Geerntete Futterpflanzen

In Deutschland sind die landwirtschaftlichen Betriebe durch die Düngerverordnung⁵⁶ (DVO) verpflichtet, Vergleiche über Nährstoffzu- und abführen auf Betriebsebene durchzuführen und zu dokumentieren (§5 der DVO).

Diese Daten bieten jedoch bisher noch keine geeignete Grundlage für ein nationales Indikatorensystem, weil es keine rechtliche Grundlage zur systematischen Erfassung und regionalen Aggregation einzelbetrieblicher Nährstoffbilanzen gibt. Von geringerer Bedeutung für die Aussagekraft dieser Daten ist, dass gemäß §5 der DVO Betriebe mit weniger als 10

⁵⁵ Die Berechnungen von der EUA (1999b) beruhen auf den Berechnungen von EUROSTAT.

⁵⁶ "Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen" (BGBl. Teil I vom 6. Februar 1996, S. 118), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 16. Juli 1997 (BGBl I S. 1835).

Hektar LF von der Aufzeichnungspflicht ausgenommen sind. Dies sind zwar mehr als 40% aller landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland, die jedoch nur einen Flächenanteil von 6% an der gesamten LF in Deutschland ausmachen.

Für eine deutschlandweite regional differenzierte Darstellung von *N-Nährstoffbilanzen* sind derzeit die Arbeiten zum gesamtdeutschen Agrarsektormodell *RAUMIS* der Universität Bonn⁵⁷ in Kooperation mit der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)⁵⁸ am weitesten fortgeschritten (vgl. IAP und FAL, 1996). Die *N-Nährstoffbilanzierung* ist ein Teilaспект dieses Modellsystems dem das Flächenbilanzkonzept zugrunde liegt. Deutschlandweit liegen regional differenzierte N-Bilanzsalden für die Landkreise vor.

Folgende Positionen sind in der Stickstoffbilanz von *RAUMIS* enthalten und werden mit verfügbaren Daten modelliert (vgl. IAP & FAL, 1996):

- **Input =**
 - + N-Anfall aus tierischer Produktion
 - + mineralischer N-Dünger
 - + symbiotische N-Fixierung
 - + asymbiotische N-Fixierung
 - + Einträge aus Atmosphäre
- **Output =**
 - Entzüge durch das Erntegut
 - Ammoniakverluste⁵⁹

Aussagekräftiger als regionale Flächenbilanzen in Hinblick auf Umweltbelastungen wären schlagspezifische *Flächenbilanzen*, da sich daraus genauere Abschätzungen zum Nährstoffüberangebot im Boden und damit einer Bodeneutrophierung ergeben. Hierzu wären jedoch schlagbezogene Aufzeichnungen der Landwirte notwendig, wozu sie bisher durch die DVO noch nicht verpflichtet sind. Vor diesem Hintergrund wird auch vom UBA eine Überprüfung und Nachbesserung der DVO gefordert. Der Leiter des UBA-Fachgebietes "Umwelt und Landwirtschaft und Nahrungsmittelindustrie" legte im Februar 2001 einen umweltpolitischen Forderungskatalog an die Landwirtschaft vor, in dem u.a. eine schlagspezifische Aufzeichnungspflicht künftig für die Düngung

⁵⁷ Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie (IAP).

⁵⁸ Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL.

⁵⁹ Durch die explizite Berücksichtigung der Ammoniakverluste orientiert sich die N-Bilanz in *RAUMIS* in erster Linie an den Belangen des Gewässerschutzes (IAP & FAL, 1996).

Aufzeichnungspflicht künftig für die Düngung ebenso gelten soll wie für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (vgl. AGRA-EUROPE, 2001).

3.3.2.6 Schwermetallfrachten

Der Eintrag von Schwermetallen stellt eine weitere Ursache für stoffliche Bodenbelastungen dar und lässt sich mithilfe des *Driving Forces*-Indikators *Schwermetallfrachten* (*mg Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr pro ha*) beschreiben.

Die Indikatorenvorschläge der EUA sowie anderer Indikatorenkonzepte konzentrierten sich bei der Quantifizierung von Schwermetallfrachten bisher allein auf die Ausbringung von Klärschlamm als Eintragsquelle für Schwermetalle (vgl. Huber et al., 2001; Walz et al., 1997; Geier et al., 1999).

In einer ganzheitlichen Bewertung müssen aber auch die Belastungen durch Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Immissionen aus luftgetragenen Schadstoffen oder auch Überflutungseinwirkungen berücksichtigt werden (Schnurer, 2001; Umweltbundesamt 2001).

Um Standorte zu identifizieren, die durch den Eintag von *Schwermetallen* aus verschiedenen Quellen gefährdet sind, wäre ein regional differenzierter Indikator notwendig.

Datenverfügbarkeit

Die Datenlage in Deutschland ermöglicht bisher aber nur eine regional differenzierte Darstellung von *Schwermetalleinträgen* aus Wirtschaftsdüngern, in eingeschränkter Weise auch aus der Luft und im Prinzip auch für die Aufbringung von Klärschlämmen. Für Mineraldünger ist eine solche regional differenzierte Darstellung nicht möglich.

Dies ist darauf zurückzuführen, dass für Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Klärschlamm zwar Informationen zu den mittleren Schadstoffgehalten vorliegen, beim Mineraldünger jedoch Daten zum regionalen Einsatz fehlen. Für Wirtschaftsdünger gibt es hingegen Daten, aus denen sich die regional ausgebrachte Düngermenge ableiten lässt.

Luftgetragene Schwermetalldepositionen werden in Deutschland durch das UBA-Luftmessnetz sowie die Luftmessnetze der Bundesländer erfasst (vgl. Spatz, 2001). Zur Zeit ist die Datenverfügbarkeit in diesem Bereich jedoch noch sehr unzureichend. Die Daten der Messnetze beziehen sich in den meisten Fällen auf Messdaten offener Sammler (Bulkdeposition). Es fehlen Angaben zur Trockendeposition, was im Schnitt etwa den Faktor 2 ausmachen kann, flächig jedoch sehr differenziert ist. Es besteht dringender Handlungsbedarf regional differenzierte Aussagen zur Gesamtdeposi-

tion von Schwermetallen (Bulk + Trockendeposition) in Deutschland zu erstellen.

Ein weiterer möglicher indirekter *Driving Forces*-Indikator für die Belastung durch luftgetragene Schadstoffe ist der Schwermetallgehalt in Moosen (*Bioindikator*), der im Rahmen des Moosmonitoring untersucht wird. Der Indikator gibt zwar Aufschluss über die atmosphärische Deposition zur Belastung von Schwermetallen, kann jedoch als indirekter Indikator zur Beschreibung der Bodenbelastungen durch Schwermetalle nicht herangezogen werden, da bisher noch keine konkreten Korrelationen zwischen den Schwermetallgehalten in Moosen und denen im Boden festgestellt werden konnten (vgl. Siewer & Herpin, 1998).

Im folgenden soll auf die Datenverfügbarkeit zur Quantifizierung von *Schwermetallfrachten* näher eingegangen werden. Eine wichtige Voraussetzung für die Berechnung von *Schwermetallfrachten* ist dabei neben der Kenntnis über die ausgebrachten Mengen auch die Kenntnis über die Schadstoffgehalte der Düngemittel.

Schwermetallgehalte von Düngemitteln und anderen auf den Boden ausgebrachten Materialien

Eine Arbeitsgemeinschaft bestehend aus der Umweltministerkonferenz (UMK), der Agrarministerkonferenz (AMK) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden (LABO) hat eine Auswertung der in der Literatur vorhanden Daten sowie andere verfügbare Quellen bezüglich der Nährstoff- und Schwermetallgehalte von Düngemitteln und anderen Materialien durchgeführt. Darin enthalten sind auch die nach Klärschlammverordnung (AbfKlärV) und Bioabfallverordnung (BioAbfV) auf den Boden gebrachten Klärschlamme und Komposte, bei denen die Gehalte wegen der gesetzlich vorgeschriebenen Untersuchungspflichten vergleichsweise einfach zu bestimmen sind (vergleiche Abschnitt 3.3.2.7). Die Datensammlung der Schwermetallgehalte von Handelsdüngern und Wirtschaftsdüngern war hingegen sehr schwierig, da die einzelnen Düngerarten im Allgemeinen nur im Rahmen von speziellen Fragestellungen wie z.B. Forschungsvorhaben auf ihre Schwermetallgehalte hin untersucht werden. Auch im Rahmen der Düngemittelverkehrskontrolle der Länder gibt es bei Handelsdüngern keine entsprechenden regelmäßigen Untersuchungen, da nur bei wenigen Düngemitteltypen Schwermetallgrenzwerte in der Düngemittelverordnung festgelegt sind (UMK-AMK-LABO-AG, 2000).

Die Ergebnisse der Literaturanalyse der UMK-AMK-LABO-AG zu Schwermetallen sind in Übersicht 9 dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei den dargestellten Ergebnissen um Mittelwerte handelt, die

tatsächliche Spannweite der Einzelwerte jedoch noch größer sein dürfte (UMK-AMK-LABO-AG, 2000).

Die Ergebnisse zeigen, dass bei mineralischen Düngemitteln, insbesondere bei Phosphatdüngern und phosphathaltigen Mehrnährstoffdüngern sowie bei einigen Kalkdüngern relativ hohe Cadmium- z.T. auch Blei-, Chrom- und Zinkgehalte zu verzeichnen sind.

Bei Wirtschaftsdüngern treten insbesondere Kupfer und Zink als für die Anreicherung im Boden relevante Elemente auf. Dies ist insbesondere auf Futtermittelzusatzstoffe in der Viehfütterung und Baumaterialien von Viehställen zurückzuführen (UMK-AMK-LABO-AG, 2000).

Übersicht 9: Durchschnittliche Schwermetallgehalte verschiedener Düngemittel nach Literaturangaben und Länderdaten

Düngemittel	Cd [mg kg ⁻¹ TM]	Cr [mg kg ⁻¹ TM]	Cu [mg kg ⁻¹ TM]	Hg [mg kg ⁻¹ TM]	Ni [mg kg ⁻¹ TM]	Pb [mg kg ⁻¹ TM]	Zn [mg kg ⁻¹ TM]
Klärschlamm nach AbfKlärV	1,47	50,0	275	1,17	23,3	67,7	835
Kompost nach BioAbfV	0,50	22,5	43,7	0,20	14,3	52,0	185
Rindergülle	0,28	7,3	44,5	0,06	5,9	7,7	270
Schweinegülle	0,40	9,4	309	0,02	10,3	6,2	858
Geflügelkot	0,25	4,4	52,6	0,02	8,1	7,2	336
Festmist, Rind	0,29	12,9	39,0	0,03	5,2	5,8	190
Festmist, Schwein	0,33	10,3	450	0,04	9,5	5,1	1.068
Kalkammonalsalpeter	0,25	8,7	4,0	0,02	3,8	21,4	38,3
Ammonnitrat-Harnstofflösung	0,03	1,3	6,3	k. A.	0,3	0,2	2,3
Harnstoff	0,13	0,5	0,5	k. A.	0,7	0,6	1,9
Superphosphat	10,8	114	17,2	k. A.	28,8	18,5	236
Triplesuperphosphat	26,8	288	27,3	0,04	36,3	12,0	489
Rohphosphate, diverse (1)	7,80	168	15,6	k. A.	15,6	1,3	199
miner. NPK-Dünger, 15/15/15 u.a.	3,78	45,8	11,3	0,06	10,9	14,8	116
miner. NP-Dünger, 20/20/0 u.a.	9,15	91,4	21,5	0,02	18,0	5,5	151
miner. PK-Dünger, 0/15/20 u.a.	7,98	191	19,3	0,08	19,9	14,4	152
Thomaskali	0,30	928	19,0	k. A.	3,0	4,0	9,0
Kohlensaurer Kalk	0,30	7,5	8,2	0,04	6,1	5,9	41,2
Branntkalk	0,10	19,2	11,1	k. A.	6,0	2,8	15,8
Hüttenkalk	0,10	50,6	4,2	k. A.	2,8	7,0	8,8
Konverterkalk (Mehl)	<0,4	1.406	7,7	<0,02	8,9	19,0	9,5
Kaliumchlorid, 40+6	0,08	3,5	2,9	0,02	1,5	0,5	3,7
Kaliumsulfat mit Mg, Patentkali	0,11	5,2	3,6	k. A.	4,1	2,5	17,4

Quelle: (UMK-AMK-LABO-AG, 2000)

(1) Bei den Rohphosphaten gibt es je nach Herkunft beim Cadmiumgehalt ganz erhebliche Streubreiten von 2 - 80 mg kg⁻¹ TM.

Aktuell werden nur solche Phosphate zur Herstellung von Phosphatdüngern verwendet, deren Gehalte deutlich unter 40 mg kg⁻¹ TM liegen.

In der Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Düngeindustrie von 1984 galt noch die Vorgabe 90 mg kg⁻¹ TM.

Ausbringungsmengen von Wirtschaftsdüngern

Der in der Viehhaltung anfallende Wirtschaftsdünger lässt sich aus dem Viehbesatz ermitteln. Mit Hilfe von Faustzahlen zur jährlich anfallenden Wirtschaftsdüngermenge pro Vieheinheit und –art (vgl. Hydro Agri Dülmen GmbH, 1993) in Kombination mit den Viehbesatzzahlen ergibt sich die jährliche Wirtschaftsdüngermenge.

Die Viehbestände werden alle zwei Jahre von den statistischen Landesämtern erhoben und auf Ebene der Landkreise veröffentlicht. Es lassen sich somit die anfallenden Wirtschaftsdüngermengen pro Landkreis ermitteln.

Die anfallende Menge wird der Ausbringung gleichgesetzt. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass in der Statistik die Viehbestände den Landkreisen zugeordnet werden, in denen der jeweilige landwirtschaftliche Betrieb liegt. Der Betrieb kann aber auch Flächen in anderen Landkreisen haben und auch dort seinen Wirtschaftsdünger ausbringen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass Wirtschaftsdünger in manchen Fällen auch an andere Betriebe weitergegeben wird. Dies sind aber zu vernachlässigende Fehlerquellen für die Berechnungen.

Ausbringungsmengen von Mineraldünger

Daten zur regionalen Anwendung von Mineraldünger differenziert nach Produktarten kann nicht aus statistischen Quellen übernommen werden. Es liegen hierzu lediglich Daten auf nationaler Ebene vor. Der *Industrieverband Agrar e.V.* (IVA) enthält in seinen Jahresberichten Daten zum Mineraldüngerverbrauch in Deutschland.⁶⁰

Das Agrarsektormodell *RAUMIS* (vgl. Abschnitt 3.3.2.5) lässt sich im Zusammenhang mit *Schwermetallfrachten* nicht als Datengrundlage nutzen, weil in dem Modell nur der Nährstoffeinsatz (N und P) aus Mineraldüngern für die Landkreise in Deutschland modelliert wird. Zur Berechnung der *Schwermetallfrachten* sind aber Informationen zur Produktart und zur ausgebrachten Gesamtdüngermenge notwendig.

3.3.2.7 Ausbringung von Sekundärrohstoffdüngern

Klärschlämme und Bioabfälle (Komposte und Gärückstände) fallen in der Abwasserreinigung und durch die Behandlung von Abfällen aus der getrennten Sammlung von Bioabfällen an. Klärschlämme werden in der Landwirtschaft bislang im Rahmen der AbfKlärV auf Bö-

⁶⁰ URL: www.iva.de

den aufgebracht. Für Bioabfälle gilt die BioabfVO. Sie sind Düngemittel nach Düngemittel VO, stellen jedoch v.a. auch eine Eintragsquelle von Schwermetallen und organischen Schadstoffen dar.

Im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes ist bei der Ausbringung von Materialien auf den Boden darauf zu achten, dass es zu keiner Anreicherung von Schadstoffen im Boden kommt. Die Praxis der Klärschlammausbringung sollte nach Auffassung von BMU und UBA daher geändert werden und es sollten keine oder allenfalls noch sehr schadstoffarme Klärschlämme für Düngezwecke zugelassen werden (Umweltbundesamt, 2001). Diese Minimierungsbestrebungen und hohen qualitativen Anforderungen müssen bei der Untersetzung möglicher internationaler Indikatorkonzepte berücksichtigt werden.

Von der EUA wird als Belastungsindikator für diffuse Verschmutzung die *in der Landwirtschaft ausgebrachte Menge an Klärschlamm in Tonnen* angeführt (vgl. Huber et al., 2001). Von Radermacher et al. (1998) wird die *Klärschlammausbringung in kg pro Hektar LF* konkretisiert, was die Intensität des Klärschlammeneinsatzes besser charakterisiert und einen Vergleich der Intensitäten zwischen verschiedenen Bezugsräumen (z.B. Bundesländer oder Nationalstaaten) ermöglicht.

Für die Relevanz der Schwermetalleinträge als Driving Force Indikator sind, neben der Angaben zur ausgebrachten Klärschlammmenge v.a. die durchschnittlichen Schwermetallgehalte pro Nährstoffeinheit, d.h. die Qualitäten zu berücksichtigen (vgl. Walz et al., 1997; Geier et al., 1999). Entscheidend für die Belastung der Böden ist der nach der Aufbringung entstehende Gehalt. Kritische Bodenwerte wie z.B. Vorsorgewerte dürfen nicht überschritten werden. (vergl. Abschnitt 3.3.3)

Informationen zur Ausbringung von Klärschlämmen müssen z.B. gemäß der Klärschlammverordnung schlagspezifisch dokumentiert werden. Zusammen mit den Angaben zur mittleren Schwermetallkonzentrationen der in der Landwirtschaft verwendeten Schlämme, die ebenfalls gemäß der Klärschlammverordnung dokumentiert werden, lassen sich die *Schwermetallfrachten* regional differenziert quantifizieren. Bisher werden die Angaben zur Produktion und Ausbringung von Klärschlamm sowie zu den mittleren Schwermetallkonzentrationen für die Bundesländer in Form von Jahresberichten an das BMU und das UBA weitergeleitet. Für eine regional differenzierte Beschreibung der *Schwermetallfrachten* müssten daher regionale Daten bei den Bundesländern zusätzlich erfragt werden.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die zuständigen Behörden der Bundesländer befragt, ob möglicherweise auch regionale Daten auf Landkreis- oder Gemeindeebene zur Klärschlammausbringung für gesonderte Auswertungen zur Verfügung gestellt werden könnten. Während der überwiegende Anteil der Bundesländer mitteilte, dass dies mit einem erheb-

lichen zusätzlichen Bearbeitungsaufwand verbunden sei, wäre eine landkreisbezogene Auswertung der erhobenen Klärschlammdata für die Bundesländer Baden-Württemberg, Brandenburg, Sachsen, Schleswig-Holstein und Thüringen möglich.

Unberücksichtigt von regional differenzierten Auswertungen bleiben Berlin und Hamburg, da in Berlin die Klärschlammausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen verboten ist und in Hamburg der gesamte Klärschlamm verbrannt wird.

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992, § 6 (7)) verpflichtet Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen, ein Register mit folgenden Angaben zu führen:

1. Erzeugte Schlammengen und die an die Landwirtschaft gelieferten Schlammengen (in Tonnen Trockenmasse);
2. Eigenschaften der Klärschlämme gemäß § 3 Abs. 5;
3. Art der Behandlung der Klärschlämme;
4. Name und Anschrift der Empfänger der Schlämme;
5. Schlagspezifische Bezeichnung der Aufbringungsfläche, geordnet nach Flurstücksnummer;
6. Ergebnisse über die durchgeführten Bodenuntersuchungen, gegliedert nach Schlägen und geordnet nach Flurstücksnummer.

Die Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen leiten diese Angaben bis zum 31. März des Folgejahres für das vorherige Kalenderjahr an die für den Vollzug der Klärschlammverordnung fachlich zuständigen Behörden weiter.

Nach § 6 (8) übermitteln die für den Vollzug der Klärschlammverordnung zuständigen Behörden die Angaben nach Absatz 7 Nr. 1 bis 3 bis zum 31. August eines Folgejahres für das vorherige Kalenderjahr an die zuständigen obersten Landesbehörden. Die Länder leiten die zusammengefassten Daten an das BMU weiter.

Das BMU übermittelt die Daten an das UBA, wo die Daten dann zu einem 3-Jahresbericht zusammengefasst werden. Schließlich leitet das BMU die zusammengefassten Daten aller Bundesländer an die Kommission der Europäischen Gemeinschaft weiter, was 1991 erstmalig erfolgte.

Folgende Angaben werden von Deutschland an die Kommission der Europäischen Gemeinschaft geliefert:

- Nationale Grenzwerte für:
 - Schwermetallkonzentration (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr) im Boden (BRD: Bodenuntersuchungen sind vor der ersten Ausbringung von Klärschlamm durchzuführen und im Abstand von 10 Jahren zu wiederholen), (mg/kg Trockensubstanz),
 - Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm, (mg/kg Trockensubstanz),
 - die Anwendung von Schwermetallen (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr) in der Landwirtschaft (kg/ha Jahr).⁶¹
- Von den Kläranlagen produzierte Schlämme (t/Jahr Trockensubstanz).
- In der Landwirtschaft verwendete Schlämme (t/Jahr Trockensubstanz).
- Qualität der in der Landwirtschaft verwendete Schlämme und die mittlere Konzentration an Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg und Cr (mg/kg Trocken-substanz).

3.3.3 Quantifizierung und Beschreibung stofflicher Bodenbelastungen

In der Literatur lassen sich drei Hauptbereiche für Bodenbelastungen durch Schadstoffe identifizieren:

- Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle);
- Organische Schadstoffe;
- Bodenversauerung.

Darüber hinaus stellt auch die Bodeneutrophierung eine Bodenbelastung dar, weil die Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften von Böden eingeschränkt werden, was zu erhöhten Emissionen in andere Kompartimente (Grundwasser und Luft) führt.

⁶¹ Wünschenswert und für die Zukunft angestrebt werden sollte auch die Aufnahme eines Grenzwertes für organische Schadstoffe.

Die Indikatorenvorschläge der EUA konzentrieren sich bei den *State*-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen auf die Bereiche Schwermetalle und Bodenversauerung (vgl. Huber et al., 2001)⁶².

Bodenversauerung stellt v.a. in Waldökosystemen ein Problem dar. Neben den Säureschäden durch Niederschläge, die direkt an Nadeln und Blättern von Bäumen auftreten, wirken sich Säureeinträge in den Boden ebenfalls auf das Wachstum von Bäumen aus (vgl. Scheffer/Schachtschabel et al., 1998).

Der pH-Wert des Bodens beeinflusst aber auch das Löslichkeitsverhalten der verschiedenen Schwermetalle. So ist die Löslichkeit bei neutraler Bodenreaktion in der Regel gering. Cadmium wird aber bereits bei pH-Werten < 6,5 zunehmend löslich, während Blei erst unterhalb von pH 4 mobil wird (Scheffer/Schachtschabel, 1998). Bodenbelastungen durch Schwermetalle sind daher auch in Verbindung mit dem pH-Wert der Böden zu sehen, da toxische Wirkungen auf Pflanzen und Mikroorganismen vor allem vom Gehalt in der Bodenlösung bestimmt werden und Schwermetalle über die Bodenlösung in Grund- und Oberflächengewässer ausgewaschen werden können.

Kartierungen von Critical Loads bei Versauerung und N-Eutrophierung von Waldböden sind mittlerweile zu einem wichtigen Teil der europäischen Luftreinhaltepolitik, insbesondere im Rahmen des UN/ECE *Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung* (LRTAP-Convention) geworden (Umweltbundesamt, 1997). Daten zum Bodenzustand in Waldökosystemen werden über das BMVEL an die EU geliefert. Die Darstellung von Critical Loads in Karten von 1:1 Mio. und ihre Überschreitung durch tatsächliche Schwefel- und Stickstoffeinträge werden daher von den Autoren des jetzigen F+E-Vorhabens bereits als eindeutige und ausreichende Indikatoren für die Gefährdung von Waldökosystemen mit luftgetragenen Schadstoffeinträgen gesehen, für die es keine weiteren Indikatorenentwicklungen verbunden mit weiteren Datenlieferungen an die EUA bedarf (vgl. hierzu auch Umweltbundesamt, 1997).

Vor diesem Hintergrund ist die Bodenversauerung, bei der Indikatorenentwicklung für den Bodenschutz im Rahmen dieses F+E-Vorhabens nur von untergeordneter Bedeutung und wird im folgenden nur im Zusammenhang mit der Schwermetallproblematik diskutiert.

Übersicht 10 gibt einen Überblick zu möglichen *State*-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen, die in den folgenden Unterabschnitten 3.3.3.1 bis 3.3.3.6 in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit im einzelnen diskutiert werden.

Übersicht 10: Mögliche *State*-Indikatoren für den Problembereich *Stoffliche Bodenbe-*

⁶² Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikatoren-Nr. 50, 51 und 53.

lastungen

Thema	Indikatoren
Anorganische Schadstoffe	<ul style="list-style-type: none"> • Schwermetallgehalte (mg/kg Trockensubstanz Boden) • Mobilisierbare Schwermetall-Anteile (% am Gesamtgehalt) • Anteil der BDF-Standorte mit Überschreitung von Hintergrundwerten • Relative Abweichung der gemessenen Schwermetallgehalte an den BDF vom Vorsorgewert (Hintergrundwert)
Organische Schadstoffe	<ul style="list-style-type: none"> • Organische Schadstoffgehalte (in µg bzw. mg/kg Trockensubstanz Boden)
Bodeneutrophierung	<ul style="list-style-type: none"> • N_{min}-Gehalt im Boden (mg NO₃ + NH₄ pro 100g Boden)

3.3.3.1 Schwermetallgehalte im Boden

In der Literatur wird der *Schwermetallgehalt (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn) im Boden in mg/kg Trockensubstanz* als ein zentraler *State-Indikator* für stoffliche Bodenbelastungen angeführt (vgl. beispielsweise Radermacher et al., 1998). Durch die Darstellung dieses Indikators in Zeitreihen oder im Vergleich zu einem Referenzjahr, lässt sich feststellen, ob Bodenbelastungen über die Jahre hinweg zu- oder abnehmen.

Zur indirekten Bewertung von Schwermetallgehalten im Boden wäre theoretisch auch der *Schwermetallgehalt in Regenwurmkompost in mg/kg Trockensubstanz* ein möglicher *State-Indikator*. Dieser Indikator wird vom UBA im Rahmen der Umweltdatenbank seit 1985 kontinuierlich für *Agrar-Ökosysteme*, *ballungsraumnahe Ökosysteme* und *naturahe Ökosysteme* erhoben (vgl. Umweltbundesamt, 1999). Die Untersuchungsgebiete⁶³ sind jedoch nicht ausreichend repräsentativ für Deutschland insgesamt und daher für eine deutschlandweite Aussage im Sinne des hier bearbeiteten Indikatorensatzes nicht verwendbar.

Eine recht einheitliche und deutschlandweit verfügbar und mehr oder weniger vergleichbare Datengrundlage zur Beschreibung von *Schwermetallgehalten im Boden* stellen die Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) dar. Dabei handelt es sich um rund 800 Untersuchungsflächen, die sich über die 16 Bundesländer Deutschlands verteilen. Die deutschlandweite Verfügbarkeit ist durch die Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch zwischen Bund und Ländern gesichert.

⁶³ Agrar-Ökosystem: Bornhöveder Seengebiet; Ballungsraumnahe Ökosysteme: Saarländischer Verdichtungsraum; Dübener Heide; Naturahe terrestrische Ökosysteme: BR/NP Berchtesgaden

Die BDF-Typen unterscheiden sich in (vgl. Spatz, 2001):

- **Basis-BDF:** Standorte an denen eine Grundmessprogramm durchgeführt wird. Der Beprobungsturnus beträgt in der Regel mehrere Jahre. Sie dienen oft zur Erhebung von länderspezifischen Hintergrundgehalten und als Referenzstandorte (Insgesamt 739 BDF).
- **Intensiv-BDF:** Standorte an denen i.d.R. kontinuierliche Ein- und Ausstragsmessungen zur Ermittlung von Schadstofffrachten und –bilanzen durchgeführt werden (insgesamt 33 BDF).

Von den Forsteinrichtungsbehörden der Länder werden ferner Standorte der forstlichen Waldschadenserhebung betrieben (Level II-Standorte). Sie sind auf Bundesebene in einem eigenen Bund/Länder-Programm unter Leitung des BMVEL zusammengefasst. Probenahme und Analytik unterscheidet sich teilweise von der vorgenannten BDF, einige Standorte werden jedoch unter entsprechender Methodenangleichung in beiden Programmen geführt. Art und Umfang der Untersuchungen sind in den Schriften zum Level II-Programm festgelegt und entsprechen am ehesten den Intensiv-BDF (insgesamt 22 BDF).

Die BDF unterscheiden sich in ihrer Nutzung. *Ackerflächen* (367 BDF) gefolgt von *Forst* (259 BDF) und *Grünland* (132 BDF) überwiegen. *Sonderkulturen* (6 BDF), *Siedlungsflächen* (6 BDF) und *Sonstige Nutzungen* (18 BDF) machen nur einen geringen Anteil an allen BDF aus.

Die BDF-Meßnetze der Länder sind nicht als bundesweite systematische Stichprobenerhebung konzipiert. Mit den BDF-Daten ist daher zunächst nur eine punktbezogene Auswertung des Bodenzustandes an den BDF möglich (vgl. Spatz, 2001).

Von einer *Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden-Dauerbeobachtung AK2 LABO* (Ad-hoc-AG-BDF LABO) wurden zum Zwecke der Harmonisierung der Datengrundlagen Vorgaben von obligatorischen und fakultativen Untersuchungsparametern und –methoden gemacht. Schwermetalle wurden dabei als obligatorische Parameter an allen BDF analysiert. Als Analysemethode wurde weitestgehend, entsprechend der Vorgaben der Ad-hoc-AG-BDF LABO, die Königswasser-Extraktion eingesetzt. Diese Methode charakterisiert den annähernden Schwermetallgesamtgehalt der untersuchten Bodenprobe (vgl. Spatz, 2001).

In einigen Bundesländern (Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Sachsen) wurden die Schwermetallgehalte mit anderen Analysemethoden als der Königswasser-Extraktion bestimmt, die sich aber in Königswasser-extrahierbare Gehalte umrechnen lassen (vgl. Utermann et al., 1999).

In den meisten Bundesländern wurde bisher nur die Erstbeprobung der BDF durchgeführt (vgl. Spatz, 2001), so dass der Indikator *Schwermetallgehalt (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn) im Boden in mg/kg Trockensubstanz* derzeit noch keine Auskunft über Veränderungen der Bodenbelastung geben kann. Dies gilt auch für die beiden folgenden Indikatoren in den Abschnitten 3.3.3.2 bis 3.3.3.5, die ebenfalls auf Messungen an den BDF beruhen.

Die Intervalle der Wiederholungsbeprobung werden in den Vorgaben der LABO-ad hoc AG BDF für die anorganischen Parameter (außer den verfügbaren Nährstoffen und Tonminerale >15 Jahre) i.d.R. mit > 5 Jahren angegeben. Baden-Württemberg hat bei den Schwermetallen mit 3 Jahren (nur bei Intensiv-BDF) das kürzeste Intervall angegeben, gefolgt von Saarland und Sachsen mit 5 Jahren. Die restlichen Bundesländer geben 10 bzw. >10 Jahre als Intervall an. In einigen Bundesländern gibt es aber auch noch keine Angaben zu Intervallen (vgl. Spatz, 2001).

Die Bewertung der Schwermetallgehalte in Zeitreihen wird daher in Zukunft für einzelne Bundesländer möglich sein, wobei eine Harmonisierung der Intervalle für eine bundesweite Auswertung noch angestrebt werden sollte. Da sich Veränderungen in der Schadstoffsituation im Boden – bezüglich diffusem Eintrag und persistenten Stoffen – in relativ langen Zeiträumen abspielen, sind Differenzen von wenigen Jahren jedoch nicht von Bedeutung. Die Beschreibung von Trends mithilfe dieses *State-Indikators* ist dadurch aber auch nur in großen Zeitintervallen (> 10 Jahre) sinnvoll.

3.3.3.2 Mobilisierbare Schwermetall-Anteile

Das Risiko, das für Pflanzen, Tiere und Menschen von Schwermetallen ausgeht, lässt sich noch genauer durch die *mobilisierbaren Schwermetall-Anteile (% am Gesamtgehalt)* charakterisieren. Die mobile Fraktion umfasst dabei die für Pflanzen und andere Organismen potenziell verfügbare und gleichzeitig mit dem Sickerwasser verlagerbare Fraktion der Schadstoffe, die einerseits in die Nahrungskette und andererseits in das Trinkwasser gelangen kann.

Durch Messung der extrahierbaren Schwermetalle lässt sich dieser *State-Indikator* quantifizieren. Die extrahierbaren Schwermetalle wurden auf 562 der insgesamt 794 BDF (70%) untersucht. Von der Ad-hoc-AG-BDF LABO waren sie nur als ergänzende, aber nicht als obligatorische Messparameter empfohlen worden.

In den meisten Bundesländern wurde an den BDF die von der Ad-hoc-AG empfohlene Ammoniumnitrat-Extraktion angewandt. In Bayern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und beim UBA-Depositionsnetz wurden jedoch abweichende Analysemethoden einge-

setzt. Für diese abweichenden Methoden gibt es keine Umrechnungsmöglichkeiten in Ammoniumnitrat-extrahierbare Gehalte, weshalb die Daten dieser Länder nicht für einen länderübergreifenden Vergleich herangezogen werden können (vgl. Spatz, 2001).

3.3.3.3 Anteil der BDF-Standorte mit Überschreitung von Hintergrundwerten

Von der EUA wird die *Überschreitung durchschnittlicher Schwermetallgehalte im Boden (Anzahl der Standorte)* als ein State-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen angeführt (vgl. Huber et al., 2001)⁶⁴. Auf europäischer Ebene wurde allerdings ein solcher durchschnittlicher Schwermetallgehalt noch nicht definiert. Gemessene Schwermetallgehalte können grundsätzlich nur auf regional differenzierte Werte bezogen werden, welche die geogene, pedogene und ubiquitäre Verteilung der Stoffe berücksichtigen. Für Deutschland lässt sich dieser Indikatorenvorschlag daher nur in etwas abgewandelter Form, durch den *Anteil der BDF-Standorte mit Überschreitung von Hintergrundwerten (% der BDF)* realisieren.

Hintergrundwerte sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete *Hintergrundgehalte* eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Der *Hintergrundwert* leitet sich mittels der 50ger und 90ger Perzentile von *Hintergrundgehalten* ab. Er wird pro Bundesland getrennt für bestimmte Nutzungen, Substrat bzw. Bodenausgangsgestein sowie siedlungsstrukturelle Gebietstypen ermittelt.

Der Begriff *Hintergrundgehalt* wird gemäß der Definition der LABO (1995, 1998) verwendet als der Gehalt eines Bodens, der sich aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammensetzt. Der geogene Grundgehalt umfasst den Stoffbestand eines Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil), ggf. Vererzungen (chalkogener Anteil) und der durch pedogenistische Prozesse beeinflussten Umverteilung (Anreicherung) oder Verarmung) von Stoffen im Boden ergibt. (vgl. hierzu auch Utermann et al., 1999).

Die Datenbasis zu Hintergrundwerten

Die bundesweit und in den Ländern geltenden Hintergrundwerte zu Schwermetallen und organischen Schadstoffen sind von der LABO zusammengetragen und veröffentlicht (LABO 1998).

Die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten wurden von Utermann et al. (1999) basierend auf Informationen zum Bodenausgangsgestein (auf Grundlage der BÜK 1000), den Nutzungsarten Acker, Grünland oder

⁶⁴ Vgl. hierzu auch Anhang 4, Indikator Nr. 53.

Wald (auf Grundlage von CORINE Land Cover) sowie Analyseergebnissen von 17.000 Bodenproben und ca. 1.900 Bodenprofilen (Ergebnisse von Hindel et al., 1998) für Deutschland ermittelt. Diese Daten lassen sich als Referenzgröße verwenden. Die Schwermetallgehalte sind den Messungen der BDF (s.o.) zu entnehmen.

3.3.3.4 *Relative Abweichung gemessener Schwermetallgehalte vom Hintergrundwert*

Da sich Veränderungen in der Schadstoffsituation im Boden – bezüglich diffusem Eintrag und persistenten Stoffen – in relativ langen Zeiträumen abspielen werden sich voraussichtlich in kürzeren Zeiträumen keine Veränderungen des in Abschnitt 3.3.3.3 beschriebenen *State-Indikators Anteil der BDF-Standorte mit Überschreitung von Hintergrundwerten (% der BDF)* feststellen lassen.

Die *relative Abweichung gemessener Schwermetallgehalte an den BDF vom Hintergrundwert* ist daher hierzu ein alternativer *State-Indikator*, mit dem sich auch Veränderungen in kürzeren Zeitabständen beschreiben lassen.

3.3.3.5 *Organische Schadstoffgehalte im Boden*

Organische Schadstoffe werden in den Indikatorenvorschlägen der EUA sowie auch in anderen Indikatorenkonzepten zur Beschreibung von Bodenbelastungen durch stoffliche Bodenbelastungen nicht berücksichtigt. Von den untersuchten Indikatorenkonzepten finden sich dazu nur Vorschläge bei Radermacher et al. (1998).

Organische Schadstoffe sind auf organische Chemikalien zurückzuführen, die auf verschiedensten Wegen in die Umwelt gelangen und in zunehmendem Maße in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen nachgewiesen werden können (vgl. Scheffer/Schachtschabel et al., 1998).

Zur Beschreibung von Bodenbelastungen durch organische Stoffe werden von Radermacher et al. (1998) folgende Indikatoren angeführt:

- *Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in mg/kg Trockensubstanz Boden,*
- *Hexachlorbenzol (HCB) in µg/kg Trockensubstanz Boden,*
- *Hexachlorcyclohexan (HCH) in µg/kg Trockensubstanz Boden,*
- *Polychlorierte Biphenyle (PCB) in µg/kg Trockensubstanz Boden,*

- *Gehalt an Dioxinen / Furanen in $\mu\text{TEq/kg Trockensubstanz Boden}$.*

Die ersten vier genannten Indikatoren zeichnen sich, ähnlich wie Schwermetalle, durch eine besondere Langlebigkeit (Persistenz) und damit durch ein permanentes Anreicherungs- und Beeinträchtigungspotenzial aus (vgl. Radermacher et al., 1998). In der zeitlichen Erfassung der Indikatoren über mehrere Jahre ließe sich somit ein möglicher Akkumulationsprozess im Boden feststellen.

Wie auch bei den anorganischen Schadstoffen stellen die BDF eine geeignete Datengrundlage für die Quantifizierung von Indikatoren zu organischen Schadstoffen dar.⁶⁵ PAK, HCB und PCB werden zwar auch im Rahmen der Umweltprobenbank in Regenwurmproben untersucht (vgl. Umweltbundesamt, 1999). Diese Daten stellen jedoch keine ausreichend repräsentative Grundlage für ein nationales Indikatorensystem dar (vgl. Abschnitt 3.3.3.1).

Die Stoffe PAK, HCB, HCH und PCB wurden von der Ad-hoc-AG-BDF LABO als obligatorisch zu erhebende Parameter empfohlen und wurden auch an den meisten BDF untersucht. Nachteilig für einen länderübergreifende Auswertung wirkt sich jedoch aus, dass von den Bundesländern an den BDF verschiedene Analysemethoden für die Bestimmung organischer Schadstoffe angewandt werden (vgl. Spatz, 2001).

In den meisten Bundesländern wurde bisher nur die Erstbeprobung der BDF durchgeführt (vgl. Spatz, 2001), so dass derzeit noch keine Analysen zu Veränderungen der Bodenbelastung durch organische Schadstoffe durchgeführt werden können.

Die Intervalle der Wiederholungsbeprobung werden in den Vorgaben der LABO-ad hoc AG BDF für die organischen Parameter in der Regel mit > 5 Jahren bzw. ereignisbedingt angegeben. Die Angaben der Bundesländer schwanken zwischen 3 Jahren (Baden-Württemberg, Intensiv-BDF) und 10 Jahren bzw. auch ereignisbedingt (vgl. Spatz, 2001).

Zusammenfassend lässt sich daher für die Realisierung von Indikatoren zum PAK-, HCB-, HCH- und PCB-Gehalt im Boden sagen, dass eine länderübergreifende Auswertung, aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden in den Bundesländern zum jetzigen Zeitpunkt noch erschwert ist und dass mittelfristig auf eine Harmonisierung hingearbeitet werden sollte.

Eine Realisierung des Indikators *Dioxine / Furane ($\mu\text{TEq/kg Trockensubstanz Boden}$)* aus dem Datenbestand der BDF ist nur mit größeren Einschränkungen möglich, da Dioxine/Furane nicht zu den obligatorisch zu erhebenden Parametern an den BDF gehören und infolgedessen auch nur an 330 der insgesamt 794 BDF gemessen werden (vgl. Spatz, 2001). Hier

⁶⁵ Die Verteilung und Repräsentativität der BDF in Deutschland wurde bereits in Abschnitt 3.3.3.1 erläutert und soll an dieser Stelle nicht wiederholt werden.

steht jedoch seit kurzem die Datenbasis des Dioxinberichtes des Bundes und der Länder zur Verfügung (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Dioxine, 2002).

Zu organischen Schadstoffen ist in den einzelnen Bundesländern auch eine erhebliche Zahl von Hintergrundgehalten zu organischen Schadstoffen erhoben und zu Hintergrundwerten aggregiert worden (LABO, 1998), die wie oben beschrieben als Referenzwerte dienen können.

3.3.3.6 Mineralischer Stickstoffgehalt (NO_3 und NH_4) im Boden

Die Bestimmung des N_{min} -Gehaltes von Böden (in mg $NO_3 + NH_4$ pro 100 g Boden) bietet sich als ein möglicher Indikator zur Beschreibung von Bodeneutrophierung an. Nach §4 der DVO sind Landwirte im Rahmen der Düngungsbedarfsermittlung auch zur schlagbezogenen Ermittlung der im Boden verfügbaren Stickstoffmengen (N_{min} -Gehalt) verpflichtet. Laut DVO muss der N_{min} -Gehalt auf jedem Schlag oder jeder Bewirtschaftungseinheit für den Zeitpunkt der Düngung, mindestens aber jährlich ermittelt werden (vgl. DVO, §4 (2)).

Die Ergebnisse der N_{min} -Untersuchungen gemäß der DVO lassen sich bisher jedoch noch nicht für ein nationales Indikatorensystem nutzen, weil es keine rechtliche Grundlage zur systematischen Erfassung und regionalen Aggregation der Daten gibt. Auch für diesen Indikator lässt sich die Datenbasis der BDF heranziehen.

3.3.4 Emissionen und toxische Wirkungen als Folge stofflicher Bodenbelastungen

Bodeneutrophierung durch Stickstoff hat v.a. Nitratauswaschungen ins Grundwasser sowie Lachgasemissionen in die Luft zur Folge. Während der negative *Impact* von Nitrat die Verschmutzung von Trinkwasser ist, fördert Lachgas den Treibhauseffekt.

Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft sind für die Beschreibung des *Impact* stofflicher Bodenbelastungen nicht von Bedeutung. Sie entstehen v.a. bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger und sind daher im Gegensatz zu Nitratauswaschungen und Lachgasemissionen keine Folge von Bodeneutrophierung.

Anorganische und organische Schadstoffe haben negative Auswirkungen auf die Umwelt, indem sie einerseits in die Nahrungskette und andererseits in das Trinkwasser gelangen und auf diesen beiden Wegen toxisch auf Pflanzen, Tiere und Menschen wirken können.

Übersicht 11 gibt einen Überblick zu möglichen *Impact*-Indikatoren für diese beiden Themenbereiche, die in den folgenden Unterabschnitten

3.3.4.1 bis 3.3.4.3 in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit diskutiert werden.

Übersicht 11: Mögliche *Impact*-Indikatoren für den Problembereich *Stoffliche Bodenbelastungen*

Thema	Indikatoren
N-Emissionen in Grundwasser und Atmosphäre	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrat-Emissionen ins Grundwasser (kg NO₃ /ha * a) • Lachgas-Emissionen in die Atmosphäre (% der N-Bilanzsalden)
Toxische Wirkungen von anorganischen und organischen Schadstoffen	<ul style="list-style-type: none"> • Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose

3.3.4.1 Nitrat-Emissionen ins Grundwasser

Die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser werden nicht nur vom Nährstoffüberangebot, sondern durch verschiedene weitere Einflussfaktoren, wie z.B. den physikalischen, chemischen und biologischen Eigenchaften des Bodens, beeinflusst. Hinzu kommen klimatische Faktoren, wie Niederschlag, und Temperatur. Aufgrund dieser komplexen Wirkungszusammenhänge lässt sich der *Impact*, der Nitrat-Auswaschung ins Grundwasser, schwer quantifizieren.

Mit Hilfe des Agrarsektormodells *RAUMIS*⁶⁶ wurde ausgehend von den regionsspezifisch ermittelten Stickstoffüberschüssen und der Annahme einer 50 %igen Denitrifikation, eine Methode zur Ermittlung der *hypothetischen Nitratkonzentrationen (in mg NO₃/l) im neugebildeten Grundwasser* entwickelt (vgl. Weingarten, 1996). Ergebnisse liegen hierzu auf der Ebene der Landkreise für das Jahr 1991 sowie eine Vorausberechnung für das Jahr 2005 vor.

Die Verwendung dieser Ergebnisse für ein nationales Indikatorensystem ist mit der Einschränkung verbunden, dass bisher nur die *hypothetischen Nitratkonzentrationen im neugebildeten Grundwasser* für die Landkreise der alten Bundesländer ermittelt wurden (vgl. Weingarten, 1996).

3.3.4.2 Lachgasemissionen in die Luft

Lachgasemissionen sind zumeist weniger Folge von Bodeneutrophierung und werden mehr von Standorteigenschaften beeinflusst. Sie sind daher als *Impact*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen weniger relevant als Nitraauswaschungen ins Grundwasser.

Lachgasemissionen sind v.a. von der Wassersättigung des Bodens und dem damit verbundenen Sauerstoffgehalt des Bodens abhängig. Durch das

⁶⁶ Vgl. hierzu auch Abschnitt 3.3.2.5

Fehlen von Sauerstoff im Boden werden die Redoxreaktionen von Nitrat zu Lachgas durch Bodenorganismen gefördert (vgl. Scheffer/Schachtschabel et al., 1998).

Zu N-Emissionen als Lachgas in die Luft, als Resultat von N-Bodeneutrophierung, liegen bisher keine deutschlandweiten Untersuchungsergebnisse vor, die sich für ein nationales Indikatorensystem nutzen ließen.

Vom *Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen* (IPCC) der UN werden zwar Lachgasemissionen von durchschnittlich 1,25% des Mineraldüngereinsatzes angegeben, die jedoch je nach Boden- und Klimabedingungen zwischen 0,25% und 2,25% schwanken können. Für ein deutschlandweites und regional differenziertes nationales Indikatorensystem müssten daher noch Standorteigenschaften Berücksichtigung finden.

3.3.4.3 Vergleich vorhergesagter mit real am Standort vorkommender Biozönose

Die Wirkungszusammenhänge von Schadstoffen im Boden sind sehr komplex. Vor diesem Hintergrund gibt es Ansätze, die Wirkungen von Schadstoffen anhand von Schlüsselindikatoren zu dokumentieren. Von der EUA wird in diesem Zusammenhang das *veränderte Vorkommen von Zeigerorganismen im Boden (%)* vorgeschlagen (vgl. Huber et al., 2001).

Die Verwendung von Schlüsselindikatoren gestaltet sich in der Praxis jedoch als schwierig, da mit keiner einzelnen Organismengruppe die grosse Vielzahl natürlicher Böden abgedeckt werden kann. Zielführender sind Ansätze bei der ganze Biozönosen berücksichtigt werden. Dieser Ansatz wird bei der *Bodenbiologischen Standortklassifikation* (BBSK) verfolgt (vgl. Römbke & Dreher, 2000).

Die zentrale Idee des BBSK-Konzept ist die Beurteilung eines Standortes durch einen *Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose*. Mittelfristig soll das BBSK in der Lage sein, durch einen Erwartungs-/Istwert-Vergleich Aussagen zu anthropogenen Bodenbelastungen geben zu können (Römbke & Dreher, 2000). Es stellt daher einen relevanten *Impact*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen durch anorganische und organische Schadstoffe dar.

Für die Realisierung dieses Indikators muss jedoch zunächst das Vorkommen der jeweiligen Biozönose eines Standortes durch bekannte abiotische und biotische Faktoren determiniert werden. Im Rahmen eines F+E-Vorhabens des UBA wurden erste Ansätze einer BBSK für Deutschland erarbeitet (vgl. Römbke & Dreher, 2000). Die BBSK sollte dabei mithilfe der BÜK 1000 (in digitaler Form) in Verbindung mit der digitalen Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes erarbeitet werden. Dies sind die derzeit einzigen deutschlandweit zur Verfügung stehenden relevanten

Datengrundlagen. In dem F+E-Vorhaben konnte jedoch mit diesen Datengrundlagen allein keine deutschlandweite bodenbiologische Standorttypenklassifikation erstellt werden (Römbke & Dreher, 2000). Weitere Forschung und Entwicklung ist noch notwendig, bevor die BBSK auch für ein nationales Indikatorensystem zur Bewertung von Beeinträchtigungen der Bodenqualität (z.B. durch Schwermetalle) genutzt werden kann.

3.3.5 Reduzierung stofflicher Bodenbelastungen

Als *Response*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen werden von der EUA die *Nationalen Ausgaben (EURO) für ökologischen Landbau* vorgeschlagen (vgl. Huber et al., 2001). Dieser Indikator wird von den Autoren dieses F+E-Vorhabens jedoch für nicht genügend aussagekräftig angesehen, weil die gezahlten Prämien in EURO pro Hektar ökologisch bewirtschafteter Fläche zwischen den Agrarumweltprogrammen der Bundesländer variieren. Aussagekräftiger ist der *Anteil der geförderten Ökolandbaufläche an der LF (%)*. Der Indikator ist damit begründet, dass im ökologischen Landbau der Einsatz von chemisch-synthetischen Mineraldünger und PSM sowie von Klärschlamm nicht erlaubt ist.

Die Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes stellt einen weiteren Maßnahmenbereich der Agrarumweltprogramme der Bundesländer dar. Die *Anzahl geförderter Großvieheinheiten (GVE)* ist somit ein weiterer relevanter *Response*-Indikator, der Veränderungen im Wirtschaftsdüngeranfall quantifiziert.

Beide *Response*-Indikatoren (vgl. Übersicht 12) werden in den beiden Unterabschnitten 3.3.5.1 und 3.3.5.2 in ihrer Relevanz und Datenverfügbarkeit diskutiert.

Übersicht 12: Mögliche *Response*-Indikatoren für den Problembereich *Stoffliche Bodenbelastungen*

Thema	Indikatoren
Mineraldünger/PSM/Klärschlamm	<ul style="list-style-type: none">• Geförderte Ökolandbaufläche (% der LF)
Wirtschaftsdünger	<ul style="list-style-type: none">• Geförderte Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes (GVE)

3.3.5.1 Geförderte Ökolandbaufläche

Die Förderung des ökologischen Landbaus ist in Deutschland Gegenstand der Agrarumweltprogramme aller 16 Bundesländer.⁶⁷ Der ökologische Landbau gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 untersagt den Ein-

⁶⁷ Die rechtliche Grundlage und Ausgestaltung der Agrarumweltprogramme in Deutschland wurde bereits in Abschnitt 3.1.5 beschrieben.

satz von chemisch-synthetischen PSM und Düngemitteln. Die *geförderte Fläche mit ökologischen Anbauverfahren* stellt daher einen relevanten Response-Indikator zur Reduzierung landwirtschaftsbedingter stofflicher Bodenbelastungen dar und soll im folgenden in ihrer Datenverfügbarkeit diskutiert werden:

Die Europäische Kommission verpflichtet die Bundesländer nach Abschluss eines jeden Kalenderjahres zu einer umfassenden und kontinuierlichen Ermittlung und Zusammenfassung von Daten zur Dokumentation der aus dem EAGFL kofinanzierten Agrarumweltmaßnahmen (vgl. Abschnitt 3.1.5.6). Der Europäischen Kommission sind differenziert nach Maßnahmengruppen die Anzahl geförderter Projekte sowie Ergebnisindikatoren (z.B. bei flächenbezogenen Maßnahmen die geförderte Fläche in Hektar) mitzuteilen. Die Ergebnisindikatoren werden vom BMVEL bei den Bundesländern differenziert nach 13 Maßnahmengruppen kontinuierlich abgefragt und an die Europäische Kommission weitergeleitet (vgl. Abschnitt 3.1.5.6, Abbildung 3). *Ökologische Anbauverfahren* stellen einen eigenen Maßnahmenbereich dar. Demzufolge liegen für Gesamtdeutschland jährlich Daten zur geförderten Ökolandbaufläche (Hektar) vor, aus denen sich der Indikator quantifizieren lässt.

Die offiziell veröffentlichten Daten liefern jedoch nur aggregierte Informationen für die Bundesländer. Für eine regional differenziertere Quantifizierung müsste daher eine Datenanfrage bei den Bundesländern erfolgen.

3.3.5.2 Geförderte Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes

Die *Verringerung der Rinder- und Schafbestandes* stellt ebenfalls eine der 13 Maßnahmengruppen des BMVEL dar (vgl. Abschnitt 3.1.5.6, Abbildung 3). Auch hier liegen für Gesamtdeutschland jährlich Daten vor, die für den Response-Indikator *Anzahl geförderter Großvieheinheiten (GVE) zur Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes* genutzt werden können (vgl. Abschnitt 3.3.5.1).

Es handelt sich dabei aber um einen Response-Indikator mit beschränkter Aussagekraft für die Reduzierung des Wirtschaftsdüngereinsatzes. Die Reduzierung landwirtschaftlicher Nutztiere, wie Schweine und Geflügel, ist nämlich nicht Gegenstand der Agrarumweltprogramme.

4 Schlussfolgerungen zu relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden Indikatoren

Nach Prüfung verschiedener Indikatorenvorschläge zur Beschreibung der Wirkungszusammenhänge für die Problembereiche *Bodenerosion*, *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* sowie *Stoffliche Bodenbelastungen*, konnte eine beschränkte Anzahl relevanter Indikatoren identifiziert werden, die sich kurzfristig deutschlandweit mit Daten unterlegen lassen und eine Zuarbeit zu europäischen Indikatorensystemen und zur nationalen Berichterstattung ermöglichen. Diese Indikatoren sollen in diesem Kapitel noch einmal gesondert angesprochen werden.

4.1 Bodenerosion

Driving Forces-Indikatoren

Bodenerosion ist ein weitestgehend natürlicher Prozess, wird aber auch stark durch die landwirtschaftliche Bodennutzung beeinflusst. Die Bodenbedeckung und -bearbeitung und die Größe der Ackerschläge sind dabei wichtige Einflussfaktoren.

Allein die Bodenbedeckung und -bearbeitung lässt sich mithilfe eines *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex* kurzfristig beschreiben. Er setzt sich aus den landwirtschaftlichen Bodennutzungsdaten (Bodenutzungshaupterhebung) und Kennwerten zum Bodenbedeckungs- und bearbeitungsfaktor (C-Faktor der ABAG) zusammen (vgl. Abschnitt 3.1.2.2).

State-Indikatoren

Die *Tatsächliche Bodenerosionsgefährdung* ($t/ha*a$) ist die rechnerische Vorhersage von Bodenerosion durch Wasser mithilfe der ABAG. Deutschlandweit lässt sich dieser *State-Indikator* erst kurz- bis mittelfristig realisieren. Von der BGR liegt eine Karte (1:1 Mio.) zur Identifikation von Standorten mit Bodenerosionsgefährdung unter mehr oder weniger unveränderlichen Standortfaktoren (Niederschlag, Bodenbeschaffenheit, Topographie) vor (*Potenzielle Bodenerosionsgefährdung*). Für die Ermittlung der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* müssen jedoch noch die anthropogenen Einflussfaktoren integriert werden.

Aufgrund der derzeit laufenden Arbeiten zur deutschlandweiten Bestimmung regional typischer Fruchtfolgen, sind kurz- bis mittelfristig jedoch Ergebnisse zum Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor) zu erwarten. Auch lassen sich aus Umsetzungsdaten der Agrarumweltprogramme (geförderte Fläche) der Bundesländer ergänzende Informationen

Schlussfolgerungen zu relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden Indikatoren

zur Bodenbedeckung und –bearbeitung (C-Faktor) sowie zu Erosionsschutzmaßnahmen gewinnen. Kurz- bis mittelfristig sollte daher die Darstellung der *tatsächliche Bodenerosionsgefährdung* in Karten für Deutschland ebenfalls möglich sein.

Impact-Indikatoren

Off-Site-Schäden der Bodenerosion durch Wasser, in Form von Sedimentfrachten in benachbarte Kompartimente und Oberflächengewässer, lassen sich bisher noch nicht mit geeigneten Indikatoren beschreiben.

Methodische Ansätze, bei denen Sedimentablagerungen in Oberflächengewässern gemessen werden, eignen sich weniger, da nicht auf ihre landwirtschaftliche Herkunft und die Größe der Einzugsgebietes geschlossen werden kann. Alternativ bieten sich modellbasierte Kalkulationen von Sedimentausträgen von Ackerflächen an. Die Methoden sind aber noch nicht so weit ausgereift, um als *Impact-Indikatoren* verwendet werden zu können (vgl. Abschnitt 3.1.4.2).

Response-Indikatoren

Der Anteil an *erosionsgefährdeten Flächen, auf den Erosionsschutzmaßnahmen erfolgen (%)*, lässt sich kurz- bis mittelfristig als *Response-Indikator* für Bodenerosion realisieren. Hierzu muss aber zunächst eine gezielte Datenanfrage zu den Vertragsflächen mit Erosionsschutzmaßnahmen bei den sechzehn Bundesländern erfolgen (vgl. Abschnitt 3.1.5.6). Auf Bundesebene werden vom BMVEL zwar aggregierte Informationen zur Flächenwirksamkeit von Agrarumweltprogrammen in den 16 Bundesländern veröffentlicht. Diese Daten weisen jedoch nicht explizit die geförderten Flächen für Erosionsschutzmaßnahmen aus und sind für diesen Indikator daher nicht geeignet.

Mittelfristig, d.h. ab 2004, wird sich der Indikator auch ohne gesonderte Anfrage bei den Bundesländern realisieren lassen. Dann müssen nach den Vorgaben der EU bei der Evaluierung der Agrarumweltprogramme der Bundesländer auch Informationen (Anzahl und Hektar) zu den landwirtschaftlichen Flächen für die Maßnahmen geliefert werden, die zum Schutz vor Bodenerosion oder zur Verringerung der Bodenerosion vereinbart sind. Die Halbzeitevaluierungen sind bis Dezember 2003 in Verantwortung der Bundesländer durchzuführen, so dass bis dahin auch entsprechende Ergebnisse zu erwarten sind. Weitere Ergebnisse werden mit der Ex-Post-Evaluation der Agrarumweltprogramme im Jahre 2006 vorliegen.

4.2 Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Driving Forces-Indikatoren

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr ist v.a. durch wachsende individuelle Raumnutzungsansprüche der Bevölkerung geprägt. Sie schreitet durch die Siedlungsflächenentwicklung in suburbanen Räumen voran. Diese Entwicklung lässt sich mithilfe von vier verschiedenen *Driving Forces*-Indikatoren beschreiben, die sich deutschlandweit mit regional differenzierten Daten realisieren lassen (vgl. Abschnitt 3.2.2).

Am aussagekräftigsten von diesen vier *Driving Forces*-Indikatoren sind die *Siedlungsdichte* (*Einwohner pro km² Siedlungs- und Verkehrsfläche*) und der *Suburbanisierungsgrad* (*Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum im Verhältnis zur Kernstadt*).

Die *Bevölkerungsdichte* (*Einwohner pro km²*) würde sich nur als Ersatzindikator für die *Siedlungsdichte* anbieten, wenn für diese keine Daten vorliegen würden. Ansonsten ist dieser Indikator aber im Vergleich zur *Siedlungsdichte* weniger aussagekräftig, da er sich sowohl auf Verdichtungsgebiete als auch ländliche Gebiete als Referenzfläche bezieht und die Landnutzungsintensität in suburbanen Gebieten weniger deutlich wird.

Der *Wohnflächenbedarf* (*Wohnfläche pro Einwohner*) ist in seiner Aussagekraft ebenfalls eingeschränkt, da sich dieser *Driving Forces*-Indikator aus Daten zusammensetzt, die keine Aussagen zur Haushaltsgrößenstruktur zulassen, was jedoch für die Beschreibung individueller Raumnutzungsansprüche von zentraler Bedeutung ist.

State-Indikatoren

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr lässt sich mit Hilfe der Flächenstatistik des Bundes und der Länder und dem *State-Indikator Siedlungs- und Verkehrsfläche (in Hektar)* kurzfristig quantifizieren, wird bereits regelmäßig von der BBR veröffentlicht und als Indikator auf Bundesebene verwendet. Eine Verschärfung oder Entschärfung der Situation lässt sich als Trendaussage mit dem Indikator *Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag (ha/Tag)* beschreiben, was die Datenlage in Deutschland ebenfalls erlaubt.

Für europaweite Vergleiche der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr bietet sich der Indikator *Bebaute Flächen (% der Gesamtfläche)* an. *Bebaute Flächen* stellen eine eigene Nomenklatur des europaweiten CORINE Land Cover-Projektes dar. Bisher wurde die Flächenbedeckung in Deutschland im Rahmen von CORINE Land Cover jedoch nur einmal, und zwar für das Jahr 1992 erhoben. Dabei wurden Datenquellen der Jahre 1989 bis 1992 ausgewertet (vgl. Abschnitt 3.2.3.2).

Schlussfolgerungen zu relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden Indikatoren

Das Ausmaß der realen Bodenversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsfläche lässt sich deutschlandweit noch nicht mit adäquaten Indikatoren beschreiben. Hier besteht zunächst noch weiterer Forschungsbedarf, Informationen der Flächenstatistik weiter zu analysieren, bzw. mit Daten der Fernerkundung zu verschneiden, bevor mittelfristig die *Bodenversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsfläche (%)* als weiterer State-Indikator realisiert werden kann.

Impact-Indikatoren

Die Umweltwirkungen der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr sind vielfältig. Bisher lassen sich diese vielfältigen Umweltwirkungen jedoch nicht mit geeigneten Impact-Indikatoren beschreiben. Indikatorenvorschläge, die an der Schadenseite z.B. beim veränderten Wasserregime ansetzen, wie beispielsweise der Anzahl von bedeutenden Überschwemmungen und Erdrutschen sind nicht genügend aussagekräftig, weil sich mit ihnen keine eindeutigen kausalen Wirkungszusammenhänge zur Bodenversiegelung bzw. Flächeninanspruchnahme herstellen lassen (vgl. Abschnitt 3.2.4).

Ein anderer Ansatz, bei dem die ökologischen Auswirkungen verschiedener Bodenbedeckungsarten von Siedlungs- und Verkehrsflächen mit einem ÖKO-Wert als relativem Index beschrieben werden, ist mit erheblichen Datenrecherchen zur Art der Bodenbedeckung verbunden und daher für ein deutschlandweites Indikatorensystem noch nicht geeignet.

Response-Indikatoren

Um dem starken Zuwachs der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr einzuschränken, muss v.a. der Suburbanisierung durch die Stärkung von Innenstädten und Stadtteilzentren entgegengewirkt werden. Ein möglicher Indikator dafür wäre die *Wiedernutzung von aufgegebenen Siedlungsflächen (Brachflächenrecycling)*. Die dafür erforderlichen Daten müssten aber in aufwendigen Verfahren aus Infrastruktur- und Landnutzungsplänen entnommen werden und bietet sich daher nicht für ein flächendeckendes Indikatorensystem an, sondern sollten mit regionalen Schwerpunkten ermittelt werden.

Den derzeit einzigen deutschlandweit zu realisierenden Response-Indikator stellt der *Zielerreichungsgrad von höchstzulässigen Zuwachsräten für Siedlung und Verkehr (Soll-Ist-Vergleich)* dar. Er wird bereits im Rahmen des *Umwelt-Barometers* realisiert. Dort wird der Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag im Jahresmittel bestimmt und dem erklärten Ziel der Bundesregierung für das Jahr 2020, von 30 ha Zuwachs pro Tag, gegenübergestellt (vgl. Abschnitt 3.2.5).

4.3 Stoffliche Bodenbelastungen

Driving Forces-Indikatoren

Als direkte Antriebs- und Belastungsfaktoren für stoffliche Bodenbelastungen sind Einträge aus der Luft sowie aus der Landwirtschaft zu nennen. In der Landwirtschaft sind die Eintragsquellen v.a. PSM, Düngemittel (Wirtschaftsdünger, Mineraldünger) und die Ausbringung von Klärschlamm.

Der in einschlägigen Indikatorenkonzepten am häufigsten verwendete *Driving Forces*-Indikator zur Beschreibung stofflicher Bodenbelastungen durch PSM ist der *Pflanzenschutzmitteleinsatz in kg pro Hektar und Jahr*. Dieser Indikator lässt sich aber nur mit Daten zum Verkauf von PSM quantifizieren und ist dadurch in seiner Aussagekraft eingeschränkt. Darüber hinaus lassen sich mit diesem Indikator keine Aussagen zu Risikominderungen auf die Umwelt treffen (vgl. Abschnitt 3.3.2.1).

Mithilfe eines Modells zur synoptischen Bewertung von PSM-Wirkstoffen hinsichtlich ihres Risikos für den Naturhaushalt, wird für Deutschland ein *Risikoindex* entwickelt und in periodischen Zeitabständen quantifiziert (vgl. Abschnitt 3.3.2.4). Der *Risikoindex* wird aus der Umweltverfügbarkeit von PSM (in Boden, Wasser und Luft) in Verbindung mit dem biologischen Risiko bestimmt. Ein IST-IST-Vergleich dieses *Driving Forces*-Indikators für verschiedene Jahre liefert Informationen, ob sich das Risiko von PSM für die Umwelt vergrößert oder verringert hat und lässt sich auch für die nationale Berichterstattung nutzen.

Die *durchschnittliche betriebliche Kulturrartendiversität in einer Wirtschaftsregion oder Bundesland (Anzahl der angebauten Ackerkulturen pro Betrieb und Jahr)* stellt einen relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden *Driving Forces*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen durch PSM dar (vgl. Abschnitt 3.3.2.3). Da der Indikator aus einzelbetrieblichen Daten hochaggregiert werden muss, eignen sich die Daten der Bodennutzungshaupterhebung des Bundes und der Länder, die auf Gemeindeebene veröffentlicht werden, hierfür nicht. Alternativ bieten sich die Daten aus dem Verwaltungs- und Kontrollsysteem INVEKOS an. Dies sind jedoch keine offiziell veröffentlichten statistischen Daten und müssen bei den Bundesländern direkt nachgefragt werden.

Die *N-Nährstoffbilanzen (kg/ha*a)* sind ein Indikator für die N-Überversorgung von Böden durch Düngemittel. Durch eine Überversorgung werden die Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften von Böden eingeschränkt, was zu schädlichen N-Emissionen in Grundwasser und Atmosphäre führt. Dieser *Driving Forces*-Indikator wird bereits deutschlandweit mit dem Agrarsektormodell *RAUMIS* nach dem *Flächenbilanz-*

Schlussfolgerungen zu relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden Indikatoren

konzept realisiert. Die N-Bilanzsaldos werden für die Ebene der Landkreise berechnet (vgl. Abschnitt 3.3.2.5).

Der Eintrag von Schwermetallen als Fracht stellt einen weiteren Belastungsfaktor für stoffliche Bodenbelastungen dar. Die Einträge erfolgen mit dem Düngemitteleinsatz (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger), durch die Aufbringung von Klärschlamm und durch luftgetragene Schadstoffe. Sie lassen sich durch den Indikator *Schwermetallfrachten* (*mg Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr / ha*) beschreiben. Eine regional differenzierte Darstellung dieses Indikators für die Landkreise ist kurzfristig nur mit Daten zum Klärschlamm- und Wirtschaftsdüngereinsatz möglich. Für den Mineraldüngereinsatz liegen bisher keine adäquaten Daten, v.a. nicht ausreichend regional differenziert, für Deutschland vor. Für die Klärschlammausbringung gibt es auf Bundesebene aggregierte Daten für die Berichterstattung im Rahmen der EU-Klärschlammrichtlinie. Die luftgetragene Schwermetalldeposition wird in Deutschland durch die UBA-Luftmessnetze sowie die Luftmessnetze der Bundesländer erfasst, ist aber bezüglich der Anteile der Tropckendeposition noch nicht ausreichend regional differenziert (vgl. Abschnitt 3.3.2.6). Hier besteht dringender Handlungsbedarf.

State-Indikatoren

Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle), organische Schadstoffe und Bodenversauerung sind die drei Hauptbereiche stofflicher Bodenbelastungen. Das F+E-Vorhaben konzentrierte sich bei der Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren nur auf die ersten beiden der genannten Bereiche (vgl. Abschnitt 3.3.3).

Von diesen beiden untersuchten Gruppen lassen sich deutschlandweit nur die anorganischen Schadstoffe mit *State-Indikatoren* beschreiben. *Schwermetallgehalte des Bodens* (*mg/kg Trockensubstanz Boden*) werden an den rund 800 Boden-Dauerbeobachtungsflächen mit dem Ziel der Trendanalyse gemessen. Bisher haben jedoch nur Erstbeprobungen an den BDF stattgefunden, weshalb sich dieser Indikator noch nicht im Zeitverlauf darstellen lässt (vgl. Abschnitt 3.3.3.1). Zu berücksichtigen ist hierbei auch, dass sich Schwermetallgehalte im Boden sehr langsam ändern.

Ein weiterer relevanter und kurzfristig zur realisierender *State-Indikator* ist die *Überschreitung von Hintergrundwerten für Schwermetalle an den BDF (% der BDF)*. Da sich Veränderungen in der Schadstoffsituation im Boden – bezüglich diffusem Eintrag und persistenten Stoffen – jedoch in relativ langen Zeiträumen abspielen, ist die *relative Abweichung der gemessenen Schwermetallgehalte vom Hintergrundwert* als *State-Indikator* evtl. eher geeignet, um Veränderungen zu erfassen (vgl. Abschnitte 3.3.3.3 und 3.3.3.4).

Schlussfolgerungen zu relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden Indikatoren

Neben anorganischen und organischen Schadstoffen stellt auch die Bodeneutrophierung eine Bodenbelastung dar, weil die Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften von Böden eingeschränkt werden, was erhöhte N-Emissionen in Grundwasser und Luft zur Folge haben kann.

Der N_{min} -Gehalt von Böden (in mg NO₃ + NH₄ pro 100 g Boden) wäre ein relevanter State-Indikator. Gemäß der DVO sind Landwirte in Deutschland jährlich zur schlagspezifischen Bestimmung des N_{min}-Gehaltes verpflichtet. Diese Ergebnisse lassen sich jedoch nicht für ein nationales Indikatorensystem nutzen, weil es keine rechtliche Grundlage zur systematischen Erfassung und regionalen Aggregation dieser Daten gibt.

Impact-Indikatoren

Als Impact-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen lassen sich kurz- bis mittelfristig nur die hypothetischen Nitratkonzentrationen (in mg NO₃/l) im neugebildeten Grundwasser für eine nationale Indikatorensystem realisieren. Mit Hilfe des Agrarsektormodells RAUMIS wurde dieser Indikator ausgehend von den regionsspezifisch ermittelten Stickstoffüberschüssen und der Annahme einer 50 %igen Denitrifikation, für das Jahr 1991 und in Vorausschau auf das Jahr 2005 quantifiziert. Ergebnisse liegen auf Ebene der Landkreise vor, jedoch nur für die alten Bundesländer. Mittelfristig sind jedoch auch Berechnungen für die neuen Bundesländer zu erwarten (vgl. Abschnitt 3.3.4.1).

Toxische Wirkungen, die von anorganischen und organischen Schadstoffen auf Bodenorganismen ausgehen können, lassen sich bisher noch nicht deutschlandweit mit Indikatoren beschreiben. Hier sind zunächst noch Forschungsergebnisse im Rahmen der Entwicklung Bodenbiologischer Standortskartierung (BBSK) abzuwarten, um durch einen Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose einen Indikator für Beeinträchtigungen der Bodenqualität zu bekommen (vgl. Abschnitt 3.3.4.3).

Response-Indikatoren

Als relevante und kurzfristig zu realisierende Response-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen lassen sich die geförderte Ökolandbaufläche (% der LF) sowie die geförderte Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes (GVE) anführen. Der Zuwachs an Ökolandbaufläche ist ein Indikator für die Reduzierung des chemisch-synthetischen Mineraldünger- und PSM-Einsatzes sowie des Klärschlammeneinsatzes (vgl. Abschnitt 3.3.5.1). Die Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes ist ein Indikator für die

Schlussfolgerungen zu relevanten und kurz- bis mittelfristig zu realisierenden Indikatoren

Reduzierung des Wirtschaftsdüngeranfalles und damit auch -einsatzes (vgl. Abschnitt 3.3.5.2).

Die erforderlichen Daten werden vom BMVEL jährlich, aggregiert für die Bundesländer, im Agrarbericht veröffentlicht. Für eine weitere regionale Differenzierung müsste eine zusätzliche Datenanfrage bei den Bundesländern erfolgen.

5 Zusammenfassung

5.1 Aufgaben und Zielsetzung des F+E-Vorhabens

Umweltindikatoren dienen der Darstellung der Umweltsituation, ihrer Gefährdung und möglicher Trends. Auf nationaler und internationaler Ebene wurden in den vergangenen Jahren verschiedene Indikatoren-Konzepte entwickelt. Das vorliegende F+E-Vorhaben konzentriert sich auf den Bodenschutz, dazu vorliegende Indikatorenvorschläge und die Frage der Operationalisierung.

Im Mittelpunkt stehen die Vorschläge der Europäischen Umweltagentur (EUA), d.h. des ehemaligen *European Topic Center of Soil* (ETC/S), heute *European Topic Center Terrestrial Environment* (ETC/TE) als nachgeordnete Institution der EUA, und die Problembereiche *Bodenerosion*, *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr*⁶⁸ und *stoffliche Bodenbelastungen* (vgl. Gentile, 1998; Huber et al., 2001). Diese drei Bereiche werden von der EUA (neben Altlasten) als Hauptprobleme für den Verlust von Boden und die Beeinträchtigung der Bodenfunktionen gesehen.

In der Untersuchung wird v.a. den folgenden drei Fragen nachgegangen:

1. Wo lassen sich Gemeinsamkeiten zwischen dem EUA-Konzept und anderen internationalen und nationalen Indikatoren-Konzepten feststellen und wie lassen sich die EUA-Indikatoren ggf. noch verbessern bzw. konkretisieren?
2. Welche bodenschutzrelevanten Daten sind zur Realisierung/Ableitung der verschiedenen Indikatoren erforderlich und wie sieht die Datenverfügbarkeit in Deutschland dazu aus?
3. Mit welchen der bearbeiteten Indikatoren aus dem internationalen Kontext ist aufgrund der Datenlage auch eine Zuarbeit zu nationaler Berichterstattung, wie den *Daten zur Umwelt* möglich?

Einschlägige internationale und nationale Indikatorenkonzepte orientieren sich bei der Strukturierung der Umweltinformationen v.a. an dem *DPSIR*-

⁶⁸ Die Indikatorenvorschläge der EUA (Huber et al., 2001) konzentrieren sich auf die Bodenversiegelung, die jedoch nur ein Teilproblem der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr darstellt. In dieser Untersuchung werden die Probleme der Flächeninanspruchnahme in ihrer Gesamtheit behandelt.

Konzept, bei dem nach Antriebs- (*Driving Forces*), Belastungs- (*Pressure*), Zustands- (*State*), Wirkungs- (*Impact*) und Handlungsindikatoren (*Response*) unterschieden wird. Dieser Struktur folgend werden in diesem F+E-Vorhaben die Möglichkeiten der Operationalisierung relevanter Indikatoren diskutiert. Es beinhaltet das Aufzeigen verfügbarer Datenquellen, der Erhebungsfrequenz sowie des räumlichen Bezugs (beispielsweise standort- bzw. punktbezogen oder für verschiedene administrative Gebietseinheiten).

Das DPSIR-Konzept hat jedoch auch seine methodischen Grenzen, worauf nach der Vorstellung der einschlägigen Indikatorenkonzepte ebenfalls eingegangen wird.

5.2 Einschlägige internationale Indikatorenkonzepte

Auf internationaler Ebene wurden von der OECD, den Vereinten Nationen, von EUROSTAT, der EUA und von der Europäischen Kommission verschiedene Indikatorenkonzepte entwickelt. Bodenschutzrelevante Fragestellungen und daher auch Indikatoren hatten dabei häufig nur eine untergeordnete Bedeutung und mussten in diesem F+E-Vorhaben zunächst identifiziert werden.

Von der **OECD** werden seit Anfang der 90er Jahre umfassende Arbeiten in Anlehnung an das DPSIR-Konzept⁶⁹ zu Umweltindikatoren durchgeführt. Landwirtschaft stellt einen eigenen Themenkomplex neben Themen wie Klimawandel, Ozonschicht, Luftqualität, Abfall, Fisch-, Wasser- und Waldressourcen sowie Artenvielfalt dar. Die für den Bereich Landwirtschaft entwickelten Umweltindikatoren sind die einzigen, die für den Bodenschutz relevant sind (vgl. OECD, 2001). Von Bedeutung sind die Indikatorenvorschläge der OECD für die Bereiche Bodenerosion und stoffliche Bodenbelastungen (vgl. Übersicht 13).

Die **Commission on Sustainable Development (CSD) der Vereinten Nationen** hat im Jahre 1996 einen Katalog von ursprünglich 134 Nachhaltigkeitsindikatoren entworfen, der nach verschiedenen Diskussionen und Testphasen⁷⁰ sich inzwischen auf 57 Indikatoren reduziert hat. Während im ersten Entwurf die Indikatorenvorschläge nach dem DPSIR-Konzept kategorisiert waren, sind die Indikatoren im jüngsten Entwurf nur noch nach verschiedenen Politikbereichen und Themen strukturiert (United Nations, 2001). *Boden* stellt einen eigenen Themenbereich des CSD-Konzepts dar. Dazu wurden zunächst zwei *Headline-Indikatoren* (*Änderung des Landzu-*

⁶⁹ Zunächst nur nach dem PSR-Konzept.

⁷⁰ Für Deutschland wurden diese Indikatoren vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) erprobt und es liegt hierzu ein Bericht der Bundesregierung vor (BMU, 2000)

standes und Veränderung der Landnutzung) vorgeschlagen, die in der Testphase vom BMU v.a. in Hinblick auf die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr spezifiziert und ergänzt wurden. Landwirtschaft stellte im ersten CSD-Entwurf noch einen eigenen Themenbereich dar, wurde aber im Zuge der Überarbeitung als Unterkategorie in den Themenbereich Boden integriert. Aus dem Bereich Landwirtschaft ließen sich v.a. relevante Indikatoren in Hinblick auf stoffliche Bodenbelastungen identifizieren (vgl. Übersicht 13).

Von **EUROSTAT** wurde in Zusammenarbeit mit der Europäischen Kommission (GD XI) ein europaweites Projekt zu Umweltindikatoren durchgeführt und 1999 abgeschlossen (EUROSTAT, 1999). Das Projekt konzentrierte sich allein auf *Pressure-Indikatoren*. Für insgesamt zehn Politikfelder wurden Indikatoren entwickelt. Als relevant für die Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz erwiesen sich v.a. Indikatoren aus folgenden drei Politikfeldern:

1. Verbrauch von Ressourcen mit der Unterkategorie Nährstoffbilanzen des Bodens,
2. Verbreitung toxischer Substanzen mit der Unterkategorie Pestizidverbrauch in der Landwirtschaft sowie
3. Städtische Umweltprobleme mit der Unterkategorie Landnutzung.

Indikatorenvorschläge der ersten beiden Politikfelder waren für den Bereich *stoffliche Bodenbelastungen* und aus dem Politikfeld *Städtische Umweltprobleme* für den Bereich *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* relevant (vgl. Übersicht 13).

Von der **EUA** wird seit 1999 ein regelmäßiger Indikatorenbericht (*Environmental Signals*) mit 13 Themenbereichen herausgegeben (EUA, 1999b, 2000). *Landwirtschaft* ist davon bislang der einzige Themenbereich mit relevanten Indikatoren für dieses F+E-Vorhaben, konkret für den Bereich *stoffliche Bodenbelastungen* (vgl. Übersicht 13).

Über die *Environmental Signals* hinaus werden derzeit von der EUA, d.h. vom ETC/TE Vorschläge für ein indikatorengestütztes Bodenmonitoring und –bewertungssystem entwickelt (Gentile, 1998; Huber et al., 2001). Die hier entwickelten Indikatorenvorschläge sind auch der Ausgangspunkt für dieses F+E-Vorhaben (s.o.).

Im Rahmen der Indikatorenarbeiten der **Europäischen Kommission, Generaldirektion Landwirtschaft** wurden keine neuen Indikatoren entwickelt. Es handelt sich dabei vielmehr um eine Überprüfung der Indikatorenkonzepte von OECD, EUROSTAT und EUA auf ihre Nutzbarkeit für die Integration von Umweltbelangen in die gemeinsame Agrarpolitik. Es

wurden Indikatoren selektiert, die das Verhältnis zwischen Landwirtschaft und Umwelt besonders gut wiedergeben und sich mit Daten realisieren lassen (vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000). Indikatorenvorschläge mit Relevanz für den Bodenschutz betreffen die Bereiche *Bodenerosion* sowie *stoffliche Bodenbelastungen* (vgl. Übersicht 13).

5.3 Einschlägige nationale Indikatorenkonzepte

Für Deutschland wurden die OECD-Indikatorenvorschläge und die CSD-Indikatoren bereits getestet und konkretisiert (Walz et al., 1997; BMU, 2000). Darüber hinaus wurden aber auch eigenständige bodenschutzrelevante Indikatorenkonzepte für Deutschland entwickelt. Hier sind die Arbeiten des Statistischen Bundesamtes, des BMU und des Instituts für Europäische Integrationsforschung e.V. zu nennen:

Vom **Statistischen Bundesamt** wurde ein Indikatorensystem für den Zustand der Umwelt in Deutschland entwickelt (Radermacher et al., 1998). Ein Element dieses Indikatorensystems ist das *Statistische Informationssystem zur Bodennutzung* (STABIS). STABIS war ursprünglich eingebettet in das europaweite Vorhaben CORINE Land Cover (CoORDination of INformation on the Environment), bei dem mit Hilfe von Satelliten-daten, Luftbildern und topographischen Karten die Bodenbedeckung in Deutschland bestimmt wurde. Nach dem Abschluss des CORINE-Programms wird STABIS nun in Verbindung mit dem EUA-Vorhaben EIONET (Environmental Information and Observation Network) fortgesetzt. Bodenschutzrelevante Daten lassen sich hieraus für die Bereiche *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* sowie *stoffliche Bodenbelastungen* verwenden (vgl. Übersicht 13).

Boden ist einer von sechs Umweltbereichen des *Umwelt-Barometers* des **BMU**. Als Schlüsselindikator für den Bereich Boden wird im *Umwelt-Barometer* der *Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag* quantifiziert, wobei das Ziel verfolgt wird, den Zuwachs von derzeit 129 ha pro Tag bis zum Jahre 2020 auf 30 ha pro Tag zu reduzieren.

Die nationale **Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung** nimmt ebenfalls Bezug auf den *Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag* als Indikator für den Flächenverbrauch.

Vom **Institut für Europäische Integrationsforschung e.V.** wurde ein Indikatorensystem zur Bewertung der ökologischen Leistungen und Lasten der Landwirtschaft entwickelt (Geier et al., 1999). Bodenschutzrelevante Indikatorenvorschläge betreffen die Bereiche *Bodenerosion* und *stoffliche Bodenbelastungen* (vgl. Übersicht 13).

Übersicht 13 gibt einen zusammenfassenden Überblick zur Relevanz bestehender Indikatorenkonzepte für die Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz. Daraus wird deutlich, dass sich fast

alle Arbeiten direkt oder indirekt mit dem Problembereich *stofflicher Bodenbelastungen* befassen. Die Problembereiche *Bodenerosion* und *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* werden hingegen nur in drei bzw. vier der insgesamt acht einschlägigen Konzepte berührt. Die bodenschutzrelevanten Indikatorenvorschläge konzentrieren sich v.a. auf die Bereiche *Driving Forces*, *Pressure* und *State*.

Übersicht 13: Relevanz internationaler und nationaler Indikatorenkonzepte für die Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz

	Einschlägige Indikatorenkonzepte	Bodenerosion	Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr	Stoffliche Bodenbelastungen
Internationale Konzepte	OECD			
	CSD			
	EUROSTAT			
	EUA (Environmental Signals)			
	Europäische Kommission			
Nationale Konzepte	Statistisches Bundesamt			
	Nachhaltigkeitsstrategie			
	BMU (Umwelt-Barometer)			
	Institut für Europäische Integrationsforschung e.V.			

Quelle: Eigene Zusammenstellung

5.4 Methodische Grenzen des DPSIR-Konzepts

Als problematisch hat sich in der Praxis, d.h. bei der Entwicklung von Indikatoren, eine eindeutige Klassifizierung nach den fünf DPSIR-Kategorien erwiesen. So war beispielsweise in vielen Fällen keine eindeutige Unterscheidung nach *Driving Forces* und *Pressure* möglich. Hinter Umweltbelastungen, die mit *Pressure*-Indikatoren beschrieben werden stehen in der Regel menschliche Aktivitäten, die durch *Driving Forces*-Indikatoren beschrieben werden. Eine klare Unterscheidung ist oftmals aber nicht möglich, da Umweltbelastungen (*Pressure*) fast immer anthropogenen Ursprungs (*Driving Forces*) sind.

Auch die Unterscheidung nach *State*- und *Impact*-Indikatoren gestaltet sich in der Praxis als schwierig. So ergibt sich die Kategorisierung immer aus dem Blickwinkel, aus dem der Umweltwirkungsprozess beurteilt wird. Bodenerosion in t pro Hektar und Jahr kann beispielsweise sowohl als ein Zustandsindikator (*State*) für den Verlust von wertvollem Bodenmaterial gesehen werden, andererseits aber auch als Belastungsindikator, d.h. *Impact*.

pact-Indikator, für die Beeinträchtigung von Gewässern, in die erodierte Material eingeschwemmt wird.

Der Verlust von Boden und die Beeinträchtigung der Bodenfunktionen beruht oftmals auf komplexen Wirkungszusammenhängen, die sich nicht auf einfache Ursache-Wirkungs-Schemen reduzieren lassen. Die Untersuchung ergab beispielsweise, dass sich für alle drei untersuchten Problemberiche des Bodenschutzes (Bodenerosion, Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr, Stoffliche Bodenbelastungen) keine aussagekräftigen bzw. ausreichend wissenschaftlich fundierten *Impact*-Indikatoren finden lassen, die dieser Komplexität ausreichend Rechnung tragen.

5.4.1 Das Fehlen normativer Indikatoren

Das DPSIR-Konzept dient v.a. der Beschreibung kausaler Wirkungszusammenhänge in der Umwelt, um daraus geeignete politische Maßnahmen abzuleiten. Dabei überwiegen *deskriptive* Indikatoren. Für die Bewertung bzw. Erfolgskontrolle einer nachhaltigen Entwicklung sind jedoch *normative* Indikatoren notwendig. Dies sind Indikatoren, die neben der deskriptiven Darstellung einer Umweltsituation auch eine entsprechende Zielgröße, ein sogenanntes *Umweltqualitätsziel*, enthalten.

Normative Indikatoren für den Bodenschutz lassen sich schwer realisieren, da sich aufgrund der Multifunktionalität von Böden kein eindeutiges Qualitätsziel definieren lässt. Je nach Bodenfunktion werden unterschiedliche Anforderungen an die biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens und somit die Bodenqualität gestellt.

Die Anzahl der Bodenqualitätsziele nimmt mit wachsender Aggregationsebene (z.B. für Bundesländer, Deutschland oder die EU) zu. Dies ist sicherlich auch ein Grund für das Fehlen normativer Indikatoren in einschlägigen nationalen und internationalen Indikatorenkonzepten. Auf europäischer Ebene kommt erschwerend hinzu, dass es bisher noch keine europäische Rahmengesetzgebung im Bereich Boden gibt und damit auch einheitliche Grenzwerte fehlen.

Als einen der wenigen deutschlandweiten normativen Indikatoren für den Bodenschutz ist das Ziel des BMU zu nennen, den Zuwachs an Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland von derzeit 129 ha pro Tag bis zum Jahre 2020 auf 30 ha pro Tag zu reduzieren (Umwelt-Barometer).

5.5 Relevante Indikatoren

Nach Prüfung verschiedener Indikatorenvorschläge zur Beschreibung der Wirkungszusammenhänge für die Problembereiche *Bodenerosion*, *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* und *Stoffliche Bodenbelastungen* konnte eine beschränkte Anzahl relevanter Indikatoren identifi-

ziert werden, die sich in einigen Fällen auch deutschlandweit mit Daten unterlegen lassen und somit die Zuarbeit für eine nationale Berichterstattung ermöglichen. Relevante Indikatoren, die sich kurz- bzw. mittelfristig realisieren lassen, sind in den Übersichten 14 bis 16 dunkel markiert.

In den Übersichten 14 bis 16 aufgeführt, aber nicht dunkel markiert sind darüber hinaus

- Indikatoren, die zwar relevant, sich jedoch (noch) nicht für ein deutschlandweites Indikatorensystem mit Daten quantifizieren lassen.
- Indikatoren, die sich erst mittel- bis langfristig als relevant erweisen könnten, deren Aussagekraft aber erst noch mit Forschungsergebnissen belegt und die möglicherweise auch noch modifiziert werden müssen.

5.5.1 Bodenerosion⁷¹

5.5.1.1 Driving Forces-Indikatoren für Bodenerosion

Von verschiedenen Antriebs- und Belastungsfaktoren, welche Bodenerosion beeinflussen, lässt sich der Einfluss der Bodenbedeckung mithilfe des *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex* beschreiben. Dieser *Driving Forces*-Indikator setzt sich aus landwirtschaftlichen Bodennutzungsdaten und Kennwerten zum Bodenbedeckungs- und bearbeitungsfaktor (C-Faktor der ABAG) zusammen.

Als Datengrundlage dient die Bodennutzungshauptherhebung des Bundes und der Länder. Auf Ebene der Gemeinden werden die Flächennutzungsdaten für Dauergrünland und Ackerland im vierjährigen Turnus veröffentlicht, wobei das Ackerland noch weiter nach angebauten Kulturarten differenziert ist.

Bodenbedeckungsdaten aus dem europäischen CORINE Land Cover Projekt eignen sich weniger für diesen Indikator, da das Ackerland hier nicht weiter nach Kulturarten aufgegliedert ist. Gegen einen solchen Indikator spricht außerdem, dass die Bodenbedeckungsdaten erst einmal, im Jahre 1992, erhoben wurden und daher derzeit noch keine zeitlichen Entwicklungstrends zulassen.

⁷¹ Bodenerosionsprozesse (On-Site) und mögliche Indikatoren zu ihrer Beschreibung werden derzeit in einem parallel laufenden F+E-Vorhaben des UBA - *Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion - Testphase* (FKZ 200 12 118)- behandelt. Das vorliegende Vorhaben konzentrierte sich daher v.a. auf Wassererosion und die Bereiche *Driving Forces, Impact* und *Response*.

Von großer Bedeutung für eine Verbesserung der Aussagekraft des *Bodenbedeckungs- und bearbeitungsindex* sind die zu erwartenden Ergebnisse eines zur Zeit parallel laufenden F+E-Vorhaben des UBA.⁷² In diesem F+E-Vorhaben sollen regional typische Fruchtfolgen auf Ebene der Landkreise für Deutschland dargestellt werden.

5.5.1.2 State-Indikatoren für Bodenerosion

Die *Tatsächliche Bodenerosionsgefährdung* ($t/ha*a$) ist die rechnerische Vorhersage von Bodenerosion durch Wasser mithilfe der ABAG (Überarbeitung der USLE durch Schwertmann et al 1990 für mitteleuropäische Böden). Deutschlandweit lässt sich dieser *State-Indikator* erst kurz- bis mittelfristig realisieren.

Zur flächendifferenzierten Identifikation der Erosionsdisposition in Deutschland, wurde von der BGR eine Karte im Maßstabe 1:1 Mio. entwickelt. Sie beruht auf den gegebenen standörtlichen Einflussfaktoren (Niederschlag, Bodenbeschaffenheit, Topographie, Hauptnutzungstypen) und die Erosionsdisposition wird sich im Zeitverlauf nur wenig verändern. Die Karte dient daher der Beschreibung einer Referenzsituation. Für die Beschreibung der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* sind die anthropogenen Einflussfaktoren (Bodenbedeckung und –bearbeitung sowie Erosionsschutzmaßnahmen) zu integrieren.

Aufgrund der derzeit laufenden Arbeiten zur deutschlandweiten Bestimmung regional typischer Fruchtfolgen, sind kurz- bis mittelfristig Ergebnisse zur Bodenbedeckung und -bearbeitung (C-Faktor der ABAG) zu erwarten. Aus den Umsetzungsdaten der Agrarumweltprogramme (geförderte Fläche) der Bundesländer lassen sich weitere Informationen zum C-Faktor sowie zu Erosionsschutzmaßnahmen (P-Faktor der ABAG) gewinnen. Kurz- bis mittelfristig müsste daher die Darstellung der *tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung* mit Karten für Deutschland ebenfalls möglich sein.

5.5.1.3 Impact-Indikatoren der Bodenerosion

Off-Site-Schäden (Impact) von Bodenerosion durch Wasser in Form von Sedimentfrachten in benachbarte Kompartimente und Oberflächengewässer lassen sich bisher noch nicht mit geeigneten Methoden beschreiben. So gibt es zwar methodische Ansätze, bei denen Sedimentfrachten in Flüssen gemessen werden. Die Messergebnisse eignen sich aber noch nicht als *Impact-Indikatoren* für Bodenerosion, da aus den gemessenen Sedimenten

⁷² Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistiken und aktuellen Daten zur Bodennutzung (FKZ: 200 71 247).

nicht auf ihre landwirtschaftlichen Herkunft und die Größe des Einzugsgebiets geschlossen werden kann.

Methodische Ansätze zur modellbasierten Kalkulation von Sedimentausträgen von Ackerflächen sind bisher ebenfalls noch nicht so weit ausgereift, um als *Impact*-Indikatoren verwendet werden zu können.

5.5.1.4 Response-Indikatoren für Bodenerosion

Der Anteil von *erosionsgefährdeten Flächen, auf denen Erosionsschutzmaßnahmen erfolgen (%)* wird sich kurz- bis mittelfristig als *Response-Indikator* für Bodenerosion realisieren lassen. Erosionsschutzmaßnahmen sind Bestandteil der Agrarumweltprogramme der Bundesländer und wurden im Rahmen dieser Untersuchung identifiziert. Flächendaten zur Inanspruchnahme dieser Fördermaßnahmen durch Landwirte liegen bei den Bundesländern vor und müssen auch dort nachgefragt werden. Durch die Verknüpfung der Flächendaten, auf denen Erosionsschutzmaßnahmen durchgeführt werden, mit der Karte der BGR zur Erosionsdisposition in Deutschland, lässt sich dieser Indikator letztendlich quantifizieren.

Übersicht 14: Synopse relevanter Indikatoren für den Problemkreis *Bodenerosion* und ihre kurz- bis mittelfristige Realisierbarkeit

Intensive Landbewirtschaftung (Driving Forces / Pressure)		Bodenerosion (On-Site) (State)		Externe Wirkungen der Wassererosion (Off-Site) (Impact)		Erosionsschutzmaßnahmen (Response)	
Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren
- Bodenbedeckung und -bearbeitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen	- Bodenbedeckungs u.-bearbeitungsindex (Bodenutzung * C-Faktor) ^{b); c)}	- Wassererosion	- Rechnerische Vorhersage des Bodenabtrags ($t/ha \cdot a$) – "Tatsächliche Erosionsgefährdung" ^{b)}	- Sedimentaustrag in Kompartimente außerhalb der erodierten Flächen	- Gemessene Sedimente in Gewässern (t) ^{b)} - Gemessene Sedimentfrachten in Flüssen ($t/m^3 \cdot a$) ^{a)} - Modellkalkulation des Sedimentaustrages von Acker- - Feldern ^{d)f)} - Beseitigung der Sedimentablagerungen (DM) ^{a) b) f)}	- Bodenbedeckung und -bearbeitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen	- Mulchsaatverfahren (% an LF) - Untersetzen (% an LF) - Begrünungsmaßnahmen bei Dauerkulturen (% an LF) - Winterzwischenfruchtanbau (% an LF)
- Grosse Akerschlüsse		- Winderosion *	- Rechnerische Vorhersage des Bodenabtrags im Verhältnis zur höchsten Toleranzgrenze für Bodenabtrag (%)	- Gewässereutrophierung *		- Größe der Akerschlüsse	- Konturstreifen (Anzahl der Maßnahmen) - Terrassierung (Anzahl der Maßnahmen)

Fußnoten:
 Indikatorenvorschläge a) EUA (Huber et al., 2001); b) OECD, 2001; c) Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000; d) Geier et al., 1999 e) Düwel & Utermann, 1999 f) Doleschel & Heissenhuber (1991).
 * Dieser Aspekt bleibt von dieser Untersuchung ausgeklammert
 Dunkle Schattierung kennzeichnet relevante Indikatoren, die sich kurz- bis mittelfristig mit deutschlandweiten Daten quantifizieren lassen.

5.5.2 Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

5.5.2.1 Driving Forces-Indikatoren für Flächeninanspruchnahme

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr ist v.a. durch wachsende individuelle Raumnutzungsansprüche der Bevölkerung geprägt. Sie schreitet durch die Siedlungsflächenentwicklung in suburbanen Räumen voran (*Suburbanisierung*). Der sich ändernde Druck auf die Freiflächeninanspruchnahme lässt sich daher, neben verschiedenen anderen *Driving Forces*-Indikatoren, am besten durch den *Suburbanisierungsgrad* (*Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum im Verhältnis zur Kernstadt*) beschreiben (vgl. Übersicht 15). Da die Suburbanisierung insbesondere durch das *Baulandpreisgefälle* zwischen Agglomerationsraum und Einzugsgebiet vorangetrieben wird, kann der *Suburbanisierungsgrad* auch als ein indirekter Indikator hierfür gesehen werden. Das *Baulandpreisgefälle* lässt sich nicht mit einem eigenen Indikator quantifizieren, weil Daten zu Baulandpreisen nur für die Landkreise in Deutschland veröffentlicht werden und damit für diesen Indikator nicht ausreichend regional differenziert sind. Suburbane Räume und Kernstädte zur Bestimmung des *Suburbanisierungsgrades* lassen sich aus den allgemeinen Raumbeobachtungen der BBR identifizieren. Die Siedlungsflächenentwicklung wird außerdem jährlich von Bund und Ländern im Rahmen der Flächenstatistik erhoben. Sie kann für Gemeinden und Ortsteile von den Liegenschaftsamtern zur Verfügung gestellt und so die Entwicklungen für Kernstadt und suburbane Räume getrennt analysiert werden.

5.5.2.2 State-Indikatoren für Flächeninanspruchnahme

Die Indikatorenvorschläge zur Beschreibung der Flächeninanspruchnahme (*State*) (vgl. Übersicht 15), unterscheiden sich im wesentlichen durch ihre statistischen Grundlagen. So beruht der Indikator *Siedlungs- und Verkehrsfläche (in Hektar)* auf der Flächenstatistik des Bundes und der Länder und setzt sich aus *Gebäude- und Freiflächen*, *Betriebsflächen*, *Verkehrsflächen* und *Erholungsflächen* zusammen. Die Trendaussage wird durch den Indikator *Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche (in Hektar/Tag)* gegeben. Der Indikator *Bebaute Flächen (% der Gesamtfläche)* basiert auf Daten von CORINE Land Cover und stellt eine eigene Kategorie der CORINE-Nomenklaturen dar. *Bebaute Flächen* nach CORINE Land Cover eignen sich aber hauptsächlich als *State*-Indikator für EU-weite Betrachtungen, weil die CORINE-Daten nur im 10-jährigen Turnus erhoben werden und bisher nur für das Jahr 1992 vorliegen.

Bodenversiegelung ist die extremste Form der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr. Neben dem Verlust von Boden für andere Nutzungen werden die natürlichen Bodenfunktionen beeinträchtigt. Aus verfügbaren Datenquellen, wie der Flächenstatistik des Bundes und der Länder, den Bodenbedeckungsdaten von CORINE Land Cover oder den ATKIS-Daten der Landesvermessungsverwaltungen lässt sich der Versiegelungsgrad jedoch nicht bestimmen, weil auch stets die zugehörigen Freiflächen mit erfasst werden. Es besteht daher noch weiterer Forschungsbedarf, Informationen der Flächenstatistik mit Informationen der Fernerkundung durch Satelliten zu kombinieren, bevor die *Bodenversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsflächen (%)* als weiterer State-Indikator realisiert werden kann.

5.5.2.3 Impact-Indikatoren der Flächeninanspruchnahme

Die Umweltwirkungen der Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr sind vielfältig (vgl. Übersicht 15). Bisher lassen sich diese vielfältigen Umweltwirkungen jedoch nicht mit geeigneten *Impact-Indikatoren* beschreiben. Indikatorenvorschläge, die an der Schadenseite, z.B. den hydrologischen Folgen, ansetzen, wie beispielsweise der *Anzahl von bedeutenden Überschwemmungen und Erdrutschen* sind nicht genügend aussagekräftig, weil sich mit ihnen keine eindeutigen kausalen Wirkungszusammenhänge zur Bodenversiegelung bzw. Flächeninanspruchnahme herstellen lassen.

Ein anderer Ansatz, bei dem die ökologischen Auswirkungen verschiedener Bodenbedeckungsarten von Siedlungs- und Verkehrsflächen mit einem ÖKO-Wert als relativem Index beschrieben werden, ist mit erheblichen Datenrecherchen zur Art der Bodenbedeckung verbunden und daher für ein deutschlandweites Indikatorensystem derzeit noch nicht geeignet.

5.5.2.4 Response-Indikatoren für Flächeninanspruchnahme

Ein wichtiger *Response-Indikator*, der in Deutschland bereits im Rahmen des Umwelt-Barometers realisiert wird, ist der *Zielerreichungsgrad von zulässigen Zuwachsralten für Siedlung und Verkehr (Soll-Ist-Vergleich)*.

Als relevanter *Response-Indikator* wird in der Literatur auch häufig die *Wiedernutzung von aufgegebenen Siedlungs- und Verkehrsflächen (Brachflächenrecycling; z.B. Industrie- und Militärflächen)* genannt. Dieser Indikator lässt sich aber bisher noch nicht für ein deutschlandweites Indikatorensystem verwenden, da die hierfür erforderlichen Daten in aufwendigen Verfahren aus Infrastruktur- und Landnutzungsplänen entnommen werden müssen.

Übersicht 15: Synopse relevanter Indikatoren für den Problembereich *Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr* und ihre kurz- bis mittelfristige Realisierbarkeit

Wachsende Raumnutzungsansprüche (Driving Forces / Pressure)		Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr (State)		Umweltwirkungen der Flächeninanspruchnahme (Impact)		Reduzierung der Flächeninanspruchnahme (Response)	
Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren
- Wachsender materieller Wohlstand und individuelle Raumnutzungsansprüche	<ul style="list-style-type: none"> - Bevölkerungsdichte (Einw./ km²) ^{a) e)} - Siedlungsdichte (Einw./ km² Siedlfl.) ^{c)} - Veränderung des Wohnflächenbedarfs (m² Wohnfl./ Einw.) ^{g)} - Suburbanisierungsgrad (Siedlungsfächernentw. Umland/Kernstadt) ^{g)} 	- Suburbanisierung/ Verbesserte Mobilität	<ul style="list-style-type: none"> - Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha/ha) - Zunahme Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha pro Tag) ^{a) b) c) f) h)} - Neuversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsflächen (ha/Tag) ^{b) h)} - Bebaute Flächen (%) ⁱ⁾ - Anteil versiegelter Flächen an qualitativ hochwertigen Böden (%) ^{b)} 	- Verlust von Boden für andere Nutzungen	<ul style="list-style-type: none"> - Einschränkung Lebensraumfunktionen - Einschränkung Grundwasserneubildung - Beschleunigter Niederschlagsabfluss - Beeinflussung des Kleinklimas - Beeinträchtigung des ästhetischen Landschaftsempfindens - Verschlechterung der Städtebauhygiene 	- Verdichtung in städtischen Innenräumen anstelle von Neueröffnungen	<ul style="list-style-type: none"> - Brachflächenrecycling (z.B. Industrie- und Militärfächen) (%) an Siedlungs- und Verkehrsfläche) ^{f)} - Zielreichungsgrad der Zuwachsrate für Siedlung- und Verkehrsfläche (Soll-Ist) ^{a) e)}
- Baulandpreisgefälle	- Baulandpreisgefälle zwischen Agglomerationsraum und Einzugsgebiet (DM/m ²)						

Fußnoten:
 Indikatorenvorschläge a) EUA (Huber et al., 2001); b) CSD (BMU, 2000; United Nations, 2001); c) EUROSTAT, 1999; d) Statistisches Bundesamt (Radermacher et al., 1998); e) Umwelt-Barometer des BMU; f) Dosch, 2000; g) Blach & Irmens, 1999; h) Walz et al., 1997 i) Düwel & Utermann, 1999; j) Arlt & Lehmann, 1999
 * Dieser Aspekt bleibt von dieser Untersuchung ausgeklammert
 Dunkle Schattierung kennzeichnet relevante Indikatoren, die sich kurz- bis mittelfristig mit deutschlandweiten Daten quantifizieren lassen.

5.5.3 Stoffliche Bodenbelastungen

5.5.3.1 Driving Forces-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen

Die Ursachen für stoffliche Bodenbelastungen sind vielfältig und erfolgen zumeist über lange Wirkungsketten⁷³, deren Gesamtbetrachtung den Rahmen dieser Untersuchung gesprengt hätte.

Die Untersuchung konzentriert sich daher auf die direkten Einwirkungen auf den Boden, d.h. den stofflichen Einträgen aus Landwirtschaft und Luft.

Die Eintragsquellen aus der Landwirtschaft sind v.a. Pflanzenschutzmittel (PSM), Düngemittel (Wirtschaftsdünger, Mineraldünger) und die Aufbringung von Klärschlämmen und Komposten. Die Belastung, die von Düngemitteln ausgeht, ist einerseits die Überversorgung von Böden durch Stickstoff. Dadurch werden die Puffer-, und Stoffumwandlungseigenschaften des Bodens eingeschränkt und die Gefahr der Nitratauswaschung in das Grundwasser sowie für Lachgasemission in die Luft bestehen.⁷⁴ Von Düngemitteln und v.a. auch Klärschlamm geht darüber hinaus auch eine Belastung von Böden durch Schwermetalle aus.

Der in einschlägigen Indikatorenkonzepten am häufigsten verwendete *Driving Forces*-Indikator zur Beschreibung von Bodenbelastungen durch PSM ist der *Pflanzenschutzmitteleinsatz in kg pro Hektar und Jahr*. Dieser Indikator ist aber in seiner Aussagekraft eingeschränkt, da nur Daten zum Verkauf von PSM existieren, die dem Verbrauch gleichgesetzt werden. Außerdem wird pauschal die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche oder einzelne Kulturarten für diesen Indikator als Referenzfläche zugrunde gelegt. Die Aussagekraft dieses Indikators ist aber auch deshalb eingeschränkt, weil mit der Einführung neuer PSM-Produkte oft andere Wirkstoffe verwendet werden und sich die empfohlene Aufwandmengen in den vergangenen Jahren reduziert haben. Eine pauschale Reduktion dieses Indikators kann daher nicht automatisch als Risikominderung für die Umwelt interpretiert werden. Vor diesem Hintergrund befinden sich derzeit auch Indikatoren in der Entwicklung, bei denen mit Hilfe eines *Risikoidex* die sich ändernde Gefährdung von PSM auf den Naturhaushalt charakterisiert wird.

⁷³ Beispielsweise Schadstoffemissionen von Industrie und Verkehr in die Luft, die dann auf diesem Wege in den Boden gelangen.

⁷⁴ Ammoniakemissionen entstehen in der Viehhaltung sowie der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, sind aber keine Folge von Bodeneutrophierung und finden daher an dieser Stelle keine Betrachtung.

Auf internationaler Ebene befinden sich Methoden zur Beschreibung des Risikos von PSM aber erst noch in der Entwicklung. Weiter fortgeschritten sind die Arbeiten für Deutschland. Der *Risikoindex* wird in einem relativ aufwändigen Verfahren ausgehend von den Verkaufsmengen verschiedener PSM-Wirkstoffe für Gesamtdeutschland bestimmt. Durch einen IST-IST-Vergleich verschiedener Jahre lässt sich feststellen, ob sich das Risiko des PSM-Einsatzes verschärft oder verringert.

Die durchschnittliche betriebliche *Kulturartendiversität in einer Wirtschaftsregion oder einem Bundesland (Anzahl der angebauten Ackerkulturen pro Betrieb und Jahr)* stellt einen weiteren relevanten *Driving Forces*-Indikator für Bodenbelastungen durch PSM dar. Der Indikator kennzeichnet vielgliedrige oder enge Fruchtfolgen, die wiederum den Unkraut- und Schädlingsdruck und somit den PSM-Einsatz beeinflussen. Eine hohe *Kulturartendiversität* ist kennzeichnend für vielgliedrige Fruchtfolgen sowie einen geringen PSM-Einsatz und umgekehrt ist eine niedrige *Kulturartendiversität* eine Kennzeichen für enge Fruchtfolgen und einen vergleichsweise hohen PSM-Einsatz.

Die durchschnittliche *Kulturartendiversität* einer Region muss aus einzelbetrieblichen Daten hochaggregiert werden. Die auf Gemeindeebene aggregierten Daten der Bodennutzungshauptherhebung sind daher nicht geeignet. Alternativ könnten INVEKOS-Daten⁷⁵ herangezogen werden, bei denen es sich aber um keine offiziellen Statistiken handelt und die daher direkt bei den Bundesländern nachgefragt werden müssten.

Nährstoffüberschüsse aus Düngemitteln, die den Boden belasten, lassen sich über *Nährstoffbilanzen (kg N pro ha und Jahr)* beschreiben. *Hoftorbilanzen* und *Flächenbilanzen* sind hierzu gängige Verfahren. Mithilfe des Agrarsektormodells *RAUMIS* wird dieser *Driving Forces*-Indikator bereits deutschlandweit nach dem *Flächenbilanzkonzept* realisiert. Die N-Bilanzsaldoe werden auf Ebene der Landkreise berechnet.

Düngemittel (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger) und Klärschlämme enthalten neben den gewünschten Nährstoffen auch Schadstoffe, v.a. Schwermetalle. *Schwermetalleinträge (u.a. Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr mg/ha)* stellen daher einen weiteren wichtigen *Driving Forces*-Indikator für stoffliche Bodenbelastungen dar. Für eine ganzheitliche Beschreibung der Stofffrachten sind neben den Düngemitteln auch die luftgetragenen Schadstoffeinträge einzubeziehen.

Klärschlämme und Bioabfälle werden in der Landwirtschaft bislang im Rahmen der Regelungen der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) und

⁷⁵ Das INVEKOS-System (*Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsyste*m) wurde mit der EU-Agrarreform von 1992 eingeführt, wonach alle Landwirte, die Agrarförderung erhalten, verpflichtet sind, jährlich differenzierte Angaben zur Flächennutzung und Tierhaltung ihres Betriebes zu machen.

Bioabfallverordnung (BioabfVO) auf Böden aufgebracht. Im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes sind die Schadstoffeinträge bei der Ausbringung von Materialen auf den Boden so festzulegen, dass es zu keinen Anreicherungen dieser Stoffe im Boden kommt. Die Praxis der Düngung sollte nach Auffassung von BMU und UBA daher geändert werden und es sollten keine oder allenfalls noch sehr schadstoffarme Düngemittel zugelassen werden (Umweltbundesamt, 2001). Diese Minimierungsbestrebungen und hohen qualitativen Anforderungen müssen bei der Umsetzung möglicher internationaler Indikatorenkonzepte berücksichtigt werden.

Ein regional differenzierter Indikator wäre erforderlich, um Standorte mit Akkumulation von Schwermetallen aus den verschiedenen Eintragsquellen zu identifizieren. Die Datenlage in Deutschland erlaubt bisher jedoch nur eine regional differenzierte Darstellung von *Schwermetallfrachten* aus Wirtschaftsdünger, Klärschlamm und der Luft. *Schwermetallfrachten* aus Mineraldüngern lassen sich nur für Deutschland insgesamt bestimmen.

Neben den Frachten sind jedoch auch die Gehalte der Materialien wichtig, da es darauf ankommt, wie sich der Bodengehalt entwickelt. Solange der langfristig im Boden verbleibende Anteil von aufgebrachten Stoffen (z.B. auch Bodenmaterialien) dem des Aufbringungsstandortes entspricht, kommt es zu keiner Standortsverschlechterung.

Schwermetallfrachten aus Wirtschaftsdünger errechnen sich aus dem Viehbesatz⁷⁶, der durchschnittlich pro Jahr und Tier (Rinder, Schweine, Geflügel) anfallenden Menge an Wirtschaftsdünger⁷⁷ und den durchschnittlichen Schwermetallgehalten der Wirtschaftsdünger⁷⁸. Die Viehbestände werden alle zwei Jahre von den statistischen Landesämtern erhoben und auf Ebene der Landkreise veröffentlicht.

Informationen zur Ausbringung von Klärschlamm müssen gemäß der Klärschlammverordnung schlagspezifisch dokumentiert werden. Zusammen mit den Angaben zur mittleren Schwermetallkonzentrationen der in der Landwirtschaft verwendeten Schlämme ließen sich die Schwermetallfrachten regional differenziert quantifizieren. Bisher werden die Angaben zur Produktion und Ausbringung von Klärschlamm sowie zu den mittleren Schwermetallkonzentrationen für die Bundesländer aggregiert in Form von Jahresberichten an das BMU und das UBA weitergeleitet. Für eine Weitergabe an europäische Stellen steht gemäß der intentionalen Berichtspflichten (Klärschlammrichtlinie) nur diese Aggregation zu Verfügung.

⁷⁶ In *Großvieheinheiten pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (GVE/ha LF)*.

⁷⁷ Hierzu existieren Faustzahlen.

⁷⁸ Es liegen Informationen zu durchschnittlichen Schwermetallgehalten von Rinder- und Schweinegülle sowie Festmist vor.

Für eine regional differenzierte Beschreibung der *Schwermetallfrachten* müssten zusätzlich regionale Daten bei den Bundesländern nachgefragt werden, was mit einem erheblichen Aufwand und mit datenschutzrechtlichen Problemen verbunden ist.

Luftgetragene Schwermetalldepositionen werden in Deutschland durch das UBA-Luftmessnetz und die Luftmessnetze der Bundesländer erfasst.

Schwermetallfrachten aus Mineraldüngern lassen sich nicht regional differenziert darstellen. So liegen zwar Informationen zu durchschnittlichen Schwermetallgehalten verschiedener Mineraldünger vor, jedoch nicht zur ausgebrachten Menge an Mineraldünger und Jahr. Als Annäherung wird der Verkauf von Mineraldünger dem Verbrauch gleichgesetzt, wobei sich die Verkaufsdaten jedoch auf Gesamtdeutschland als Referenzfläche beziehen.

5.5.3.2 State-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen

Die stofflichen Bodenbelastungen lassen sich durch Belastungen mit anorganischen Schadstoffen, organischen Schadstoffen sowie der Bodenversauerung im Sinne von *State* beschreiben. Da Critical Loads zur Bodenversauerung bereits in Karten für Deutschland zusammen mit Überschreitungen durch Schwefel und Stickstoffeinträgen ausreichend dokumentiert werden, wurde die Bodenversauerung in dem vorliegenden F+E-Vorhaben nicht weiter berücksichtigt.

Bodenbelastungen durch Schwermetalle lassen sich durch gemessene *Schwermetallgehalte des Bodens (mg/kg Trockensubstanz Boden)* quantifizieren (*State*-Indikator). Die Schwermetallgehalte werden an den rund 800 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) der 16 Bundesländer gemessen und bieten derzeit die einzige Datengrundlage aus einem einheitlichen Monitoringsystem, dass mit dem Ziel der Trenderfassung betrieben wird und daher für ein nationales Indikatorensystem geeignet ist.

Das Risiko, das von Schwermetallen ausgeht, ließe sich noch besser durch die *pflanzenverfügbarer bzw. mobilisierbarer Schwermetall-Anteile (% der Schwermetallgehalte)* beschreiben. Eine bundesländerübergreifender Vergleich ist für diesen Indikator aber noch nicht möglich, da der Parameter nicht obligatorisch und einheitlich an allen Standorten erhoben wird.

Ein weiterer relevanter *State*-Indikator ist die *Überschreitung von Hintergrundwerten für Schwermetalle an den BDF (% der BDF)*. Der gemessene Schwermetallgehalt eines BDF-Standortes wird mit dem *Hinter-*

grundwert⁷⁹ als Referenzgröße verglichen, woraus sich BDF-Standorte mit Abweichungen als eventuell belastet identifizieren lassen. *Hintergrundwerte* liegen für Deutschland flächendeckend vor.

Da sich Veränderungen in der Schadstoffsituation im Boden – bezüglich diffusem Eintrag und persistenten Stoffen – in relativ langen Zeiträumen abspielen, ist die *relative Abweichung der gemessenen Schwermetallgehalte vom Hintergrundwert* ein noch adäquaterer *State-Indikator* für das Aufzeigen möglicher Veränderungen in kürzeren Zeitabständen.

Ein *State-Indikator* zu *organischen Schadstoffgehalten von Böden* (*in µg bzw. mg/kg Trockensubstanz Boden*) lässt sich für ein nationales Indikatoren-System bisher noch nicht realisieren, weil die Bundesländer an den BDF bisher verschiedene Analysemethoden verwendet haben. Zu Dioxinen im Boden liegen durch die Arbeiten der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine (2002) neuere Untersuchungen vor, die mit denen an BDF-Standorten vergleichbar sind.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die *State-Indikatoren* zu stofflichen Bodenbelastungen, die auf Daten der BDF beruhen, sich noch nicht im Zeitverlauf abbilden lassen. In den meisten Bundesländern haben bisher nur Erstbeprobungen und noch keine Wiederholungen stattgefunden.

Neben anorganischen und organischen Schadstoffen stellt auch die Bodeneutrophierung eine Bodenbelastung dar, weil die Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften von Böden eingeschränkt werden, was erhöhte N-Emissionen ins Grundwasser und die Luft zur Folge haben kann.

Der *N_{min}-Gehalt von Böden* (*in mg NO₃ + NH₄ pro 100 g Boden*) ist ein relevanter *State-Indikator*. Gemäß der DVO sind Landwirte in Deutschland jährlich zur schlagspezifischen Bestimmung des N_{min}-Gehaltes verpflichtet. Diese Ergebnisse lassen sich jedoch nicht für ein nationales Indikatoren-System nutzen, weil es keine rechtliche Grundlage zur systematischen Erfassung und regionalen Aggregation der Daten gibt. BDF-Flächen können auch hier weitere Informationen liefern.

5.5.3.3 Impact-Indikatoren der stofflichen Bodenbelastungen

Die Nährstoffübersorgung von Böden mit Stickstoff hat v.a. Nitratbelastungen von Grundwasser sowie Lachgasemissionen zur Folge (*Impact*). Die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser sowie Lachgasemissionen in die Luft sind nicht nur vom Nährstoffüberangebot, sondern von verschiedenen weiteren Einflussfaktoren, wie z.B. den physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens, abhängig. Hinzu kom-

⁷⁹ *Hintergrundwerte* sind abgeleitete repräsentative Verhältniszahlen für allgemein verbreitete Schwermetallgehalte eines Bodens. Der Schwermetallgehalt setzt sich aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung zusammen.

kommen klimatische Faktoren, wie Niederschlag, und Temperatur. Für die Beschreibung dieses *Impact* mit geeigneten Indikatoren sind daher eine Fülle von Detailinformationen erforderlich.

Kurz- bis mittelfristig lässt sich nur die *hypothetische Nitratkonzentrationen (in mg NO₃/l) im neugebildeten Grundwasser* für eine nationales Indikatorensystem realisieren. Mit Hilfe des Agrarsektormodells *RAUMIS* wurde dieser Indikator ausgehend von den regionsspezifisch ermittelten Stickstoffüberschüssen und der Annahme einer 50 %igen Denitrifikation, für das Jahr 1991 und in Vorausschau auf das Jahr 2005 quantifiziert.

Toxische Wirkungen, die von anorganischen und organischen Schadstoffen auf Bodenorganismen ausgehen können, lassen sich bisher noch nicht deutschlandweit mit Indikatoren beschreiben. Hier sind zunächst noch weitere Forschungsergebnisse im Rahmen der *Bodenbiologischen Standortkartierung* abzuwarten, um einen *Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose* einen Indikator für Beeinträchtigungen der Bodenqualität zu bekommen.

5.5.3.4 Response-Indikatoren für stoffliche Bodenbelastungen

Als relevante und kurzfristig zu realisierende *Response-Indikatoren* für stoffliche Bodenbelastungen lassen sich die *geförderte Ökolandbaufläche (% der LF)* sowie die *geförderte Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes (GVE)* anführen. Der Zuwachs an Ökolandbaufläche ist ein Indikator für die Reduzierung des chemisch-synthetischen Mineraldünger- und PSM-Einsatzes sowie des Klärschlammeneinsatzes, die bei diesem Anbauverfahren untersagt sind. Die Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes ist ein Indikator für die Reduzierung des Wirtschaftsdüngeranfalles und damit auch –einsatzes.

Die Bundesländer fertigen jährlich Lageberichte zum Stand der Durchführung der Agrarumweltmaßnahmen an, in denen die Anzahl geförderter Projekte, die Ausgaben, geförderte Flächen und Viehbestände dokumentiert sind. Die Daten werden von den Bundesländern differenziert nach 13 Maßnahmenbereichen an das BMVEL weitergeleitet und jährlich im Agrarbericht der Bundesregierung veröffentlicht. *Ökologische Anbauverfahren* und die *Verringerung des Rinder- und Schafbestandes* stellen zwei eigene der insgesamt 13 Maßnahmenbereiche dar. Förderdaten (geförderte Fläche und GVE) können daher direkt zur Quantifizierung der oben angeführten *Response-Indikatoren* übernommen werden.

Die offiziell veröffentlichten Daten liefern jedoch nur aggregierte Informationen für die Bundesländer. Für eine regional differenziertere Quantifizierung müsste daher eine zusätzliche Datenanfrage bei den Bundesländern erfolgen.

Übersicht 16: Synopse relevanter Indikatoren für den Bereich *stoffliche Bodenbelastungen* und ihre kurz- bis mittelfristige Realisierbarkeit

Stoffliche Einträge (Driving Forces / Pressure)		Bodenbelastungen * (State)		Emissionen/Toxische Wirkungen (Impact)		Reduzierung stofflicher Einträge (Response)	
Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren	Thema	Indikatoren
- Düngemittel ⇒ Wirtschaftsdünger ⇒ Mineraldünger ⇒ Klärschlamm	- N-Nährstoffbilanz (kg N /ha In-Output) ^{b)} ^{c) d) e) f) g) i)} ⇒ Hoftorbilanz - Flächenbilanz	- Bodeneutrophierung	N _{min} -Gehalt im Boden (mg NO ₃ + NH ₄ pro 100g Boden)	- Nitratbelastungen des Grundwassers - Lachgasemissionen	- Hypothetische Nitratkonz. (in mg NO ₃ /l) im neugebildetem Grundwasser ^{k)}	- Verringerung des Mineraldüngers - Verringerung des PSM-Einsatzes - Verringerung des Klärschlammeneinsatzes	- Geförderte Ökolandbaufläche (% der LF) ^{c) e)}
- Düngemittel/ Luftgetragene Schadstoffe	- Schwermetallfrachten (mg /ha) ^{h) i)} ⇒ aus Klärschlamm ⇒ Wirtschaftsdünger ⇒ Luft ⇒ Mineraldünger	Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle)	- Schwermetallgeh. (mg/kg Trockensubstanz Boden) ^{g) i)} - Mobilisierbare SM-Anteile (% der SM-geh.) - Rel. Abweichung gemessener Schwermetallgeh. vom Hintergrundwert	- Toxische Wirkungen für ⇒ Pflanzen ⇒ Tiere ⇒ Menschen	Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biözönose ^{l)}	- Verringerung des Wirtschaftsdünge- reinsatzes	- Geförderter Reduzierung des Rinder- und Schafbestandes (GVE)
- Pflanzenschutzmittel	- PSM-Einsatz (kg/ha*a) ^{a) e)} - Kulturtendiv. (Anzahl / Betrieb und Jahr) ^{j)} - Risikoindex von PSM ^{b) c) d)}	Organische Schadstoffe	Organische Schadstoffgehalte (in µg bzw. mg/kg Trockensubstanz Boden) ^{g)}				

Fußnoten:

Indikatorenvorschlag von a) EUA (Huber et al., 2001; b) OECD; 2001; c) CSD (BMU, 2000; United Nations, 2001); d) EUROSTAT, 1999 e) EUA, 1999b, 2000; f) Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2000; g) Statistisches Bundesamt (Radermacher et al., 1998); h) Geier et al., 1999; i) Walz et al., 1997.; j) Schramek et al., 2000; k) Weingarten, 1996; l) Römbke & Dreher, 2000

* Bodenversauerung als eine weitere Form stofflicher Bodenbelastungen blieb in dieser Untersuchung unberücksichtigt, weil hierzu bereits Indikatoren im Rahmen der Critical Loads existieren.

Dunkle Schattierung kennzeichnet relevante Indikatoren, die sich kurz- bis mittelfristig mit deutschlandweiten Daten quantifizieren lassen.

6 Summary

Development of national Indicators for soil protection – use of international indicator frameworks on national level and related data needs

6.1 Tasks and objectives of the R & D project

Environmental indicators serve the description of the environmental situation, its risks and possible trends. In past years different indicator concepts have been developed at a national and international level. This R & D project concentrates on soil protection, appropriate indicator proposals and the question of operationalization.

Attention is focused on the proposals of the European Environmental Agency (EEA) – that is, the former *European Topic Centre Soil* (ETC/S), now the *European Topic Centre Terrestrial Environment* (ETC/TE), an institution subordinate to the EEA – and the problems of *soil erosion, land consumption for settlement and traffic*⁸⁰(*soil sealing*) as well as *diffused soil contamination* (cf. Gentile, 1998; Huber et al., 2001) These three areas are regarded by the EEA, in addition to contaminated sites, as major problems contributing to the loss of soil and the degradation of soil functions.

In the investigation, the following three main questions are addressed:

1. Where can areas of common interest be found between the EEA concept and other national and international indicator concepts, and how might EEA indicators be improved or put into concrete terms?
2. Which data, relevant to soil protection, are required for the realisation/derivation of various indicators, and what is the situation regarding data availability in Germany?
3. Which internationally-used indicators allow, on account of the state of data, a preliminary contribution to national reporting such as *Daten zur Umwelt* [State of the environment]?

Relevant international and national indicator concepts are orientated in the structuring of environmental information primarily towards the *DPSIR concept*, which distinguishes between *Driving force, Pressure, State, Impact* and *Response* indicators. In this R & D project, the operationalization possibilities are discussed on the basis of this structure. It includes the highlighting of available data sources, survey frequency as well as spatial aspects (for instance, site-

⁸⁰ EEA indicator proposals (Huber et al., 2001) concentrate on soil sealing, which represents, however, only part of the problem of land consumption for housing development and traffic. In this investigation, problems of land consumption are dealt with in their entirety.

based or point-related, or for different administrative territories). The DPSIR concept does, however, have its methodical limitations, which are also dealt with following presentation of the relevant indicator concepts.

6.2 Relevant international indicator concepts

At an international level, different indicator concepts have been developed by the OECD, the United Nations, EUROSTAT, the EEA and the European Commission. Questions relevant to soil protection, and thus also indicators, have often been only of secondary importance and had first of all to be identified in this R & D project.

Since the beginning of the 1990s, extensive work on environmental indicators, based on the DPSIR concept⁸¹, has been carried out by the **OECD**. Agriculture presents a separate group of themes, besides issues such as climate change, ozone layer, air quality, waste, fish, water and forest resources as well as biodiversity. The environmental indicators developed for the agricultural sector are the only relevant for soil protection (cf. OECD, 2001). The indicator proposals of the OECD are important for the areas of soil erosion and diffused soil contamination (cf. Table 13).

The **Commission on Sustainable Development (CSD) of the United Nations** drew up in 1996 a catalogue of initially 134 sustainability indicators that, following various discussions and test phases⁸², has been reduced to 57 indicators. Whereas in the first draft, the indicator proposals were categorized according to the DPSIR concept, in the latest draft the indicators are structured merely according to policy areas and themes (United Nations, 2001). *Soil* represents a separate subject area of the CSD concept.

In addition, two *headline indicators* (*change in the state of land* and *modification of land consumption*) were initially proposed, which, with particular regard to land consumption for settlement and traffic, were specified and completed in the test phase by the German Environmental Ministry. Agriculture represented a separate subject area in the first CSD draft, but in the course of revision it was included as a sub-category in the subject area of soil. Relevant indicators regarding diffused soil contamination, in particular, can be identified from the area of agriculture (cf. Table 13).

In co-operation with the European Commission (DG ENV), a Europe-wide project on environmental indicators was completed by **EUROSTAT** (EUROSTAT, 1999). The project concentrated solely on *pressure* indicators. Indicators were developed for a total of ten policy fields. The following three policy fields proved to be particularly relevant for the further development of national indicators for soil protection:

⁸¹ Initially only according to the PSR concept.

⁸² These indicators have been tested for Germany by the Federal Environment Ministry (BMU), and there is an appropriate report by the Federal Government (BMU, 2000)

-
1. use of resources, with the sub-category nutrient balances of soil,
 2. spread of toxic substances, with the sub-category use of pesticides in agriculture, and
 3. urban environmental problems, with the sub-category land consumption.

Indicator proposals from the first two policy fields were relevant for the area of *diffused soil contamination*, and from the policy field of urban environmental problems they were relevant for the area of *land consumption for housing development and traffic* (cf. Table 13).

Since 1999 the **EEA** has regularly published an indicator report (*Environmental Signals*) with 13 subject areas (EEA, 1999b, 2000). Up to now, *agriculture* is the only subject area with indicators relevant to this R & D project, specifically, for the area of *diffused soil contamination* (cf. Table 13).

Apart from *Environmental Signals*, proposals for an indicator-based soil monitoring and assessment system had been developed by the EEA (Gentile, 1998; Huber et al., 2001). These indicator proposals provide the starting point for this R & D project (see below).

No new indicators have been developed within the scope of work on indicators by the **European Commission , Directorate-General Agriculture**. DGA is concerned, on the contrary, with examining indicator concepts from the OECD, EUROSTAT and the EEA in terms of their appropriateness for the integration of environmental issues into the Common Agricultural Policy. Indicators have been selected, which particularly well describe the relationship between agriculture and the environment, and which can be deduced from available data (cf. Commission of the European Community, 2000). Indicator proposals relevant to soil protection concern the areas of *soil erosion* and *diffused soil contamination* (cf. Table 13).

6.3 Relevant national indicator concepts

OECD indicator proposals and CSD indicators have already been tested and put into concrete terms for Germany (Walz et al., 1997, BMU, 2000). Beyond that, independent indicator concepts relevant to soil protection have also been developed for Germany. In this respect, reference can be made to work done by the Statistisches Bundesamt [Federal Statistics Office], the Federal Environment Ministry (BMU) and the Institut für Europäische Integrationsforschung [Institute for European Integration Research].

The **Federal Statistical Office** has developed an indicator system on the state of the environment in Germany (Radermacher et al., 1998). One element of this indicator system is the *Statistical Information System on Soil Use* (STABIS). STABIS was initially embedded in the Europe-wide CORINE Land Cover project (Co-ordination of Information on the Environment). With the aid of remote

sensing data from satellites, aerial photography and topographic maps, land cover in Germany was determined. On the conclusion of the CORINE programme, STABIS will be continued in conjunction with the EEA's EIONET project (Environmental Information and Observation Network). Data from this source, relevant to soil protection, can be applied in the areas of *land consumption for settlement and traffic* and *diffused soil contamination* (cf. Table 13).

Soil is one of six environmental areas of the **BMU's Umwelt-Barometer** [Environmental Barometer]. In the *Environmental Barometer*, a key indicator for the *increase in settlement and traffic area per day* is quantified, and the objective pursued is the reduction of the current increase of 129 ha per day to 30 ha per day by the year 2020.

The **Federal Government's national sustainability strategy** also refers to the *increase in the settlement and traffic area per day* as an indicator for land use.

An indicator system for the assessment of the ecological achievements and burdens of agriculture has been developed by the **Institut für Europäische Integrationsforschung** (Geier et al., 1999). Indicator proposals relevant to soil protection concern the areas of *soil erosion* and *diffused soil contamination* (cf. Table 13).

Table 13 provides a comprehensive view of the relevance of existing indicator concepts for the further development of national indicators for soil protection. It may be concluded, that almost all undertakings are concerned directly or indirectly with the problem of *diffused soil contamination*. The problems of *soil erosion* and *land consumption for settlement and traffic*, on the other hand, are touched on only in three or four of a total of eight relevant concepts. Indicator proposals relevant to soil protection are primarily concentrated on the areas of *driving forces, pressure and state*.

Table 13: Relevance of international and national indicator concepts for the further development of national indicators for soil protection

	Relevant indicator concepts	Soil erosion	Land consumption for housing development and traffic	Diffused soil contamination
International concepts	OECD			
	CSD			
	EUROSTAT			
	EEA (Environmental Signals)			
	European Commission			
National concepts	Statistisches Bundesamt			
	Sustainability strategy			
	BMU (Environmental Barometer)			
	Institut für Europäische Integrationsforschung			

Source: Author's compilation

6.4 Methodical limitations of the DPSIR concept

In practice, in the development of indicators, a straightforward classification according to the five DPSIR categories has proven to be problematical. In many cases, for instance, a clear differentiation between *driving forces* and *pressure* was not possible. At the source of environmental pollution, described with *pressure* indicators, human activities are generally found, which are described with *driving forces* indicators. A clear differentiation is often not possible, because environmental pollution (*pressure*) is almost always of anthropogenic origin (*driving forces*).

Differentiation according to *state* and *impact* indicators also turns out to be difficult in practice. Categorization always follows from that perspective, from which the process of environmental impact is judged. Soil erosion in tonnes per hectare and year can be regarded not only as a *state* indicator for the loss of valuable soil material, but also an *impact* indicator for the impairment of water bodies, into which eroded material is washed.

The loss of soil and the impairment of soil functions often involve complex interdependencies, which cannot be reduced to simple systems of cause and effect. The investigation showed, for example, that for all three problematical areas of soil protection investigated (soil erosion, land consumption for housing development and traffic, diffused soil contamination) no sound or scientifically-substantiated *impact* indicators could be discovered, which take sufficient account of this complexity.

6.4.1 The lack of normative indicators

The DPSIR concept primarily serves the description of causal interdependencies in the environment, in order to derive appropriate political measures. Here *descriptive* indicators predominate. For the assessment or monitoring of sustainable development, however, *normative* indicators are essential. These are indicators that, apart from the descriptive presentation of an environmental situation, also contain an appropriate objective, a so-called *environmental quality objective (EKO)*.

Normative indicators for soil protection are difficult to realise because, on account of the multi-functionality of soils, an unequivocal quality objective cannot be defined. According to the respective soil function, different demands are made on the biological, chemical and physical characteristics of soil, and thus on soil quality.

The higher the level of aggregation (for example, *Länder* [Federal States], Germany or the EU), the more complex is the derivation of soil quality objectives. This is probably also a reason for the lack of normative indicators in relevant national and international indicator concepts. At a European level, the further difficulty arises, that there is no framework legislation in the area of soil, and thus a lack of uniform limit values.

The German Environment Ministry's objective of reducing growth in settlement and traffic areas from the current level of 129 ha per day to 30 ha per day by the year 2020 (Environmental-Barometer) can be mentioned as one of the few German normative indicators.

6.5 Relevant indicators

Following examination of different indicator proposals for the description of impact patterns for the problematical areas of *soil erosion*, *land consumption for settlement and traffic* and *diffused soil contamination*, a limited number of relevant indicators could be identified, which in some cases can be supported with data throughout Germany, thus allowing a preliminary contribution to national reporting. Relevant indicators, which can be realised in the short or medium term, are shaded in Tables 14 to 16.

Also listed in Tables 14 to 16, but not shaded, are

- indicators, which although relevant, cannot be quantified with data for a German (national) system of indicators.
- indicators, which could prove to be relevant in the medium to long term, but whose validity has first to be verified through research findings, and which also have to be modified.

6.5.1 Soil erosion⁸³

6.5.1.1 Driving force indicators for soil erosion

From the different factors of driving force and contamination, which influence soil erosion, the influence of land cover can be described with the aid of the *Land Cover and Cultivation Index*. This *driving force* indicator comprises agricultural land use data and parameters for the land cover and cultivation factor (C-factor [crop and management] of ABAG: *Allgemeine Boden-Abtrags-Gleichung* = Universal Soil Loss Equation USLE)

The main survey of land use compiled by the Federal Government and the *Länder* serves as data base. At a municipal level, land use data on permanent grassland and arable land is published every four years, whereby arable land is further differentiated according to crop plant type.

Land cover data from the European CORINE Land Cover project is less suitable for this indicator, because here arable land is not classified according to crop plant type. Another argument against such an indicator, is that land cover data was first compiled in 1992, and as a result it does not at present allow chronological development trends.

Of great significance for the improvement of the validity of the *Land Cover and Cultivation Index* are the findings expected from a parallel R & D project of the Federal Environmental Agency (UBA)⁸⁴, in which regionally-typical crop rotations are to be described for Germany at a administrative district level.

6.5.1.2 State indicators for soil erosion

The *actual soil erosion risk* ($t/ha*a$) is the mathematical prediction of soil erosion through water with the aid of ABAG (reworking of USLE, universal soil loss equation, by Schwertmann et al, 1990, for Central European soils). This *state* indicator can be realised in the short to medium term throughout Germany.

A map for the identification of the disposition to erosion in Germany, on a scale of 1:1 million and differentiated according to area, was developed by the BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe – Federal Institute for Geosciences and Natural Resources). It is based on existing local factors of influence (precipitation, land quality, topography, main types of use), and the disposition to erosion will change little in the course of time. The map therefore serves the description of a situation of reference. For the description of the ac-

⁸³ Site-based soil erosion processes and possible indicators for their description are currently being dealt with in a parallel R & D project of the Federal Environmental Agency (UBA): *Indicators for the national monitoring of the environmental effects of agricultural production – test phase* (FKZ 200 12 118). The project, which is the subject of this Summary, therefore concentrates primarily on water erosion and the areas of *driving forces, impact and response*.

⁸⁴ National examination of the connection between agricultural statistics and topical data on land use (FKZ: 200 71 247).

tual soil erosion risk, anthropogenic factors of influence (land cover and cultivation, erosion protection measures) have to be incorporated.

On account of current work on the determination of regionally-typical crop rotations throughout Germany, short- to medium-term findings on land cover and cultivation (C factor of ABAG) are to be expected. Further information on the C factor as well as on erosion protection measures (P factor [protection] of ABAG) can be obtained from the conversion data of the agri-environment programme (subsidised land) of the *Länder*. In the short to medium term, the presentation of the *actual soil erosion risk* must therefore also be possible with maps for Germany.

6.5.1.3 Impact indicators for soil erosion

Off-site damage (impact) from soil erosion through water, in the form of sediment loads in neighbouring compartments and surface water bodies, could not previously be described with appropriate methods. Methodical approaches to measuring sediment loads in rivers and streams do in fact exist, but monitoring results are unsuitable as *impact* indicators for soil erosion, because the monitored sediment provides no indication of its agricultural origin or the size of the catchment area.

Methodical approaches to the model-based calculation of sedimentation from arable land, are not yet sufficiently advanced to permit their use as *impact* indicators.

6.5.1.4 Response indicators for soil erosion

The *share of land under erosion risk, on which erosion protection measures are carried out (%)* can be realised in the short to medium term as a *response* indicator for soil erosion. Erosion protection measures are a part of the agri-environment programme of the German *Länder*, and they have been identified in the course of this investigation. Land data on the consumption of these incentive measures by farmers are available at the *Länder*, where inquiries have also to be directed. This indicator can ultimately be quantified by combining land data concerning the conduct of erosion protection measures and the BGR map on erosion disposition in Germany.

Table 17: Synopsis of relevant indicators for the problem of *soil erosion* and their realisability in the short to medium term

Intensive farming (Driving Forces / Pressure)		Soil erosion (on-site) (State)		External effects of water erosion (off-site) (Impact)		Erosion protection measures (Response)	
Issue	Indicators	Issue	Indicators	Issue	Indicators	Issue	Indicators
- Land cover and cultivation with agricultural crop plants	- <i>Land cover and cultivation index (land use * C Factor)</i> ^{b); c)}	- water erosion	- <i>Mathematical prediction of soil erosion (t/ha*a) – "actual erosion risk"</i> ^{b)}	- Off-site damage by sediment output in compartments next to the eroded area	- <i>Monitored sediment in water bodies (t^{b)})</i> - <i>Monitored sediment loads in rivers (t/m^{3*a)}</i> ^{a)}	- Land cover and cultivation of agricultural crops	- <i>Mulching process (% of land)</i> - <i>Under sown crops (% of land)</i> - <i>Green planting with permanent crops (% of land)</i> - <i>Winter crop cultivation (% of land)</i>
- Large arable fields			- <i>Mathematical prediction of soil erosion in relation to maximum tolerance limits for soil erosion (%)</i>		- <i>Model based calculations of sedimentation from arable land (t)^{f)}</i> - <i>Costs of disposal of sedimentary material (DM)</i> ^{a) b) f)}	- Size of arable fields	- <i>Contour strips (number of measures)</i> - <i>Terracing (number of measures)</i>
	- Wind Erosion *			- <i>Water body eutrophication *</i>			

Footnotes:
Indicator proposals a) EUA (Huber et al., 2001); b) OECD, 2001; c) Commission of the European Community, 2000; d) Geier et al., 1999 e) Düwel & Uttermann, 1999 f) Doleschel & Heissenhuber (1991).
* This aspect is ignored in this examination
Shading highlights relevant indicators, which can be quantified with national data in the short to medium term.

6.5.2 Land consumption for housing development and traffic

6.5.2.1 Driving force indicators for land consumption

Land consumption for housing development and traffic is primarily influenced by growing individual demands on land use on the part of the population. It proceeds through housing development in suburban areas (*suburbanization*). The changing pressure on the consumption of open space can be best described, amongst various other *driving force* indicators, by the *degree of suburbanization (housing development in suburban areas compared with nucleated towns)* (cf. Table 15)

Because suburbanization has been speeded up in particular by the *building site price differential* between agglomeration and catchment area, the *degree of suburbanization* can also be regarded in this context as an indirect indicator. The *building site price differential* cannot be quantified with its own indicator, because data on building site prices is only published in Germany for administrative districts, and its regional differentiation is therefore insufficient for such an indicator.

Suburban areas and nucleated towns can be identified for the purpose of determining the *degree of suburbanization* by means of general observations by the BBR [*Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung* – Federal Office for Civil Engineering and Regional Planning]. In addition, housing development is also surveyed annually by Federal and *Länder* authorities within the framework of land statistics, which can be made available to municipalities by public real estate offices, thereby enabling town and suburban developments to be analysed separately.

6.5.2.2 State indicators for land consumption

Indicator proposals for the description of land consumption (*state*) (cf. Table 15) are largely distinguished by their statistical bases. Thus the indicator *settlement and traffic area (in hectare)* is based on Federal and *Länder* *land use statistics* and comprises *built-up areas and open spaces, industrial areas, traffic areas and recreational areas*. The identified trend is provided by the indicator *growth in settlement and traffic area (in hectare per day)*.

The indicator *built-up areas (% of total area)* is based on data from CORINE Land Cover and comprises a separate category of the CORINE nomenclature. *Built-up areas*, according to CORINE Land Cover, are mainly suitable as a *state* indicator for EU-wide observations, because CORINE data is only compiled every ten years and is currently only available for the year 1992.

Land sealing is the most extreme form of land consumption for housing development and traffic. Apart from the loss of soil for other uses, natural soil functions are also impaired. The degree of sealing can not however be determined

from available data sources, such as Federal and *Länder* land use statistics, land cover data from CORINE Land Cover, or ATKIS data from ordnance survey authorities, because adjacent open spaces are always included. Further research is therefore required on the combination of information on land use statistics with information from satellite reconnaissance, before *land sealing within settlement and traffic areas (%)* can be realised as a further state indicator.

6.5.2.3 Impact indicators of land consumption

The environment effects of land consumption for housing development and traffic are manifold (cf. Table 15). Up to now, these varied environmental effects could not be described with appropriate *impact* indicators. Indicator proposals that are directed at the damage side (for example, hydrological effects), such as the *number of major floods and landslides*, are not sufficiently sound, because they do not allow the establishing of unequivocal causal interdependencies regarding soil sealing or land consumption.

Another approach, by which the ecological effects of differing types of land cover of settlement and traffic areas can be described with an eco-value as a relative index, involves considerable data research on the type of land cover, and is therefore not presently appropriate for a national system of indicators.

6.5.2.4 Response indicators for land consumption

An important *response* indicator, which has already been realised in Germany within the scope of the Environmental Barometer (a national system of environmental headline indicators), is the *degree to which maximum permissible growth rates for settlement and traffic (nominal/actual comparison) are fulfilled*.

In specialist publications, the *reuse of abandoned settlement and traffic areas (waste land recycling – e.g. industrial and military areas)* is frequently mentioned as a relevant *response* indicator. This indicator not could up to now, however, be used for a national system of indicators, because the required data has to be gathered from infrastructure and land use plans in complex procedures. Case studies for several towns and cities would be possible in a medium term.

Table 18: Synopsis of relevant indicators for the problem of *land consumption for settlement and traffic* and their realisability in the short to medium term

growing demands on land use <i>(Driving Forces / Pressure)</i>		Land consumption for housing development and traffic <i>(State)</i>		Environmental effects of land consumption <i>(Impact)</i>		Reduction of land consumption (<i>Response</i>)	
Issue	Indicators	Issue	Indicators	Issue	Indicators	Issue	Indicators
- Growing material prosperity and individual demands on land use	<ul style="list-style-type: none"> - Population density (inhab/km²)^{a)}^{e)} - Housing density (Inhab./km² housingarea.)^{c)} - Change in living space requirements (m² living space./inhab.)^{g)} - Degree of Suburbanization (settlement dev., suburb/city)^{g)} 	- Suburbanization / improved mobility	<ul style="list-style-type: none"> - Share of settlement and traffic area (ha/ha) - Growth in settlement and traffic area (ha per day)^{a) b) c) f) h)} - New land sealing within settlement and traffic areas (ha/day)^{b) h)} - Built-up areas (%)ⁱ⁾ - Prop. Of sealed areas to top-quality soils (%)^{b)} 	<ul style="list-style-type: none"> - Loss of land for other uses - Restriction of living space functions - Restriction of groundwater recharge - Acceleration of precipitation runoff - Influence on microclimate - Adverse effect on the aesthetic appreciation of the landscape - Deterioration in the quality of urban life 	<ul style="list-style-type: none"> - Eco-value measured by degree of sealing in connection with settlement and traffic area (eco-value for cities multiplied by m² settlement and traffic area)^{j)} 	<ul style="list-style-type: none"> - Congestion in inner-city areas instead of new developments 	<ul style="list-style-type: none"> - Wasteland recycling (e.g. industrial and military areas) (% of settlement dev. and traffic areas)^{f)} - Degree of fulfilment of target growth rates for housing dev. and traffic area (nominal./ actual)^{a) e)}
- Building site price differential	- Building site price differential between agglomeration and catchment area (DM/ m ²)						

Footnotes:
Indicator proposals a) EUA (Huber et al., 2001); b) CSD (BMU, 2000; United Nations, 2001); c) EUROSTAT, 1999; d) Statistisches Bundesamt (Radermacher et al., 1998); e) Umwelt-Barometer des BMU; f) Dosch, 2000; g) Blach & Irmen, 1999; h) Walz et al., 1997 i) Düwel & Utermann, 1999; j) Arlt & Lehmann, 1999
* This aspect is ignored in this examination
Shading highlights relevant indicators, which can be quantified with national data in the short to medium term.

6.5.3 Diffused soil contamination

6.5.3.1 Driving force indicators for diffused soil contamination

The causes of diffused soil contamination are manifold, and generally occur over a long period through a chain of activities⁸⁵, whose overall consideration would go beyond the scope of this investigation. The investigation concentrates, therefore, on direct effects on soils, that is, on diffused inputs from farming and the atmosphere.

Input sources in farming are primarily plant protection agents (PPA), fertilizers (farmyard manure, mineral fertilizers) and the spreading of sewage sludge and compost. The soil contamination that derives from fertilizers is, on the one hand, the excessive supply of soil with nitrogen, as a result of which the buffering and substance conversion capacities of soils are restricted, and the risk of nitrate leaching to groundwater arises, as well as that of nitrous oxide emissions into the atmosphere⁸⁶. Fertilizers and, especially, sewage sludge, also carry the risk of contaminating soil with heavy metals and organic pollutions.

The *driving force* indicator most frequently applied in relevant indicator concepts for the description of soil contamination through PPA is the *use of plant protection agents in kg per hectare and year*. The informative value of this indicator is restricted, however, because the only data available is that on sales of PPA, which is equated with their use. Moreover, this indicator is generally based on the total amount of agricultural land or individual crop plants as area of reference. The value of this indicator is also restricted because, with the introduction of new plant protection agents other active substances are often used and recommended application quantities have diminished in recent years. An across-the-board quantitative reduction of this indicator cannot therefore automatically be interpreted as a decrease in risk to the environment. Against this background, indicators are also presently being developed, with which, with the help of a *risk index*, the changing endangerment posed by PPA to the ecological balance is described.

At an international level, methods for the description of the risk from PPA are still being developed. So far as Germany is concerned, work is more advanced. The *risk index* is defined for the whole of Germany in a relatively complex process, based on quantities of different PPA active substances sold. By comparing the actual figures for different years, it can be ascertained whether the risk from PPA use has increased or declined.

Average commercial *crop plant diversity in an economic region or Federal*

⁸⁵ For instance, pollution emissions from industry and traffic into the atmosphere, which in this way enter soils.

⁸⁶ Ammonia emissions occur in animal rearing, as well as in the application of farmyard manure, but they are not a consequence of soil eutrophication, and are therefore not considered at this point.

State (number of cultivated crop plants per farm and year) represents a further relevant *driving force* indicator for soil contamination from PPAs. The indicator describes high- or low-sequence crop rotations, which again influence the pressure from weeds and pests. A high level of *crop plant diversity* is typical for high-frequency crop rotations, as is a negligible use of PPAs. Conversely, low *crop plant diversity* is characteristic for low-frequency crop rotation and a relatively heavy use of PPAs.

The average *crop plant diversity* of a particular region must be aggregated from individual farm data. Aggregated data from land use surveys at a municipal level are therefore inappropriate. Alternatively, INVEKOS data⁸⁷ can be drawn on, which, however, is not official, and has to be requested directly from the *Länder*.

Nutrient surpluses from fertilizers, which damage soil, can be described by *nutrient balances (kg N per ha/year)*. *Farm gate balances* and *field balances* are common procedures in this respect. With the help of the RAUMIS agricultural sector model, these *driving force* indicators have already been realised throughout Germany on the basis of the *field balance concept*. N-balance figures are calculated at a administrative district level.

Apart from essential nutrients, fertilizers (mineral fertilizers, farmyard manure) and sewage sludge also contain contaminants, particularly heavy metals. *Heavy metal inputs*(e.g. Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr mg/ha) therefore represent a further important *driving force* indicator for diffused soil contamination. For a comprehensive description of diffused loads, airborne pollution loads have also to be included, in addition to fertilizers.

In agriculture, sewage sludge and Biowastes have up to now been applied to soils within the framework of regulations laid down in the Sewage Sludge Ordinance (*Klärschlammverordnung - AbfKlärV*) and the *Ordinance on Biowastes(Bioabfallverordnung – BioAbfV)*. In spreading materials on soils, for the purpose of precautionary soil protection, pollution inputs have to have to be defined in a way, that no accumulation of substances in soil occurs. In the view of the Federal Environment Ministry and the UBA, the practice of fertilizing should therefore be changed, and no, or only low-pollutant fertilizing substances should be permitted (Federal Environmental Agency – UBA, 2001). These efforts at minimization, together with high qualitative demands, must be taken account of in providing a rational basis for possible international indicator concepts.

A regionally-differentiated indicator would be required, in order to identify places with an accumulation of heavy metals from different input sources. The data situation in Germany has previously only allowed a regionally differenti-

⁸⁷ The INVEKOS system (*Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsyste*m – [integrated administrative and monitoring system]) was introduced following the EU agricultural reform of 1992, according to which all farmers, who receive subsidies, are obliged to provide differentiated information on land consumption and livestock.

ated presentation of *heavy metal inputs* from farmyard manure, sewage sludge and the atmosphere. *Heavy metal loads* from mineral fertilizers can only be ascertained for Germany as a whole.

An important question is the development of pollution contents in soils. Because of this, next to the pollution loads, the pollution contents in materials which are applied to soils are relevant. As long as the part of substances remaining in soil in a long term correspond to the pollution content at the place of application, no site degradation occurs.

Heavy metal loads from farmyard manure are calculated on the basis of the livestock population⁸⁸, the average quantity of farmyard manure⁸⁹ applied per year and animal (cattle, pigs, poultry), and the average heavy metal content of farmyard manure⁹⁰. Animal stocks are surveyed every two years by the Statistics Offices of the *Länder*, and information published at a rural district level.

According to the Sewage Sludge Ordinance, information on the spreading of sewage sludge has to be documented for each field. Together with information on medium concentrations of heavy metals in sludge used in agriculture, heavy metal loads can also be regionally differentiated. Up to now, information on the production and spreading of sewage sludge, as well as on medium concentrations of heavy metals, is aggregated at a *Länder* level, and forwarded in the form of annual reports to the Federal Environment Ministry and the UBA. In accordance with international reporting obligations (Sewage Sludge Directive), this aggregation alone is available to European authorities. For a regionally differentiated description of *heavy metal loads*, additional regional data would have to be obtained from the *Länder*; a process involving a considerable expenditure of time as well as legal problems of data protection. Airborne heavy metal depositions are registered in Germany by UBA air pollution monitoring stations and those of the Federal *Länder*.

Heavy metal loads from mineral fertilizers cannot be presented on a regionally differentiated basis. Although information is available on the average heavy metal content of different mineral fertilizers, it is not available on the quantity of mineral fertilizers spread annually. As an approximation, the sale of mineral fertilizers is equated with their use, whereby sales data relate, however, to the whole of Germany as area of reference.

6.5.3.2 State indicators for diffused soil contamination

Diffused soil contamination can be described for *state* purposes in terms of contamination with inorganic pollutants, organic pollutants as well as soil acidification. Because critical loads regarding soil acidification, together with surplus

⁸⁸ In livestock units (per hectare of agricultural land (LU/ha of land)

⁸⁹ For this purpose there are guideline figures

⁹⁰ Information is available on the average heavy metal content of cattle and pig liquid manure as well as of dung.

sulphur and nitrogen inputs have been adequately documented in maps of Germany in the framework of the contribution to UN ECE convention on long range transboundary air pollution (UN ECE LRTRAP), acidification has not been further considered in this R & D project.

Soil contamination by heavy metals can be quantified by the measured *heavy metal content of soil (mg/kg dry soil material)* (*state indicator*). The heavy metal content is measured on the approximately 800 permanent soil monitoring sites [PMS] of the 16 Federal *Länder*, and currently offers the only data base from a uniform monitoring system, which is operated with the objective of registering trends, and is therefore suitable for a national system of indicators.

The risk derived from heavy metals could be better described by the *share of heavy metal that is mobilized and accessible to plants (% of heavy metal content)*. A national comparison is not yet possible for this indicator, however, because the parameter is not adopted obligatorily and measured uniformly at all locations.

A further relevant *state indicator* is the *exceeding of background values for heavy metals at PMSs (% of PMSs)*. The measured heavy metal content of a PMS site is compared with the *background value*⁹¹ as reference value, from which PMS locations with deviations can be identified as possibly contaminated. *Background values* are available throughout Germany.

Because changes in the contamination situation in soils – with regard to diffused contamination and persistent substances – occur over relatively long periods of time, the *relative deviation of measured heavy metal content from Background value* is a more adequate *state indicator* to demonstrate possible changes over shorter periods.

Up to now, a *state indicator* for *organic pollutant contents of soils (in µg or mg/kg dry soil material)* has not been realised for a national system of indicators, because the Federal *Länder* apply varying methods of analysis at different PMSs. On the question of dioxins in soil, the joint Federal/*Länder Working Group on Dioxin* (2002) has presented more recent investigations, which are comparable to those carried out at PMS locations. It is important to establish that *state indicators* on diffused soil contamination, based on PMS data, cannot yet be depicted over a period of time. In most *Länder*, first sampling only has taken place, with no repetitions as yet. Apart from inorganic and organic pollutants, soil eutrophication also represents soil contamination. The buffering and soil conversion characteristics of soils are impaired, which can result in increased N-emissions to groundwater and the atmosphere.

The *N_{min} content of soils (in mg NO₃ + NH₄ per 100g soil)* is a relevant *state indicator*. According to the DVO [*Düngemittelverordnung* – Fertilizer Ordinance], farmers in Germany are obliged to determine *N_{min} content* for each field.

⁹¹ *Background values* are deduced representative ratio factors for the generally distributed heavy metal content of soil. The heavy metal content comprises basic geogenic content and ubiquitous substance distribution.

However, these results cannot be used for a national system of indicators, because there is no legal framework for the systematic recording and regional aggregation of data. Sites of permanent soil monitoring can also provide further information in this respect.

6.5.3.3 Impact indicators of diffused soil contamination

The excessive nutrient supply of soils with nitrogen results above all in nitrate contamination of groundwater, as well as in emissions of nitrous oxide (*impact*). The leaching of nitrate to groundwater and emissions of nitrous oxide into the atmosphere not only depend on an excessive supply of nutrients, but also on a range of further contributory factors, such as the physical, chemical and biological characteristics of soils. Climate factors, such as precipitation and temperature, also play a role. An abundance of detailed information is therefore required for the description of this *impact* with appropriate indicators.,.

In the short to medium term only *hypothetical nitrate concentrations (in mg NO₃/l) in recharged groundwater* can be realised for a national system of indicators. With the help of the RAUMIS agricultural sector model, this indicator was quantified for the year 1991, and forecast for 2005, on the basis of region-specific nitrogen surpluses and the assumption of 50% denitrification.

Toxic effects on soil organisms due to inorganic and organic pollutants, cannot at present be described with indicators for the whole of Germany. Initially, further research findings within the scope of *soil-related biological site mapping* will have to be awaited, in order to obtain an indicator for harmful effects on soil quality through *comparison of predicted biocenosis with that actually monitored*.

6.5.3.4 Response indicators for diffused soil contamination

Two indicators, which can be mentioned as relevant *response* indicators for diffused soil contamination and be realised in the short term, are *subsidised ecological farming land (% of total land)* and *subsidised reduction in cattle and sheep stocks (GVE [Großvieheinheiten - livestock units])*. The growth in ecological farming land is an indicator for the reduction in the use of chemico-synthetic mineral fertilizers and PPA, as well of sewage sludge, which is prohibited for this method of cultivation. The reduction in cattle and sheep stocks is an indicator for the reduction in the amount and application of farmyard manure.

The *Länder* prepare annual reports on the state of conduct of agri-environmental measures, in which the number of subsidised projects, expenditure, subsidised land and cattle stocks are documented. The data, differentiated according to a range of 13 measures, is forwarded by the *Länder* to the BMVEL [*Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft – Federal Ministry for Consumer Protection, Food and Agriculture*] and published

annually in the Federal Government's Agricultural Report. *Ecological cultivation methods* and the *reduction in stocks of cattle and sheep* each represent one of the total of 13 measures. Support data (subsidised land and livestock units) can therefore be directly adopted for the quantification of the above-mentioned *response* indicators.

Officially-published data provides, however, only aggregated information for the *Länder*. For regionally-differentiated quantification, requests for data have to be made to the *Länder*.

Table 19: Synopsis of relevant indicators for the area of *diffused soil contamination* and their reliability in the short to medium term

Diffused inputs (Driving Forces / Pressure)		Soil contamination * (State)		Emissions / Toxic effects (Impact)		Reduction of diffused inputs (Response)	
Issue	Indicators	Issue	Indicators	Issue	Indicators	Issue	Indicators
- Fertilizer - Farm-yard manure - Mineral fertilizer - Sewage sludge	- <i>N-nutrient-balance (kg N /ha Input – Output)^{b) c) d) e)}</i> - <i>Farmgate balance</i> - <i>Land balance</i>	- Soil eutrophication	<i>N_{min}-content in soils (mg NO₃ + NH₄ per 100g soil)</i>	- Nitrate contamination of ground-water - Nitrous oxide emissions	- <i>Hypothetical nitrate conc. (in mg NO₃/l) in recharged ground-water^{k)}</i>	- Reduction of mineral fertilizer - Reduction in the use of PPA - Reduction in the use of sewage sludge - Reduction in the use of farmyard fertilizer	<i>Subsidized eco-farming land (% of land)^{c) e)}</i>
- Fertilizer / airborne contaminants	- <i>Heavy metal inputs (mg /ha)^{h) i)}</i> - <i>from sewage sludge</i> - <i>from farm-yard manure</i> - <i>air</i> - <i>mineral fertilizer</i>	inorganic contaminants (heavy metals)	- <i>Heavy metal content (mg/kg dry soil material)^{g) j)}</i> - <i>Actuatable heavy metals prop. (% of heavy metal content)</i> - <i>Relative deviation of measured heavy metal content from Background value</i>	- Toxic effects for -plants -animals -people	<i>Comparison of predicted with actually monitored on-site biocenose^{l)}</i>	- <i>Subsidized reduction in the stock of cattle and sheep (GVE)</i>	
- Plant protection agent	- <i>PPA use (kg/ha*a)^{a) e)}</i> - <i>Crop plant diversity (number / farm and year)^{j)}</i> - <i>Risk index of PPA^{b) c) d)}</i>	Organic contaminants	<i>Organic pollution content (in µg or mg/kg dry soil material)^{g)}</i>				

Footnotes:

Indicator proposal from a) EUA (Huber et al., 2001; b) OECD; 2001; c) CSD (BMU, 2000; United Nations, 2001); d) EUROSTAT, 1999 e) EUA, 1999b, 2000; f) Commission of the European Community, 2000; g) Statistisches Bundesamt (Radermacher et al., 1998); h) Geier et al., 1999; i) Walz et al., 1997.; j) Schramek et al., 2000; k) Weingarten, 1996; l) Römbke & Dreher, 2000

* Soil acidification as a further form of diffused soil contamination has not been considered in this investigation, because on this point indicators already exist within the framework of Critical Loads.

Shading highlights relevant indicators, which can be quantified throughout Germany in the short to medium term.

7 Literaturverzeichnis

- AGRA-EUROPE (2001): Umweltbundesamt will Anforderungen an die Düngung verschärfen. In: AGRA-EUROPE, 9/01, Länderberichte, S. 26 vom 26. Februar 2001.
- Arlt, G.; I. Lehmann (1999): Indikatorenfunktion und nutzungsstrukturelle Beziehungen der Bodenversiegelung. In: Libbe, J. (Hrsg.) Indikatoren-systeme für eine nachhaltige Entwicklung in Kommunen., Seminar-Dokumentation "Forum Stadtökologie" Bd. 11 des Deutschen Instituts für Urbanistik Berlin, S. 134-144.
- Auerswald, K.; F. Schmidt (1987): Atlas zur Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA Fachberichte 1, 72 S. + Karten. Bayrisches Geologisches Landesamt, München.
- Auerswald, K; Weigand, S. (2000): Ist die Erosionsschadenskartierung geeignet, um im Sinne der Bundesbodenschutzverordnung Erosionsflächen zu identifizieren und den Bodenabtrag festzustellen? In: Bodenschutz 4: 123-128
- Bach, M; R. Becker; H.G. Frede (1995): Regional differenzierte Abschätzung des Nitrateintrags aus diffusen Quellen in das Grundwasser – Untersuchung für die Bundesrepublik Deutschland im neuen Gebietsstand, Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsverbundprojekt 0339442A, Institut für Landeskultur, Universität Gießen.
- Berlekamp, L.-R.; Pranzas, N. (1990): Erhebung von Bodenversiegelungen in Ballungsräumen. In: Rosenkranz, D.; Bachmann, G.; Einsele, G.; Harreß, H.-M. (Hsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch, 1. Band, Erich Schmidt Verlag Berlin, 24 S.
- Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (1997): Städte der Zukunft. 21 Strategien für den Städtebau im 21. Jahrhundert, ExWoSt-Informationen Nr. 22.2, Bonn.
- Blach, A.; Irmel, E. (1999): Indikatoren für eine nachhaltige Raumentwicklung. In Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.): Nachhaltige Raum- und Siedlungsentwicklung – die regionale Perspektive. Heft 7. 1999. Selbstverlag des Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn. S. 451-476

- Böltken, F.; H. Janich; P. Kuhlmann; L. Runge (1999): Aktuelle Daten zur Entwicklung der Städte, Kreise und Gemeinden. In: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.). Berichte, Band 3, Bonn. S. 224-240
- Breitschuh et al. (2000): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele. Anpassung und Anwendung von Kriterien zur Bewertung nutzungsbedingter Bodengefährdungen. UBA-Texte 50/00, Berlin.
- Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (2000) Raumordnungsbericht 2000, Berichte Band 7, Bonn, 319.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland, Berlin, 114 S..
- Bundesregierung (2001): Perspektiven für Deutschland – Entwurf der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland; Internetveröffentlichung ab dem 19.12.2001 unter
<http://www.dialog-nachhaltigkeit.de/html/infos.htm>
- Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine (2002): Dioxine Daten aus Deutschland; 3.+4. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine; Herausgeber Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Veröffentlichung Umweltbundesamt in Vorbereitung
- Bundesverband Boden (Hrsg.) (1999): Bodenschutz in der Bauleitplanung – Vorsorgeorientierte Bewertung. Berlin, 67 S.
- Burmeier, H.; Rüpke, A.; Doetsch, P. (1999) : Praxiseinführung der Boden-Wert-Bilanz und Systematik zur Abschätzung des Brachflächenbestands in Deutschland, F+E-Vorhaben des Umweltbundesamtes FKZ: 298 77 284, digital veröffentlicht unter
<http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/gwiese2/wiese2.htm>
- Clemens, G.; Bartel, L.; Lehle, M.; Lennartz, H.; Wolf, D. (1997): Fachinformationssystem Bodenschutz - Modul Bodenbewertungssystem (BoBeS). In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, Oldenburg, S. 1119-1122.

- Deggau, M (1995): Statistisches Informationssystem zur Bodennutzung. Erhebung der Bodenbedek-kungsdaten in den neuen Ländern und Berlin. In: Wirtschaft und Statistik 12/1995, S. 893-900.
- Deggau, M.; Krack, E.; Radermacher, W.; Schmid, B.; Stralla, H. (1992): Methodik der Auswertung von Daten der realen Bodennutzung im Hinblick auf den Bodenschutz – Teilbeitrag auf den Praxistest des Statistischen Informationssystems zur Bodennutzung (STABIS). UBA-Texte 51/92, Berlin.
- Deumlich, D.; Thiere, J.; Voelker, L. (1995): Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von naturräumlichen Einheiten, Landkreisen und Gemeinden im Nordosten Deutschlands. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, Oldenburg, S. 367-370.
- Deumlich, D.; Thiere, J.; Völker, L. (1997): Nutzung der Vergleichsmethode Standort (VERMOS) zur Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung. In: ZALF-Berichte 28, Müncheberg, S. 55-61.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK, Hrsg.) (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen - Teil 1: Beurteilung von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. In: DVWK Merkblätter 212/1988, Paul Parey Hamburg und Berlin, 8 S.
- Doleschel, P.; A. Heißenhuber (1991): Externe Kosten der Bodenerosion. In: Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch 68 Jahrg. - H 2/91. Kastner Verlag, Wolnzach. S. 187-209.
- Dosch, F. (1996): Ausmaß der Bodenversiegelung und Potenziale zur Entsiegelung. Handlungsansätze für einen nachhaltigen Bodenschutz. Arbeitspapiere Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, 51 S., Bonn.
- Dosch, F. (2000): Indicators for sustainable land use management. In: BBR (Hrsg.) Part of the German ExWoSt-project "Cities of the Future": Strategies, Measures and Indicators of Sustainable Urban Development - Proceedings of workshop DG Env-JRS, Brussels, 10. July 2000., URL: http://www.bbr.bund.de/abt1/i5/land_use_indicators.pdf.
- Düwel, O; J. Utermann (1999): Final report on Task 6 of the Technical Annex for the 1999 subvention to the European Topic Centre on Soil. In: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.), Hanover, 39 S.

- Erdmann, K. (1998): Bodenbewertung für Flurbereinigungskarten auf der Grundlage digitaler Bodenschätzungsdaten im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS). In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88, Oldenburg, S. 345-348.
- Europäische Umweltagentur (1999a): Environment in the European Union at the turn of the century, 446 S.
- Europäische Umweltagentur (1999b): Environmental Signals 2000 - European Environment Agency regular indicator report, EEA Copenhagen, 109 S.
- Europäische Umweltagentur (2000): Environmental Signals 2001 - European Environment Agency regular indicator report, EEA Copenhagen, 109 S.
- EUROSTAT (1999): Towards environmental pressure indicators for the EU. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg. 181 S.
- Ewen, C. (1998): Flächenverbrauch als Indikator für Umweltbelastungen. Dissertation im Fachbereich Bauingenieurwesen an der TU Darmstadt. In: Öko-Institut e.V. – Institut für angewandte Ökologie (Hrsg.), Freiburg, 132 S.
- Finke, L.; Kieslich, W.; Neumeyer, H.-P. (2000): Stand und Weiterentwicklung von Umweltqualitätszielen, Umwelthandlungszielen und Umweltindikatoren der Raum- und Siedlungsentwicklung. UBA-Texte 45/00, Berlin.
- Frielinghaus, M. (Hrsg.) (1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. In: ZALF-Berichte 27, Müncheberg. 54 S.
- Frielinghaus, M. (1998): Bodenbearbeitung und Bodenerosion. In: KTBL (Hrsg.): Bodenbearbeitung und Bodenschutz. Schlussfolgerungen für gute fachliche Praxis. Arbeitspapier 266. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup. S. 31 - 51
- Frielinghaus, M. et al. (1998): Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern - Bodenerosion. In: Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.). Schwerin. 80 S.

- Frielinghaus, M.; Winnige, B. (2000): Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung – Erarbeitung eines Bewertungs- und Entscheidungshilfesystem (Indikation der Wassererosion). UBA-Texte 43/00, Berlin.
- Fürst, D.; Kiemstedt, H.; Gustedt, E.; Ratbor, G.; Scholles, F. (1992): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung: 1. Abschlußbericht, 2. Dokumentation der Fachgespräche am 24.11. und 8.12.1989 in Berlin. UBA-Texte 34/92, Berlin.
- Funk, R.; Voelker, L. (1998): Einschätzung der potentiellen Winderosionsgefährdung in Mecklenburg-Vorpommern im Landesmaßstab mit der Revised Wind Erosion Equation. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88, Oldenburg. S. 557-560
- Geier, U; M. Meudt; B. Rudloff; G. Urfei (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatorenmodelle. In: UBA-Texte 42/99, Berlin. 252 S.
- Gentile (1998): From national monitoring to European reporting. The EEA framework for policy relevant environmental indicators. Proceedings International Seminar on Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean, Italian Ministry of Environment.
- Gündra, H.; Jäger, S.; Schroeder, M.; Dikau, R. (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. In: Agrarforschung in Baden-Württemberg, 24. Ulmer Verlag, Stuttgart, 74 S.
- Gutsche, V. (1997): Pflanzenschutzbezogene Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft – Probleme und Lösungsansätze. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Initiativen zum Umweltschutz Bd. 5., Zeller Verlag, S. 101 - 113.
- Gutsche, V.; Rossberg, D. (1996): Synops 1.1 – a model to assess and compare the risk potential of active ingredients of plant protection products. In: Agriculture, Ecosystems & Environment.
- Happe, M.; Mohs, B.; Ohligschläger, G.; Grabe, C.; Kaschlun, W. (1999): Bodenschutz und Landschaftsverbrauch. In: UBA-Texte 15/99, Berlin.

- Heber, B.; Lehmann, I. (1996): Beschreibung und Bewertung der Bodenversiegelung in Städten. Zweiter Beitrag zum Forschungsprojekt "Stadtstrukturelle Orientierungswerte für die Bodenversiegelung – Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten". IÖR-Schrift 15, Dresden.
- Hellebrand, H. J.; Scholz, V. (2000): Einfluss der Landbewirtschaftung auf die bodenbürtigen N₂O- und CH₄-Gasflußraten. Institut für Agrartechnik Potsdam Bornim e.V. (ATB). URL: www.atb-potsdam.de/abteilungen/abt2/mitarbeiter/jhellebrand/Publikat/Hellebrand-Scholz_monitor.pdf
- Hindel, R.; Gehrt, E.; Kantor, W.E.; Weidner, E. (1998): Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands: Geowissenschaftliche Grundlagen und Daten. In: Rosenkranz, D.; Bachmann, G.; Einsele, G.; Harreß, H.-M. (Hsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch, 1. Band. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Huber, S.; B. Syed; A. Freudenschuß; V. Ernstsen, P. Loveland (2001): ETC on Soil – Proposal for a European Soil Monitoring and Assessment Framework. EEA technical report Nr. 61.
- Hydro Agri Dülmen GmbH (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 12. überarbeitete, ergänzte und erweiterte Auflage. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 618 S.
- IAP; FAL (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Bonn und Braunschweig-Völkenrode.
- Isermann, K.; Isermann, R. (1997): Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und – konzentrationen der naturnahen Ökosysteme. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Initiativen zum Umweltschutz Bd. 5., Zeller Verlag, S. 127-158.
- Jensen-Huß, K.; Bruhm, I. (1999): Operationalisierung der Bodenfunktionen für die Bodenschutzplanung. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91, Oldenburg, S. 33-36.

- Jentschke, R.; Lange, E. (1989): Entsiegelungsprogramme für öffentliche Flächen – Grundlagen zur Ergreifung von Maßnahmen für den innerstädtischen Bereich von Berlin-West, AGU Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung, Berlin, 1989.
- Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. UTB, Stuttgart. 2. Auflage, 519 S.
- Meyer, H.v., Knickel, K. (1992): Konzeptionelle Grundlagen und praktische Ansätze bodenschonender Landbewirtschaftung. Reihe: Berichte aus der ökologischen Forschung des Bundesministeriums für Forschung und Technologie - Projektträger Biologie, Energie, Ökologie. Band 10, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000): Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die GAP.
- König, W. (2000): Vollzugsregelung für die Beratung zur Guten Fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 Bundes-Bodenschutzgesetz in Nordrhein-Westfalen. In: Rosenkranz, D.; Bachmann, G.; Einsele, G.; Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch, 2. Band, Erich Schmidt Verlag Berlin, 10 S.
- LABO (1995): Bund/Länder – Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (Heft 4): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.)
- LABO (1998): Bund/Länder – Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrundwerte für orgnaische und anorganische Stoffe in Böden. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. In: Rosenkranz, D.; Einsele, G., H.-M. Harreß; Bachmann, G. (Hrsg.): Bodenschutz: ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Kennziffer 9006.
- Linn, A. (1999): Nachhaltige Stadtentwicklung, Praxisbeispiele. Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung des Landes Nordrhein-Westfalen (Institut für Ländliche Strukturforschung (IfLS)), Heft 140. Dortmund.
- Loveland, P.J.; Thompson, T.R.E (Hrsg.) (2001): Identification and development of a set of national indicators for soil quality. R&D Technical report P5-053/2/TR. Environment Agency. 2001.

- Müller, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). In: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.), 6. Aufl. Hannover, 321 S..
- Münchhausen, v. H.; Nieberg, H. (1997): Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Initiativen zum Umweltschutz Bd. 5., Zeller Verlag, S. 13-29.
- OECD (2001): Environmental Indicators for Agriculture. Methods and Results, Volume 3. Paris 409 S.
- Plankl, R. (1999): Synopse zu den Agrarumweltprogrammen der Länder in der Bundesrepublik Deutschland. Maßnahmen zur Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. In: Institut für Strukturforschung, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig-Völkenrode, Arbeitsbericht 1/1999, 4. Braunschweig, S. 179.
- Plumhoff, J.; Botschek, J.; Skowronek, A.; Reichel, K. (1996): EDV-gestützte Ableitung der potentiellen Erosionsanfälligkeit von Böden aus nordrhein-westfälischen Bodenkarten im Maßstab 1:5.000. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, Oldenburg, S. 415-418.
- Pranzas, N. (1994): Methode zur flächenhaften Bestimmung von Entsiegelungspotentialen in Wohngebieten. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 26, (3), 1994. S. 94-99
- Radermacher, W.; Zieschank, R.; Hoffmann-Kroll, R.; van Nohuys, J.; Schäfer, D.; Seibel, S. (1998): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. In: Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen Bd. 5, Metzler Poeschel Wiesbaden, S. 457.
- Römbke, J.; Dreher, P. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. In UBA-Texte 6/00, Berlin.

- Sachverständigenrat für Umweltfragen (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Metzler-Poeschel Verlag, Stuttgart.
- Sauerborn, P. (1993): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. In: Diss. Universität Bonn, Bonn, 163 S..
- Schaal, P. (1999): Bodenschutz in der Stadtplanung. In: Institut für Raumplanung (IRPUD) (Hrsg.): Dortmunder Beiträge zur Raumplanung 90, Dortmund.
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P; Blume, H.-P.; Brümmer, G.; Hartge, K. H.; Schwertmann, U. (Hrsg.) (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 494 S.
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P; Blume, H.-P.; Hartge, K. H.; Schwertmann, U. (Hrsg.) (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. 11. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 442 S.
- Schnurer (2001): Die Zukunft der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen. Stellungnahme von MinDirig Dr. Schnurer auf der Veranstaltung der Kommunalen Umwelt-Aktion UAN am 27.02.2001 in Walsrode. URL: <http://www.bmu.de>.
- Schramek, J.; K. Knickel; M. Grimm (2000): Bewertung und Begleitung der hessischen Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft. In: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 1. Eigendruck des HMULF Wiesbaden, 196 S.
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Auflage. Eugen-Ulmer Verlag, Stuttgart. 64 S.
- Siewers, U.; Herpin, U. (1998): Schwermetalleinträge in Deutschland – Moos-Monitoring 1995/96. In: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Staatlich Geologische Dienste in der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.): Geologisches Jahrbuch Sonderhefte, Rei-he D, Heft SD 2. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.

- Siewers, U.; Herpin, U.; Strassburg, S. (2000): Schwermetalleinträge in Deutschland – Moos-Monitoring 1995/96 Teil 2. In: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Staatlich Geologische Dienste in der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.): Geologisches Jahrbuch Sonderhefte, Reihe D, Heft SD 3. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Spatz, P. (2001): Möglichkeiten zur länderübergreifenden Auswertung an Standorten der Boden-Dauerbeobachtung – ausgehend von der Zusammenstellung der Metadaten aus den Ländern. In: UBA-Texte 22/01, Berlin.
- Statistisches Bundesamt (jährliche Ausgaben): Amtliche Schlüsselnummern und Bevölkerungsdaten der Gemeinden und Verwaltungsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart.
- Statistisches Bundesamt (jährliche Ausgaben): Statistisches Jahrbuch. Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart.
- Sukopp, H.; Wittig, R. (1993): Stadtökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena/New York.
- Taube, F. (1997): Nährstoffbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsintensität und Betriebstyp. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 84, Oldenburg, S. 223-226.
- UMK-AMK-LABO-AG (2000): Cadmiumanreicherung in Böden / Einheitliche Bewertung von Düngemitteln. Berichtsentwurf, Stand Juli 2000 für die 26. ACK der UMK am 11./12.10.2000 UMK.
- Umweltbundesamt (2000): Ziele für die Umweltqualität – Eine Bestandsaufnahme, Reihe :Beiträge zur nachhaltigen Entwicklung, Erich Schmidt Verlag 180 S.
- Umweltbundesamt (2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzte Böden; UBA Texte Nr 59/01, 125 S.
- Umweltbundesamt (1997): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Ausgabe 1997. Erich Schmidt Verlag, Berlin. 570 S.
- Umweltbundesamt (1999): Umweltprobenbank des Bundes. Ausgabe 1999. Ergebnisse aus den Jahren 1996 und 1997. Berlin

- United Nations (2001): Indicators of sustainable development. Guidelines and methodologies - 2001. URL: <http://www.un.org/esa/sustdev/isd.htm>
- Utermann, J.; Düwel, O.; Fuchs, M.; Gäßler, H-E.; Hindel R.; Schneider, J. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. In: UBA Texte 95/99.
- Wackernagel, M; Rees, W. (1997): Unser ökologischer Fußabdruck – Wie der Mensch Einfluss auf die Umwelt nimmt. Birkhäuser Verlag, Basel. 200 Seiten.
- Walz, R.; Block, N.; Eichhammer, W.; Hiessl, H.; Nathani, C.; Ostertag, K.; Schön, M.; Herrchen, M.; Keller, D.; Köwener, D.; Rennings, K.; Rosemann, M. (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatoren-System. Weiterentwicklung von Indikatoren-Systemen für die Umweltberichterstattung. Umweltbundesamt (Hrsg.) Bericht 37/97. UBA-Texte Berlin, 470 S.
- Weingarten, P. (1996): Grundwasserschutz und Landwirtschaft: eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG. 278 S.
- Werner, D. (1999): Bodenerosionsschutz im Landwirtschaftsbetrieb. In: Einfluss der Großflächen-Landwirtschaft auf den Boden. Hrsg: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt 1999, Seiten 60-66.
- Winnige, B.; Corzelius, U.; Frielinghaus, M. (1998): Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88, Oldenburg, S. 569-572.
- Wishmeier, W.H.; D.D. Smith (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses, Agricultural Handbook No. 537, USDA, Washington D.C.

Anhang

Anhang 1: Bodenerosion

Anhang 2: Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Anhang 3: Stoffliche Bodenbelastungen

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren

Anhang 1: Bodenerosion

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Bodenbedeckung	Kombinierter Bodenbedeckungsindikator	D/P	Realisierbar (jährliche) aufbauend auf F+E-Vorhaben "Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten der Bodennutzung (FKZ: 20071247)	Landkreis	Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000)
Potentielle Wassererosionsgefährdung	Kombinierte Bewertung von Standort und Landnutzung zur Präzisierung der potenziellen Wassererosionsgefährdung	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Frielinghaus, M.; Winnige, B.. (2000)
	Bundesweite Erosionspotenzialabschätzung (t/ha)	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Geier, U; M. Meudt; B. Rudloff; G. Urfei (1999)
	Potenzielle Erosionsgefährdung (Wasser)	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Plumhoff, J.; Botschek, J.; Skowronek, A.; Reichel, K. (1996)
	Karte der potenziellen Erosionsgefährdung durch Niederschläge in Deutschland (R-Faktor)	S			Sauerborn, P. (1993)
	Potenzielle Wassererosionsgefährdung	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Deumlich, D.; Thiere, J.; Voelker, L. (1995)

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Potenzielle Wassererosionsgefährdung	a) Potenzielle Wassererosionsgefährdung (Ergebniskarte); b) Erosionsgefährdung (%) Landwirtschaftlicher Nutzfläche pro Bundesland	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Deumlich, D.; Thiere, J.; Völker, L. (1997)
	Potenzielle Wassererosionsgefährdung	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Walz et al. (1997)
	Potenzielle Erosion (Wind, Wasser)	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Frielinghaus, M. (Hrsg.) (1997)
	Wassererosionsgefährdung (potenzielle und tatsächliche)	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	Frielinghaus, M. et al. (1998)
	a) Potenzielle Erosionsgefährdung (mittel, hoch, sehr hoch); b) Verschlämungsgefährdung (nicht gefährdet, hoch, sehr hoch)	S	Eingeschränkt realisierbar: Derzeit wird von BGR eine Karte zur pot. Wassererosionsgefährdung erstellt, die eine Identifikation besonders gefährdeter Standorte, jedoch keine parzellenscharfe Erosionsabschätzung erlaubt.	Karte 1:1 Mio.	König, W. (2000)
	Potenzielle Erosionsgefährdung durch Wasser: Flächenanteil von Acker, Weinbau und Intensivgehölzen mit einer Hangneigung > 9%	S	Eingeschränkt realisierbar: Die Bodenbedeckung im Rahmen von CORINE wurde bisher erst einmal in Deutschland erhoben (1989-1992); eine Wiederholung findet erst 2002 statt	25-Hektar-Einheiten	Radermacher et al. (1998)
Tatsächliche Wassererosionsgefährdung	Tatsächliche Wassererosionsgefährdung	S	Eingeschränkt realisierbar für Bayern und Baden-Württemberg, jedoch keine parzellenscharfe Abschätzung der tatsächlichen Erosionsgefährdung	Karte 1:1 Mio.	Auerswald, K; Schmidt, F. (1986)
Tatsächliche Wassererosionsgefährdung	Tatsächliche Wassererosionsgefährdung	S	Eingeschränkt realisierbar für Bayern und Baden-Württemberg, jedoch keine parzellenscharfe Abschätzung der tatsächlichen Erosionsgefährdung	Karte 1:1,5 Mio.	Gündra, H.; Jäger, S.; Schroeder, M.; Dikau, R. (1995)

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionali- sierung	Literaturquelle
Externe Effekte der Bodenerosion	Modellkalkulation des Sedimentaustrages von Ackerflächen	I	Eingeschränkt realisierbar für BY u. BW, da nur dort Daten zur tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung existieren. Jedoch auch in diesen Bundesländern fehlen Daten zum <i>Sedimentaustagsverhältnis</i>	Bundesland	Doleschel, P.; A. Heißenhuber (1991)
	Gemessene Sedimente in Gewässern (t)	I	Noch nicht realisierbar: Dieser Indikator befindet sich bisher noch in der Entwicklung	Deutschland	OECD (2001)
	Gemessene Sedimentfrachten in Flüssen (t/m^3*a)	I	Eingeschränkt realisierbar: Gemessene Sedimentfrachten von Oder und Donau liegen vor	Ausgewählte Flüsse	Düwel & Utermann (1999)
Erosionsschutzmaßnahmen	Agrarumweltpolitische Instrumente in den Bundesländern zur Vermeidung von Bodenerosion – Anreizinstrumente	R	Realisierbar (jährlich) auf Grundlage der Monitoringdaten der Bundesländer zu den Agrarumweltprogrammen; Datenbank des Bundes weist Erosionsschutzmaßnahmen nicht gesondert aus	Landkreis	Plankl, R. (1999)

Anhang 2: Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Siedlungsdichte	Siedlungsdichte als Indikator für Landnutzungsintensität (Einwohner pro m ²)	D/P	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; zusätzlich Daten der Einwohnerstatistik (jährlich)	Gemeinde	Dosch, F. (2000)
	Durchschnittliche jährliche Änderungsrate bebauter Fläche pro Einwohner (m ² bebauter Fläche pro Einwohner)	D/P	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; zusätzlich Daten der Einwohnerstatistik (jährlich)	Gemeinde	EUROSTAT (1999)
	Siedlungsdichte (Einwohner je km ² Siedlungs- und Verkehrsfläche)	D/P	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; zusätzlich Daten der Einwohnerstatistik (jährlich)	Gemeinde	Böltken, F.; H. Janich; P. Kuhlmann; L. Runge (1999)
Suburbanisierungsgrad	Suburbanisierungsgrad: Siedlungsflächenentwicklung im suburbanen Raum im Verhältnis zum Stadtgebiet (Siedlungsentwicklung im suburbanen Raum / Siedlungsflächenentwicklung der Kernstadt)	D/P	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; Unterscheidung der Raumtypen erfolgt jährl. durch BBR	Gemeinde	Blach, A.; E. Irmel (1999)
Wohnflächenbedarf pro Kopf	Wohnfläche je Einwohner (Wohnfläche / Bevölkerung [m ²])	D/P	Realisierbar (jährlich): Indikator setzt sich aus Daten der Einwohnerstatistik sowie der Fortschreibung des Wohngebäude- und Wohnungsbestandes des Bundes und der Länder zusammen	Gemeinde	Blach, A.; E. Irmel (1999)
Vorgesehenes Bauland und tatsächliche Mobilisierung	Für Bebauung vorgesehenes Bauland im Jahre 1997 und seine tatsächliche Mobilisierung im Jahre 2000/2003 (%)	D/P	Eingeschränkt realisierbar: Das geplante Bauland ist der Flächenstatistik der BBR zu entnehmen; tatsächliche Mobilisierung des Baulandes muss aber Landnutzungsplänen und Infrastrukturplänen entnommen werden	Gemeinde	Dosch, F. (2000)

Anhang 2: Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Siedlungs- und Verkehrsfläche	Permanent verstaederte Gebiete (km ²)	S	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; Statistik erfasst auch zugehörige Freifl.	Gemeinde	EUROSTAT (1999)
	Anteil der teilweise mit durchlässigen bis undurchlässigen Materialien bedeckten Bodenflächen an der gesamtstädtischen Fläche oder der Siedlungs- und Verkehrsfläche (%)	S	Eingeschränkt realisierbar: Analyse von Strukturtypen des Siedlungsraumes basierend auf Karten der Kommunen	Gemeinde	Arlt, G.; I. Lehmann (1999)
	Ausmaß der Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha)	S	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden.	Gemeinde	Dosch, F. (2000)
	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche a) bezogen auf die Gesamtfläche (%); b) pro Tag (ha/Tag) c) pro Tag und Person (m ² /Tag/Person)	S	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; Statistik erfasst auch zugehörige Freifl.	Gemeinde	Düwel, O; J. Uermann (1999)
	Neuversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha pro Tag);	S	Noch nicht realisierbar: Weiterer Forschungsbedarf ist zunächst noch notwendig, um den Anteil der Bodenversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsflächen zu bestimmen	Gemeinde	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)
	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha pro Tag)	S	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; Statistik erfasst auch zugehörige Freifl.	Gemeinde	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)
	Total versiegelte Flächen innerhalb Siedlungs- und Verkehrsflächen (%)	S	Noch nicht realisierbar: Weiterer Forschungsbedarf ist zunächst noch notwendig, um den Anteil der Bodenversiegelung innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsflächen zu bestimmen	Gemeinde	Walz et al. (1997)

Anhang 2: Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Siedlungs- und Verkehrsfläche	Siedlungs- und Verkehrsfläche / Einwohnerzahl	S	Realisierbar (jährl.) basierend auf Hauptübersichten der Liegenschaften der BL, bzw. in 4-jährigen Turnus, in denen die Daten der BL in Flächenstatistik des Stat. Bundesamtes zusammengeführt werden; zusätzlich Daten der Einwohnerstatistik (jährlich).	Gemeinde	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)
Bebaute Flächen nach CORINE-Klassifikation	Bebaute Flächen (%) nach CORINE (städtisch geprägte Flächen; Industrie-, Gewerbe und Verkehrsflächen; Abbauflächen, Deponien und Baustellen)	S	Eingeschränkt realisierbar: CORINE-Daten zur Bodenbedeckung wurden in Deutschland zwischen 1989-1992 erhoben (kein festes Referenzjahr). Eine Wiederholungserhebung findet erst im Jahre 2002 statt.	25 Hektar-Einheiten	Düwel, O; J. Utermann (1999)
Ökologische Auswirkungen der Flächenversiegelung	Öko-Wert zur Bewertung der ökologischen Wirkungen von verschiedenen Bodenbedeckungsarten	I	Eingeschränkt realisierbar: Basierend auf Arbeiten des IÖR, nach denen für kreisfreie Städte in Deutschland ein durchschnittlicher Öko-Wert zu den ökologischen Auswirkungen der Bodenversiegelung bestimmt wurde.	kreisfreie Städte	Heber, B; Lehmann, I. (1996)
Verdichtung in städtischen Innenräumen anstelle von Neuer-schließungen	Wiedernutzung von aufgegebenen Siedlungsflächen	R	Eingeschränkt realisierbar: Allgemeine Untersuchung zu aufgegebene Land über Register zu aufgegebenen Flächen. Baulanderhebungen der BBR, die Statistik der geplanten Flächennutzung, als Referenzgrößen. Aufwendige Datenerhebung für Gesamtdeutschland	Gemeinde	Dosch, F. (2000)
	Zielereichungsgrad der Zu-wachsrate für Siedlung- und Verkehrsfläche (Soll-Ist)	R	Realisierbar (jährlich): Der Indikator wird für Deutschland kontinuierlich im Rahmen des Umweltbarometers des BMU quantifiziert	Deutschland	Umwelt-Barometer des BMU und UBA

Anhang 3: Stoffliche Bodenbelastungen

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
PSM-Einsatz	Durchschnittliche betriebliche Kulturrendiversität in einer Wirtschaftsregion oder Bundesland (Anzahl der angebauten Ackerkulturen pro Betrieb und Jahr)	D/P	Eingeschränkt realisierbar (jährlich): Bedienung des Indikators mithilfe von INVEKOS-Daten bedarf der Zustimmung und Kooperation der Bundesländer	Gemeinde	Schramek, J.; K. Knickel; M. Grimm (2000)
	Anteil pflanzenschutzextensiver Früchte an der Ackerfläche (% der AF)	D/P	Realisierbar (jährlich) aufbauend auf F+E-Vorhaben "Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten der Bodennutzung (FKZ: 20071247)	Landkreis	Münchhausen, v. H.; Nieberg, H. (1997)
	Pestizideinsatz (t aktive Wirkstoffe pro Jahr)	D/P	Eingeschränkt realisierbar (4-jährig): PSM-Einsatz wird aus PSM-Verkauf abgeleitet, wozu Daten gemäß des PflSchG (§19) jährlich an die BBA geliefert werden; LF ergibt sich aus der alle 4 Jahre durchgeföhrten Bodennutzungshauptherhebung	Bundesland	OECD (2001)
	PSM-Einsatz (kg / ha landwirtschaftlicher Nutzflächen)	D/P	Eingeschränkt realisierbar (4-jährig): PSM-Einsatz wird aus PSM-Verkauf abgeleitet, wozu Daten gemäß des PflSchG (§19) jährlich an die BBA geliefert werden; LF ergibt sich aus der alle 4 Jahre durchgeföhrten Bodennutzungshauptherhebung	Bundesland	Radermacher et al. (1998)
	Pestizidverbrauch differenziert nach Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden (kg/ha)	D/P	Eingeschränkt realisierbar (4-jährig): PSM-Einsatz wird aus PSM-Verkauf abgeleitet, wozu Daten gemäß des PflSchG (§19) jährlich an die BBA geliefert werden; LF ergibt sich aus der alle 4 Jahre durchgeföhrten Bodennutzungshauptherhebung	Bundesland	Europäische Umweltagentur (1999b und 2000)
PSM-, Düngemitteleinsatz	Anbauformen	D/P	Realisierbar (jährlich) aufbauend auf F+E-Vorhaben "Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten der Bodennutzung (FKZ: 20071247)	Landkreis	Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000)

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Risikopotenzial von PSM	Pestizidrisiko: Kombinierte Informationen zur Toxizität, dem geschätzten Gehalt von PSM in Gewässern benachbart zu landw. Flächen und insgesamt ausgebrachte PSM-Menge	D/P	Noch nicht realisierbar: 3 unterschiedliche Methoden zur Abschätzung des Risikopotenzials von PSM werden derzeit noch von der OECD getestet	Deutschland	OECD (2001)
	Risikopotenzial von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen für den Naturhaushalt	D/P	Realisierbar (jährlich): PSM-Einsatz wird aus PSM-Verkauf abgeleitet, wozu Daten gemäß des PflSchG (§19) jährlich an die BBA geliefert werden; die Fläche auf der die PSM ausgebracht werden errechnet sich aus den empfohlenen Gewicht pro Hektar.	Deutschland	Gutsche, V. (1997)
	Pflanzenschutzmittelrisikoindikator	D/P	Noch nicht realisierbar: 3 unterschiedliche Methoden zur Abschätzung des Risikopotenzials von PSM werden derzeit noch von der OECD getestet	Deutschland	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)
Düngemittel-einsatz	Änderung der Stickstoffbilanzen im Vergleich 1987-87 und 1995-97 (kg / ha LF)	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	OECD (2001)
	Tierhaltungsformen	D/P	Realisierbar (2-jährig): Die Viehbestände werden alle zwei Jahre von den statistischen Landesämtern erhoben	Landkreis	Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000)
	Durchschnittliche betriebliche Viehbesatzdichte bezogen auf Wirtschaftsregion oder Bundesland (Großvieheinheiten pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche)	D/P	Eingeschränkt realisierbar (jährlich): Bedienung des Indikators mithilfe von INVEKOS-Daten bedarf der Zustimmung und Kooperation der Bundesländer	Gemeinde	Schramek, J.; K. Knickel; M. Grimm (2000)
	Berechnete Dungeinheit je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (DE/ha LF)	D/P	Realisierbar (4-jährig): Die Viehbestände werden alle zwei Jahre und die LF alle 4 Jahre von den statistischen Landesämtern erhoben	Landkreis	Münchhausen, v. H.; Nieberg, H. (1997)
	Stickstoff-Saldo (kg/ha LF)	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Münchhausen, v. H.; Nieberg, H. (1997)
	N-Hoftorbilanzsaldo (kgN/ha/Jahr) für a) Landschaftstyp, b) Betriebstyp	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Taube, F. (1997)

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Düngemittel-einsatz	Düngemittelverbrauch N und P (kg/ha)	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Europäische Umweltagentur (1999b und 2000)
	Nährstoffbilanz	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Europäische Umweltagentur (1999b und 2000)
	Nährstoffbilanz (N, P) des Bodens (kg/ha*a)	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	EUROSTAT (1999)
	Anteil der Früchte mit potenziell hohen Rest-Nitratmengen an der Ackerfläche (% AF)	D/P	Realisierbar (jährlich) aufbauend auf F+E-Vorhaben "Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten der Bodennutzung (FKZ: 20071247)	Landkreis	Münchhausen, v. H.; Nieberg, H. (1997)
	Nährstoffbilanzüberschüsse	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)
	Stickstoffbilanz der Bodenoberfläche	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000)
	Düngemittel-Einsatz (N, P) (kg / ha landwirtschaftlicher Nutzflächen)	D/P	Realisierbar: N-Flächenbilanzen lassen sich mithilfe des Agrasektomodells RAUMIS berechnen	Landkreis	Radermacher et al. (1998)
	Düngemittelverbrauch: a) t N/ km ² landwirtschaftliche Nutzfläche ; b) t P/ km ² landwirtschaftliche Nutzfläche	D/P	Eingeschränkt realisierbar: Der Industrieverband Agrar veröffentlicht in seinen Jahresberichten die Verkausmengen von Düngemitteln in Deutschland, die der Ausbringung gleichgesetzt werden	Deutschland	Walz et al. (1997)
Klärschlamm-ausbringung	Schwermetallzufuhren aufgrund des Einsatzes von Sekundärrohstoffdünger (Klärschlamm u. Biokompost)	D/P	Realisierbar (jährlich): Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen sind verpflichtet entsprechende Angaben in einem Register zu erfassen.	Bundesland; Landkreis (Recherche bei den BL erforderlich)	Geier, U; M. Meudt; B. Rudloff; G. Urfei (1999)
	Klärschlamm-Ausbringung (kg / ha landwirtschaftlicher Nutzflächen)	D/P	Realisierbar (jährlich): Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen sind verpflichtet entsprechende Angaben in einem Register zu erfassen.	Bundesland; Landkreis (Recherche bei den BL erforderlich)	Radermacher et al. (1998)

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Klärschlamm-ausbringung	Schwermetalle in Klärschlamm	D/P	Realisierbar (jährlich): Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen sind verpflichtet entsprechende Angaben in einem Register zu erfassen.	Bundesland; Landkreis (Recherche bei den BL erforderlich)	Walz et al. (1997)
Anorganische Schadstoffe	Schwermetalle im Boden	S	Eingeschränkt realisierbar: Schwermetallgehalte wurden an fast BDF analysiert. Bisher haben aber zumeist erst Erstbeprobungen, aber noch keine Wiederholungsbeprobungen stattgefunden.	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Walz et al. (1997)
	Schwermetall-Gehalte (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn) im Boden (in mg/kg Trockensubstanz)	S	Eingeschränkt realisierbar: Schwermetallgehalte wurden an fast BDF analysiert. Bisher haben aber zumeist erst Erstbeprobungen, aber noch keine Wiederholungsbeprobungen stattgefunden.	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Radermacher et al. (1998)
	Hintergrundwerte für Spurenelemente	S	Realisierbar: Auswertung von ca. 17.000 Bodenproben und ca. 1.900 Bodenprofilen; Datenbank des Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung	Standortbezogen	Hindel, R.; Gehrt, E.; Kantor, WE.; Weidner, E. (1998)
	Hintergrundwerte anorganischer Spurenstoffe (Schwermetalle) in Oberböden	S	Realisierbar: Auswertung von a) Bodenkennwerten der BÜK (1:1000.000) b) Bodennutzungsdaten von CORINE Land Cover c) Empirische Daten von Hindel et al. (1998)	Standortbezogen	Utermann, J. et al. (1999)
Organische Schadstoffe	PAK-Gehalte im Boden (in mg/kg Trockensubstanz)	S	Noch nicht realisierbar: Bundesländerübergreifende Auswertung aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden derzeit noch nicht möglich. Bisher hat auch erst eine Erstbeprobung stattgefunden	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Radermacher et al. (1998)
	HCH-Gehalte im Boden (alpha, beta, gamma, delta-Isomere) (µg/kg Trockensubstanz)	S	Noch nicht realisierbar: Bundesländerübergreifende Auswertung aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden derzeit noch nicht möglich. Bisher hat auch erst eine Erstbeprobung stattgefunden	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Radermacher et al. (1998)

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionalisierung	Literaturquelle
Organische Schadstoffe	PCB-Gehalte (Polychlorierte Biphenyle) im Boden ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockensubstanz)	S	Noch nicht realisierbar: Bundesländerübergreifende Auswertung aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden derzeit noch nicht möglich. Bisher hat auch erst eine Erstbeprobung stattgefunden	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Radermacher et al. (1998)
	HCB-Gehalte (Hexachlorbenzol) im Boden ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockensubstanz)	S	Noch nicht realisierbar: Bundesländerübergreifende Auswertung aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden derzeit noch nicht möglich. Bisher hat auch erst eine Erstbeprobung stattgefunden	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Radermacher et al. (1998)
Stoffliche Bodenpotenziale	Filtervermögen des Bodens für Schwermetalle	S	Eingeschränkt realisierbar: Ton- und Humusgehalte und pH-Wert wurden als wichtige Parameter für Puffereigenschaften an fast allen BDF analysiert. Die KAKeff wurde bisher jedoch nur an 40% der BDF bestimmt	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK, Hrsg.) (1988)
	Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften	S	Eingeschränkt realisierbar: Ton- und Humusgehalte und pH-Wert wurden als wichtige Parameter für Puffereigenschaften an fast allen BDF analysiert. Die KAKeff wurde bisher jedoch nur an 40% der BDF bestimmt	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Erdmann, K. (1998)
	Bodenqualität in Hinblick auf Filter und Puffer für organische u. anorganische Schadstoffe, Säuren	S	Eingeschränkt realisierbar: Ton- und Humusgehalte und pH-Wert wurden als wichtige Parameter für Puffereigenschaften an fast allen BDF analysiert. Die KAKeff wurde bisher jedoch nur an 40% der BDF bestimmt	Punktbezogene Auswertungen an BDF	Clemens, G.; Bartel, L.; Lehle, M.; Lennartz, H.; Wolf, D. (1997)
Veränderungen in der Bodenbiologie	Bestand und Veränderung von Bodenorganismen bspw. Colembolen (Springschwänze), die zur Humusbildung beitragen (indirekter Indikator für Humusbildung)	I	Eingeschränkt realisierbar: Collembolen werden nur an 21% der BDF untersucht, die mikrobielle Biomasse jedoch an 64% der BDF	BDF	Walz et al. (1997)
	Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose	I	Noch nicht realisierbar: Die Bodenbiologische Standortklassifikation (BBKS) befindet sich für Deutschland noch in der Entwicklung, um daraus Vorhersagen für Biozönosen treffen zu können		Römbke & Dreher (2000)
Förderung der extensiven Landbewirtschaftung	Flächenanteil besonders extensiver Landbewirtschaftungsverfahren an LF (%)	R	Realisierbar (jährlich) auf Grundlage der Monitoringdaten der Bundesländer zu den Agrarumweltprogrammen; Datenbank des BMVEL weist Extensivierungsmaßnahmen (Düngemittel, PSM) nicht gesondert aus.	Landkreis	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)

Anhang 3: Stoffliche Bodenbelastungen

Thema	Indikator	DPS IR	Realisierbarkeit	Regionali- sierung	Literaturquelle
Förderung des ökologischen Landbaus	Flächenanteil des ökologischen Landbaus (%)	R	Realisierbar (jährlich): Auf Grundlage von Monitoringdaten zur Umsetzung der Agrarumweltprogramme des BMVEL	Bundesland; Landkreis (Recherche bei den BL erforderlich)	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000)
	Fläche unter ökologischen Landbau (% der LF)	R	Realisierbar (jährlich): Auf Grundlage von Monitoringdaten zur Umsetzung der Agrarumweltprogramme des BMVEL	Bundesland; Landkreis (Recherche bei den BL erforderlich)	Europäische Umweltagentur (1999b und 2000)

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren⁹²

Indika-tor-Code	Issue / Question	Indicator	Di-men-sion	DPS IR	Soil Degrada-tion Pattern
1	Contributors to local soil contamination	Contribution of industrial sectors to local soil contamination	%	D	Loc. Soil Cont.
2	Contaminated Sites Management	Progress in identification of contaminated sites (a) potentially contaminated sites - already identified sites versus estimated total (b) Number of sites which pose a significant risk to human health and the environment and where remediation action is urgently needed - already identified sites versus estimated total	%	R	Loc. Soil Cont.
3	Implemented Measures against local soil contamination	clean-up to multifunctional land and gw use clean-up to limited/restricted land and gw use	(num-ber)	R	Loc. Soil Cont.
4	Supporting measures to remediation of local soil contamination	Overview of clean-up funding tools		R	Loc. Soil Cont.
5	How much is spent on the remediation of local soil contamination?	Environmental expenditures at the national level on -site investigation -risk assessment -remediation measures	Euro	R	Loc. Soil Cont.
6	Intensity of Agriculture: ¹			D	not applicable
7	What is the degree of agricultural land use? and To what extent does agricultural land use intensify during a specified time within a given country? ¹	Consumption of fertilisers per defined region (e.g. member state) (and its increase)	t/ha	P	Soil Erosion
8		Average farm size per defined region (e.g. member state) (and its increase)	ha	D/P	Soil Erosion
9		Average field sizes (and its increase)	ha	D/P	Soil Erosion
10		Average crop yield per area (and its increase)	t/ha	D/P	Soil Erosion

⁹² Quelle: Huber et al. (1999/2000)

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren

Indi-ka-tor-Code	Issue / Question	Indicator	Di-men-sion	DPS IR	Soil Degrada-tion Pattern
11		Average net profit per area	Eur/h a, yr	D	Soil Erosion
12		Number of grazing animals	no./ha	P	Soil Erosion
13	To what extent is the <u>area</u> of member countries affected to soil erosion (both wind and water erosion)?	Short term: rough estimations by the countries ² : percentage of <u>area</u> affected to soil erosion per defined region (e.g. member state)	%	S	Soil Erosion
14	To what extent is the total <u>area</u> of Europe affected to soil erosion (both wind and water erosion)?	Depending on the progress of validation of the ISRIC Map	km ²	S	Soil Erosion
15	What is the extent of total soil loss by soil erosion (water erosion)?	Short term: rough estimations: ³ estimation of the total gross erosion of defined areas based on the sediment delivery ratio of selected rivers (in dependence of the watershed area)	t	S	Soil Erosion
16	What is the impact of soil erosion by water on other media?	Annual suspended sediment yields in selected rivers (cp. state indicator)	t/m ³ /a	I	Soil Erosion
17	What is being done to remove off site damages by soil erosion?	Expenditures for removals of sediment deposits in built up areas (traffic routes, houses)	Euro	I/R	Soil Erosion
18	How much is spent on sustainable farming?	Local agricultural programs to enforce sustainable farming management systems (incl. terminated set-aside of arable land)	Euro	R	Soil Erosion/ Diffuse contam.
19	How much is spent on erosion prevention?	Expenditures for special soil erosion prevention programs, forest fire protection	Euro	R	Soil Erosion
20	What instruments are used within the countries to avoid soil erosion?	Development and implementation of action plans (advisory activities, incentives, participatory activities, awareness,)		R	Soil Erosion
21	To what extent is the erosion risk <u>area</u> of member countries protected from soil erosion (both wind and water erosion)?	Portion of actual erosion risk area under erosion control management (set-aside arable land, strip cropping, contour ploughing, crop changing, balanced grazing, reforested), on total area of actual erosion risk	%	R	Soil Erosion
22	Development of human population ⁴ :			D	not applicable

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren

Indi-ka-tor-Code	Issue / Question	Indicator	Di-men-sion	DPS IR	Soil Degrada-tion Pattern
23	What is the extent of human population (during a specified time within a given country)?	Total amount of human population	no.	D	Soil Sealing
24		Population growth rate	%	D	Soil Sealing
25		(Increase of) number of households	no.	D	Soil Sealing
26	Urban expansion ⁵		P		Soil Sealing
27	What is the state of urban expansion?	(Increase of) area covered by human settlements and traffic routes	%	P/S	Soil Sealing
28		Estimated sealed area (by area covered by human settlements and traffic routes) per inhabitant	ha/per son	P/S	Soil Sealing
29		Classified regional settlement structures (presentation as circle diagrams): areas with large conurbation areas where conurbation is beginning to develop rural areas	%	D	Soil Sealing
30	What is the total amount of consumption of build up material per member state?	Total consumption of build up material	t	P	Soil Sealing
31	To what extent are soils of high quality/environmentally important soils affected by soil sealing ⁶ ?	Portion of high quality and /or environmentally important soil sealed	%	S	Soil Sealing
32	What are the effects of soil sealing on the environment ⁷ ?	Number of serious floods /landslides in recent years	(num-ber)	I	Soil Sealing/mass erosion
33	Does legal bases for the prevention of soil sealing exist?	Existing directives to minimise soil sealing		R	Soil Sealing
34					
35	To which extent shall soil sealing continue in the future?	Local activities in defining targets for future soil sealing rates (increase of area covered by human settlements and traffic routes)	%	R	Soil Sealing
36	How much sealed soil could be repaired? (incl. Changing the sealing mate-	Local assessments of de-sealing potentials (portion of de-seable and changeable surface areas (increase of permeability) on the total area covered by human	%	R	Soil Sealing

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren

Indika-tor-Code	Issue / Question	Indicator	Di-mens-ion	DPS IR	Soil Degrada-tion Pattern
	rial to permeable materials)	settlements and traffic routes)			
37	Tourism ⁸				
38	What is the ex-tent of tourism in environmental sensitive areas	Overnight lodgings in selected areas (highly attractive for tourism)	no.	D/P	not applicable
39	Development of infrastructure in areas highly attrac-tive for tour-ism	Area covered by human settlements and traffic routes in selected areas (highly attractive for tourism)	no.	P	Soil Sealing
40	Development of infrastructure, traffic and trans-port.	Length of traffic infrastructure	km	D	Diffuse cont.
41		Motor vehicle licences	no.	D	Diffuse cont.
42		Consumption of fuels	I	D	Diffuse cont.
43		Traffic frequency	no./da-y	D	Diffuse cont.
44		Emissions due to traffic issues	g/day	P	Diffuse cont.
45	Influences on housing to the environment?	Sales on fuel oil and -gas for domestic use	l/year	D	Diffuse cont.
46	To which extent are industry and waste manage-ment contributing to air pollution?	Emission records due to industrial, and waste burning activities	g/day	P	Diffuse cont.
47	Intensive agri-culture	livestock	no.	P	Diffuse cont.
48	How much and in which quality is sewage sludge used in agricult ure?	Consumption of sewage sludge in the different qualities	t	P	Diffuse cont.
49	Amounts of pes-ticides used in agriculture?	Amount of pesticide applications	kg	P	Diffuse cont.
50	Estimating the buffering capacity of the soils per defined region (e.g. member countries)	Base saturation	%	S	Diffuse cont.
51	To which extent does soil acidifi-cation occur?	pH CaCl ₂ distribution < 3 3 – 5 5 – 7 > 7	%	S	Diffuse cont.
52	To which extent does soil eutro-	C/N and C/P relationship	-	S	Diffuse cont.

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren

Indika-tor-Code	Issue / Question	Indicator	Di-men-sion	DPS IR	Soil Degrada-tion Pattern
	phication occur?				
53	How many sites show trace element contents over nationally used thresholds? (geogenic or anthropological enrichment)	Exceedance of thresholds of heavy metal contents in soils (e.g. Pb)	no.	S	Diffuse cont.
54	Changes in nutrient supply	Makro- and micronutrients in plants, soils and soil water	mg/kg	S	Diffuse cont.
55	Changes in biodiversity	Changes in occurrence of specific key species in soils	%	I	Diffuse cont.
56	Changes in forest health	Assessment of crown conditions	%	I	Diffuse cont.
57	What is done to reduce emissions?	Statutory regulations on emission standards		R	Diffuse contamin
58	How much on support is spent for “organic farming”	Environmental expenditures on national level	Euro	R	Diffuse contamin

Notes:

¹ Complex indicator: The intensification of agriculture of cost effective but unsustainable land use practices, the use of machinery for the cultivation of enlarged fields, the overgrazing and other instruments of intensive land use practices could be seen as the main driving forces and corresponding pressures on soil that cause erosion in regions with potential and actual soil erosion risks. Average field sizes (and increase of field sizes), combined with average farm size per region as well as the consumption of fertilisers and the number of grazing animals, gives an indication of the intensification of agriculture. The main message is: the higher the degree of intensity of agricultural land use the higher may be the soil loss by water and wind erosion in potentially high erosion risk areas.

² Soil erosion state indicators should be able to provide a picture of the extend and the severity of the potential soil erosion risk (taking into account climatic topographic and soil conditions) and of the actual soil erosion risk (taking into account also the vegetation cover respectively the actual land use). They should also provide information on the rate of the actual soil loss (under the existing soil management and erosion control practices) and on the rate of soil loss tolerance.

The comparison of the potential with actual soil erosion risk could be considered as an indicator for risks in land use changes. The comparison of the rates of soil erosion with the soil loss tolerance would provide estimates of the impacts and the required response.

The assessments of the state of soil erosion should be scientifically sound and provide quantitative (if possible, otherwise qualitative) regionalised georeferenced estimates of soil erosion risks of both potential and actual erosion risk, based on the methodology of the ‘Universal Soil Loss Equation’ (USLE) or preferably on recent regional quantitative models, where available and applicable.

On a medium time scale (approximately 2 years) soil erosion maps could be prepared on the basis of the ‘Soil Geographical database of Europe’ (soil data), the ‘Soil Regions of Europe’ map (topographic data), land cover data (CORINE or better recent remote sensing images and climatic data).

The State Indicators should be presented as ‘circle diagrams’ for each considered region (e.g. member state).

³ In order to get some short term estimates about the soil erosion problem, the gross erosion in defined watersheds of selected rivers could be estimated from the ‘sediment delivery ratio’, if needed data (watershed size and sediment concentrations respectively annual suspended sediment yields [$t/m^3/a$]) are available.

⁴ Complex indicator: The major causes for soil sealing could be seen in urban expansion driven mainly by increasing human population. The main message is: the higher the development of human population the higher are the pressures by urban expansion.

Anhang 4: Vorläufige Vorschlagsliste der EUA zu Bodenindikatoren

⁵ Urban expansion could be described by the total area covered by human settlements and traffic routes per member state, perhaps related to the total amount of inhabitants of the member state. If detailed information is available classified regional settlement structures may be good indicators for the state of urban expansion:

Class Description

Areas with large conurbation: Regions with a regional centre of at least 300.000 inhabitants and/or a population density exceeding 300 people/km²

Areas where conurbations are beginning to develop: Population density on average above 150 people/km² and as a general rule a regional centre of at least 100.000 inhabitants

Rural areas: Districts and autonomous cities with a joint population density of less than 150 people/km²

⁶ May be not feasible in a short term approach, but should be taken into account for a long term approach.

⁷ Soil sealing has effects on other media, e.g. natural hazards and the environment in general. For the short term approach it might be feasible to evaluate the number of serious floods in recent years. For a longer term estimations of losses in biomass, the increase of surface runoff, changes in albedo and in land-atmosphere interactions and changes in microclimate should be taken into account.

⁸ The sector 'Tourism' could be seen as a further important driving force causing pressures on soil resources. Tourism has direct impacts in both soil sealing and soil erosion. Indicators should be included into the short term approach, if feasible. (examples for soil erosion: **pressure**: out door sport activities (winter sports as well as summer sports activities), **state**: soil loss by soil erosion, **impact**: increase of land vulnerability against natural events; **response**: any activities in directing tourism to 'soften' (=environment friendly) tourism).