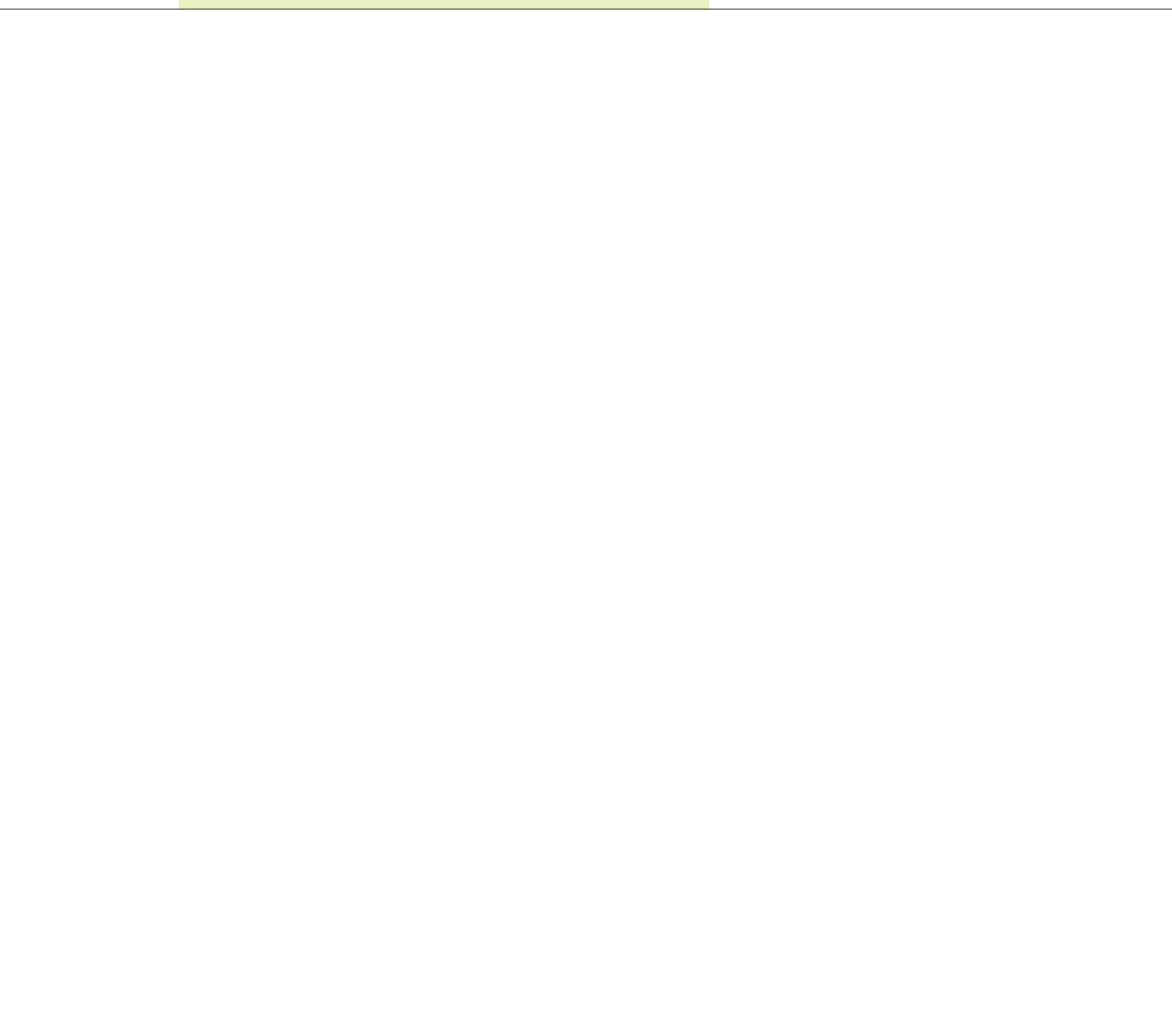
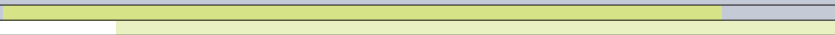
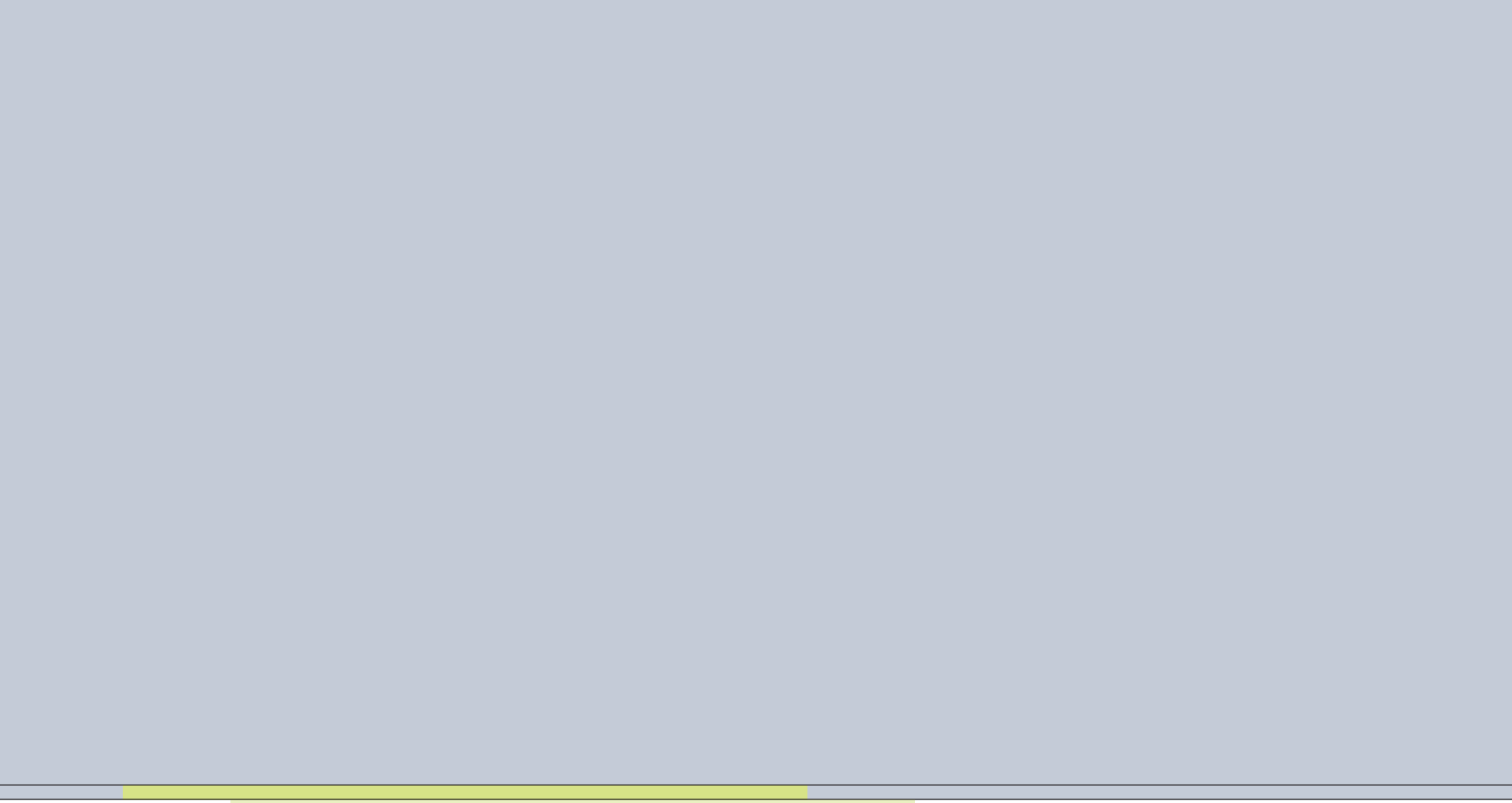


Wissenschaftliche Bewertung des UBA-Abschlussberichtes

„Ableitung von Materialwerten im Eluat und
Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe“
von SUSSET & LEUCHS, Februar 2008

Prof. Dr. Stefan Gäth
Prof. Dr. Ludwig Luckner

Juni 2008



Intro *„Dabei wird es notwendig sein, eine Balance zwischen den Anforderungen des Boden- und Gewässerschutzes und der Zielsetzung der Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung zu finden. Das Bundesumweltministerium will sich dieser Aufgabe stellen.“**(Bundesumweltministerium 2006: Flyer zum BMU-Workshop 13./14. Februar 2006 in Bonn)

Balance ist das erklärte Ziel des Bundesumweltministeriums (BMU) für die neu zu schaffende, bundeseinheitliche Artikelverordnung zu den *„Anforderungen an den Einbau mineralischer Ersatzbaustoffe in technischen Bauwerken und zur Änderung der Bundes-Bodenschutz-Verordnung“*. Letztere behandelt insbesondere das Thema „Verfüllung von Abgrabungen.“

Zugegeben – keine leichte Aufgabe. Von daher ist es schlüssig und begrüßenswert, dass sich das BMU bei seinem 1. Arbeitsentwurf dieser Artikelverordnung vom 15.11.2007 auf wissenschaftliche Untersuchungen zu diesem sehr komplexen Themenbereich gestützt hat, insbesondere den Ergebnissen des Verbundvorhabens „Sickerwasserprognose“ aus den Jahren 2000 – 2007 und dem u.a. hierauf aufbauenden Abschlussbericht von SUSSET & LEUCHS 2008 im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA).

Nachvollziehbar ist auch, dass betroffene Wirtschaftsbranchen die vorliegenden wissenschaftlichen Ergebnisse des zusammenfassenden Abschlussberichtes einer unabhängigen wissenschaftlichen Prüfung unterzogen haben wollten – und zwar durch renommierte, in ihrer Fachkompetenz allgemein anerkannte Professoren aus den Bereichen der Hydro(geo)logie, Pedologie, Abfallwirtschaft, Umweltanalytik und Transportmodellierung.

Diese Prüfung erfolgte seitens

- Prof. Dr. Stefan Gäth, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement an der Justus-Liebig-Universität Gießen, Mitglied des nationalen Arbeitskreises „Carry-over“ beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, der sich mit der Bewertung des Transfers von Schadstoffen in die Nahrungs- und Futtermittelkette beschäftigt und Sprecher des Technologiebeirats der Hessischen Landesregierung sowie
- Prof. Dr.-Ing. habil. Ludwig Luckner, Leiter des Grundwasserforschungsinstituts Dresden (GFI), Vorstandsvorsitzender des Dresdner Grundwasserzentrums e.V. und Gastprofessor an der Universität für Bodenkultur Wien.

Die vorliegende gutachterliche Stellungnahme von Gäth & Luckner 2008 und deren Mitarbeitern zeigt, dass die Erkenntnisse aus dem wissenschaftlichen Konzept von Susset

& Leuchs 2008 eindeutig zu einer Erweiterung des wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur Sickerwasserprognose geführt haben.

Allerdings zeigen GÄTH & LUCKNER 2008 auch folgende Ergebnisse auf:

- Es besteht kein Anlass, die Erkenntnisse inkl. Transportmodellierungen aus dem wissenschaftlichen Konzept von SUSSET & LEUCHS 2008 als „der Weisheit letzter Schluss“ anzusehen: bei nicht validierten Rechenmodellen und Parameterfunktionen sowie gesetzten Annahmen ist die vorgenommene Ableitung justiziable Materialwerte im 1. Arbeitsentwurf der Artikelverordnung als fragwürdig einzustufen.
- Das wissenschaftliche Konzept von SUSSET & LEUCHS 2008 enthält vielfache sowie realitätsferne Vorsorgeelemente und Annahmen u.a. hinsichtlich der übernommenen, nach wie vor strittigen Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) und des Transportpfades in der ungesättigten Zone, z. B.:
 - Minderungsfaktoren bei der Ableitung von GFS-Werten um mehrere Zehnerpotenzen: Division der niedrigsten Effektkonzentration mit dem Faktor ≥ 100 , um NOEC (no effect concentration) zu bestimmen und weitere Division der NOEC mit dem Faktor 10, um PNEC (predicted no effect concentration) zu bestimmen,
 - Verlegung des „Ortes der Beurteilung“ bzw. Grenzwertübertragung der Trinkwasserverordnung direkt auf das Kontaktwasser mit der Stoffquelle anstelle des Grundwasserkörpers,
 - überhöhter Jahresniederschlag und damit verbundene drastische Grundwasserneubildungs- bzw. Sickerwasserraten (313 bis 2.318 mm/a statt durchschnittlich 135 mm/a),
 - Böden mit nicht repräsentativen geringen Tongehalten, geringen Gehalten an organischer Substanz und geringer Trockendichte des Unterbodens,
 - zu geringe, als referentiell angesehene Filterstrecke von 1 m,
 - Linearisierung der Freundlich-Isothermen,
 - Begrenzung der Filterkapazität auf 50 Prozent.

GÄTH & LUCKNER (2008, Kap. 7) kommen abschließend zu folgender Bewertung: *„Das vorgelegte wissenschaftliche Konzept von SUSSET & LEUCHS (2008) zur Ableitung von Grenzwerten und Verwertungsoptionen für mineralische Abfälle ist demgegenüber überwiegend auf den Grundwasserschutz fokussiert.“*

Damit ergibt sich folgendes Dreigestirn:

- ein auf den Grundwasserschutz fokussiertes wissenschaftliches Konzept von SUSSET & LEUCHS (2008) für das BMU bzw. UBA,
- auf eine praktikable Verordnung angewiesene Wirtschaftsbranchen für eine funktionsfähige Kreislaufwirtschaft im Sinne der Ressourcenschonung und

- ein auf „*Balance zwischen den Anforderungen des Boden- und Gewässerschutzes und der Zielsetzung der Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung*“ ausgerichtetes BMU.

Kann es bei solch einer Konstellation eine Lösung geben? Eindeutig ja, denn die Antwort bzw. den Lösungsweg zeigen SUSSET & LEUCHS (2008 : Kap. 3.2) selbst exemplarisch für den Parameter Cadmium auf: um überhaupt eine uneingeschränkte Verwertung von natürlichen Böden zu ermöglichen, nehmen sie eine erforderliche Anpassung des Cadmium-GFS-Wertes um den Faktor 5 von 0,5 auf 2,5 µg/L vor.

Dies zeigt, Konventionen sind sehr wohl möglich und die vielfältigen Vorsorgeelemente bieten genügend Spielraum, um ein „Abrutschen“ von ca. 50 % der bislang bundesweit verwerteten ca. 240 Mio. Tonnen mineralischer Abfälle und industrieller Nebenprodukte in eine schlechtere Verwertungsklasse und damit drohender Deponierung zu verhindern.

So berechtigt der wasserrechtliche Besorgnis- bzw. Vorsorgegrundsatz auch ist, so fragwürdig wird er in dem Moment, wenn durch unverhältnismäßige und unwirksame Einschränkungen andere, ebenfalls ökologisch orientierte Nutzungen ausgeschlossen werden. „Vorsorgende Vorsorge“ führt nicht weiter. Im Kontext zu der allgemeinen Ressourcenstrategie und der thematischen Strategie der Europäischen Union für Abfallvermeidung und Recycling steht die Kreislaufwirtschaft im Mittelpunkt, die es unter Wahrung eines angemessenen Grundwasser- und Bodenschutzes zu sichern und weiter zu entwickeln gilt.

Christa Szenkler,
Vorsitzende der Projektgruppe Wasser/Boden/Abfall beim Bundesverband Baustoffe -
Steine und Erden e.V.

Wissenschaftliche Bewertung
des UBA-Abschlussberichtes
„Ableitung von Materialwerten im Eluat und
Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe“
von SUSSET & LEUCHS, Februar 2008

Prof. Dr. Stefan Gäth
Prof. Dr. Ludwig Luckner

Juni 2008

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	11
2	Zielfunktion und Ableitungen der Geringfügigkeitsschwellenwerte	12
2.1	Ursprungsziel: Beurteilung von Grundwasserschäden.....	12
2.2	Erweiterte Zielfunktion	15
2.3	Ableitung der LAWA-GFS-Werte 2004.....	17
2.3.1	Betrachtete Schutzgüter	17
2.3.2	Ableitung der GFS-Werte	19
2.4	Übertragung der LAWA-GFS-Werte auf Bodenwasserkennwerte	26
2.5	Verrechtlichung der LAWA-GFS-Werte.....	30
2.6	Zusammenfassung und Fazit	31
3	Bewertung der Basis-Modellgleichung zum Stofftransport in der ungesättigten Quell- und Transportzone	35
3.1	Analyse des Advektions-Dispensionsmodells	35
3.2	Analyse des Retardationskonzepts	37
3.3	Verallgemeinertes reaktives Stofftransportmodell.....	42
4	Bewertung der Randbedingungen und Parameter zur Reflexion des Stofftransports in der ungesättigten Bodenzone	44
4.1	Randbedingungsanalyse.....	44
4.2	Parameteranalyse.....	44
4.2.1	Wassertransport und Sickerwasserrate.....	44
4.2.2	Bodenkenngrößen	47
4.3	Zusammenfassende Bewertung des Modellansatzes	52
5	Bewertung des Perkolationsstestes zur Abschätzung der Quellstärke	54
6	Vergleichende Bewertung der ErsatzbaustoffV-Entwurf mit geltenden Verordnungen und Regelwerken	57
6.1	Gleichheitsgrundsatz	57
6.2	Verhältnismäßigkeit.....	59
6.3	Folgenabschätzung.....	61
7	Zusammenfassende Schlussfolgerung	63
8	Zusammenfassung	66
9	Literaturverzeichnis	71

Abkürzungsverzeichnis

AbfAbfV	- Abfallablagerungsverordnung
AbfKlärV	- Klärschlammverordnung
A _s	- Sickerwasserspende
BBodSchG	- Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BioAbfV	- Bioabfallverordnung
BMBF	- Bundesministerium für Bildung und Forschung
c	- Konzentration des betrachteten Stoffes im Bodenwasser
DepV	- Deponieverordnung
DFG	- Deutsche Forschungsgesellschaft
DK	- Deponieklasse
D _x	- Koeffizient der longitudinalen hydrodynamischen Dispersion
EG	- Europäische Gemeinschaft
ErsatzbaustoffV-E	- Ersatzbaustoffverordnung im Entwurf
ETa	- aktuelle Evapotranspiration
FuE	- Forschung und Entwicklung
GFS	- Geringfügigkeitsschwellen
GPV	- Gesamtporenvolumen
GW	- Grundwasser
GWN	- Grundwasserneubildung
HW	- Hintergrundwert
K _d	- Verteilungskoeffizient
KORA-TV	- Themenverbund (TV) des BMBF-Förderschwerpunktes KORA: „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden“
KrW-/AbfG	- Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LAGA	- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LC50	- Lethal-concentration
LOEC	- Lowest-observed effect concentration
n	- Porosität
NE-Metalle	- Nichteisen-Metalle
NOEC	- No-observed effect concentration
P _{korr}	- korrigierter Niederschlag
PNEC	- Predicted no-effect concentration
PTF	- Pedotransferfunktion
R	- Retardationskoeffizient
r _D	- Direktabflusspende
r _i	- Interflow-Abflusspende
r _o	- Oberflächenabflusspende
r _u	- unterirdische Abflusspende
TrinkwV	- Trinkwasserverordnung

UBA	- Umweltbundesamt
UGB	- Umweltgesetzbuch
v_x	- Abstandsgeschwindigkeit des Bodenwassers
WF	- Wasser-/Feststoff-Verhältnis
WHG	- Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	- Wasserrahmen-Richtlinie
x	- Strecke, Koordinate
ρ	- Trocken(raum)dichte des Bodens

Vorwort

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (1996) fordert in seinen abfallwirtschaftlichen Zielen, dass die Vermeidung Vorrang vor der **Verwertung** und die Verwertung ihrerseits **Vorrang vor der Beseitigung** von Abfällen hat. Dabei wird ferner definiert, dass die Verwertung eine Alternative zur thermischen Beseitigung oder Ablagerung von Abfällen darstellt, wenn

1. die Verwertung technisch machbar und wirtschaftlich zumutbar ist,
2. ein Markt für das geschaffene Produkt vorhanden ist oder geschaffen werden kann und
3. keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt.

Die stoffliche (wie die energetische) Verwertung von Abfällen in Form so genannter sekundärer Rohstoffe stellt einen Beitrag zum Ressourcenschutz und zum nachhaltigen Wirtschaften dar - eine wesentliche Aufgabe der aktuellen Europäischen Ressourcenstrategie. Das Ziel der Verwertung von Abfällen gilt nach geltendem Recht (Krw-/AbfG, §5 (5)) nur, solange die Beseitigung nicht die umweltverträglichere Lösung darstellt. Für die Bewertung der umweltverträglichen Verwertung sind die zu erwartenden Emissionen, die Schonung natürlicher Ressourcen, die damit verbundene Energiebilanz und die Anreicherung von Schadstoffen miteinander abzuwägen.

Um der Anreicherung von Schadstoffen in der Umwelt bei der Verwertung von Abfällen vorzubeugen, wurden verschiedene Verordnungen und Technische Regeln geschaffen. Genannt seien die Bioabfallverordnung, die Klärschlammverordnung, die Deponieverwertungsverordnung, das LAGA Merkblatt M20.

Der vorgelegte Entwurf der Ersatzbaustoffverordnung verfolgt das gleiche Ziel, allerdings mit einem gedanklich neuen Konzept zur Ableitung von Grenzwerten, das auf den Ergebnissen verschiedener, BMBF-geförderter Vorhaben zur Sickerwasserprognose aufbauen soll.

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist es, die Instrumente, Methoden und Randbedingungen des gesamten Ableitungsschemas vor dem Stand der wissenschaftlichen Diskussion zu hinterfragen und zu bewerten. Die dabei jeweils aufgeworfenen Fragestellungen sollen einer inhaltlich konstruktiven Diskussion dienen.

Juni 2008

Prof. Dr. Stefan Gäth

Prof. Dr. Ludwig Luckner

1 Einleitung

Der Bundesminister für Umwelt hat am 13.11.2007 einen Arbeitsentwurf für eine „Verordnung zur Regelung des Einbaus von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken und zur Änderung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“ – kurz ErsatzbaustoffV-E – vorgelegt.

Zweck der Verordnung (§1) soll die Sicherstellung der ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung von mineralischen Abfällen sowie die Einhaltung der entsprechenden Anforderungen beim Einsatz von industriellen Nebenprodukten und Recyclingprodukten, insbesondere zum Schutz des Bodens und des Grundwassers, sein.

Im Vergleich zu bestehenden Verordnungen und technischen Regelwerken werden in diesem Entwurf zum einen neue Untersuchungsmethoden – Perkulationsmethode statt S4 – mit neuen Wasser-/Feststoff-Verhältnissen – 2:1 statt 10:1 – genannt, zum anderen Grenzwerte für anorganische und organische Stoffe bzw. Parameter definiert, deren Ableitung auf das Konzept der Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) der LAWA (2004) und den Ergebnissen des BMBF-Verbundprojektes „Sickerwasserprognose“ zurückgehen soll.

Das wissenschaftliche Konzept zur Ableitung der Grenzwerte der ErsatzbaustoffV-E ist seit Februar 2008 vom Umweltbundesamt in dem UBA-Abschlussbericht von Dr. Bernd Susset und Dr. Wolfgang Leuchs „**Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe**“ veröffentlicht.

Hintergrund der vorgeschlagenen Grenzwerte und Verwertungsoptionen bildet ein dreischrittiges Konzept, das

1. die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA (2004) berücksichtigt,
2. den Transport und die damit verbundenen Prozesse in der ungesättigten Bodenzone (Transportterm) nachvollziehen soll,
3. die Nachlieferung des zu regelnden Stoffes/Parameters aus dem mineralischen Material selbst (Quellterm) bemessen soll.

Von Seiten des BUNDESVERBANDES BAUSTOFFE - Steine und Erden e.V. und vielen anderen Wirtschaftsverbänden wird bei einer Umsetzung der ErsatzbaustoffV befürchtet, dass der überwiegende Teil mineralischer Abfälle und industrieller Recyclingprodukte nicht mehr als Ersatzbaustoffe – wie vom KrW-/AbfG gefordert – verwertet werden kann, sondern deponiert werden muss.

Vor diesem Hintergrund wurden zwei Gutachter vom BUNDESVERBAND BAUSTOFFE - Steine und Erden e.V. beauftragt, das wissenschaftliche Konzept, das zur Ableitung der Grenzwerte der ErsatzbaustoffV-E und der Novellierung der BBodSchV dient, zu beleuchten und gutachterlich zu bewerten.

2 Zielfunktion und Ableitungen der Geringfügigkeitsschwellenwerte

2.1 Ursprungsziel: Beurteilung von Grundwasserschäden

Ursprüngliches Ziel der LAWA-GFS-Werte war es, bundeseinheitliche Werte zur Beurteilung von Grundwasserschäden begründet festzulegen [LAWA 1998]. Auch in [LAWA 2004, Kap. 1: Auftrag und Problemstellung] heißt es im ersten Absatz: „Zur bundeseinheitlichen Bewertung von Grundwasserverunreinigungen, die bereits eingetreten sind oder die es zu verhindern gilt, werden nachvollziehbare und einheitliche Bewertungskriterien benötigt.“

Die LAWA-GFS-Werte – die per se keine Rechtsnormqualität besitzen – kennzeichnen so für verunreinigtes Grundwasser die Grenze zwischen einer geringfügigen anthropogenen Veränderung seiner chemischen Beschaffenheit und seiner schädlichen Verunreinigung. Physikalische und biologische Beschaffenheitsänderungen bleiben dabei unbeachtet. LAWA-GFS-Werte sollten ursprünglich nur als Richt- bzw. Orientierungswerte, nicht aber als Grenz- oder Schwellenwerte dienen.

Diese **Ursprungszielfunktion der LAWA-GFS-Werte**, bundeseinheitliche Bewertungskriterien für bereits eingetretene oder zu erwartende Grundwasserschäden bereitzustellen, ist **wasserrechtlich determiniert**. Das **WHG** bestimmt Grundwasser als Gewässer (**WHG** §1, Abs. 1) zum Schutz- bzw. Rechtsgut, das es vor Verunreinigung und sonstigen nachteiligen Veränderungen seiner Eigenschaften (**WHG** §1a, Abs. 2) zu bewahren gilt. Maßnahmen, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Grundwasserbeschaffenheit herbeizuführen, bedürfen deshalb einer behördlichen Erlaubnis (**WHG** §2 und §3). Diese darf gem. **WHG** §34 nur erteilt werden, *wenn eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist*.

Die LAWA-GFS-Werte sollten hierzu begründete, quantitative Kriterien liefern, die die zutreffenden behördlichen Erlaubnis-Entscheidungen zu objektivieren und zu stützen vermögen oder erlaubnisfreies Handeln gestatten. Entsprechendes gilt auch für die Schadenshaftung gem. **WHG** §22 und §22a. Auch **WHG** § 33a, Abs. 1 benennt nochmals das wasserrechtlich determinierte Ziel, Grundwasser so zu bewirtschaften, *dass eine nachteilige Veränderung seines chemischen Zustandes vermieden wird*¹⁾ (Abb.2.1).

Als Maß der GW-Verunreinigung bzw. nachteiligen GW-Beschaffenheitsänderung (d.h. als GW-Schadenskriterien) betrachtet die LAWA die **Schadstoffkonzentrationen** entnommener GW-Proben. Mengengrößen – wie Schadstoffmengen oder -frachten,

1) Die begriffliche Mehrfältigkeit im WHG: nachteilige Veränderung der Eigenschaften des Grundwassers bzw. des chemischen Zustandes, Verunreinigung, schädliche Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit, erhebliche nachteilige Auswirkungen...widerspiegelt den evolutionären Charakter des mehrfach novellierten Gesetzes, der nun mit dem UGB II Wasserwirtschaft überwunden werden könnte.

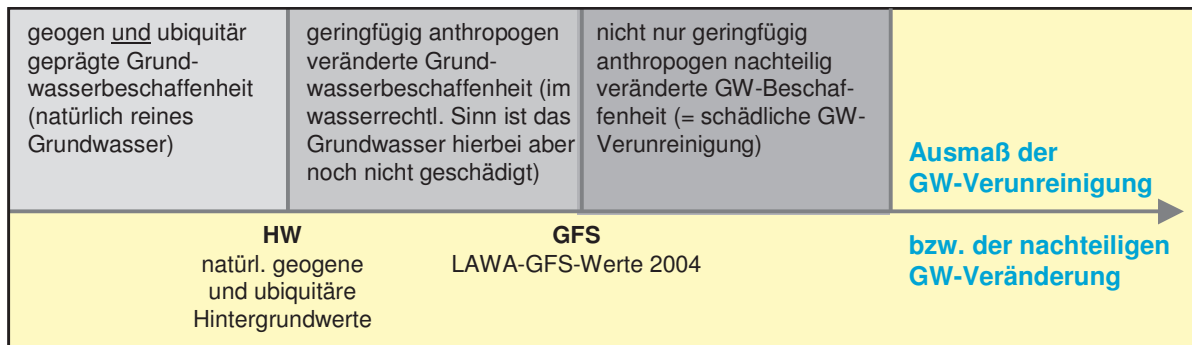


Abb. 2.1 Bereiche einer veränderten Beschaffenheit bzw. des Zustands des Grundwassers

Volumina der geschädigten oder gefährdeten GW-Bereiche, eingetretene oder erwartete Schadstofffahnenlängen u. a. – bleiben dagegen unbetrachtet, obwohl die Bewertung von Systemzuständen stets der simultanen Bewertung seiner intensiven (= Nichtmengen-) und extensiven (= Mengen-) Zustandsgrößen bedarf (so erfordert z.B. eine thermische Systemzustandsbewertung Temperatur- und Wärmemengenangaben). Auch die Bewertung der Gefahren, die für weitere Schutzgüter von verunreinigtem Grundwasser ausgehen, ist ohne Beachtung von Mengen-Kennwerten des betrachteten, existierenden oder zu erwartenden GW-Schadens nicht sinnvoll möglich. Der geschädigte Grundwasserbereich bildet stets eine potentielle neue Gefahrenquelle für Schutz- bzw. Rechtsgüter in seinem Umfeld.

Der ständige Ausschuss „Grundwasser und Wasserversorgung“ der LAWA hat 2001 beschlossen, **Konzentrationswerte für die Geringfügigkeitsschwellen (GFS) wirkungsorientiert²⁾**, d.h. human- und ökotoxikologisch (bezogen auf die Schutzgüter Mensch und Flora/Fauna) *begründet, abzuleiten* [LAWA 2004, Kap. 2.1 Grundsätze und Konzept]. Die LAWA-GFS-Konzentrationswerte definiert die LAWA hiervon ausgehend als Stoffgehalte im Grundwasser, bei welchen *trotz einer Erhöhung gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxikologischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung eingehalten werden. Damit soll das Grundwasser*

- *überall für den menschlichen Gebrauch als Trinkwasser nutzbar bleiben³⁾ und*
- *als Lebensraum intakt gehalten werden, unter anderem weil Grundwasser Bestandteil des Naturhaushalts ist und den Basisabfluss oberirdischer Fließgewässer bildet oder den Charakter grundwasserabhängiger Feuchtgebiete beeinflusst [LAWA 2004].*

2) Wirkungsorientiert ist ein unbestimmter Begriff. Gilt es die Wirkung auf ein Schutz- bzw. Rechtsgut zu betrachten, wäre schutzgutorientiert ein besserer Begriff und würde auch auf die Notwendigkeit des Mengenbezuges (z.B. Dosis- und Schutzgutkörperbezug) nachdrücklicher verweisen.

3) Diese LAWA-Formulierung ist missverständlich, Grundwasser wird nur zu einem kleinen Teil direkt als Trinkwasser genutzt, seine prioritäre Nutzung erfolgt vielmehr als Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung in den Trinkwasserwerken. Es ist kein aktuelles Ziel, künftig auf diese Trinkwasserwerke in Deutschland zu verzichten.

Diese Orientierung auf die oberirdischen Gewässer, auf die in [LAWA 2004, Kap. 2.2.2] explizit verwiesen wird, widerspiegelt auch die EG WRRL 2000, in der es z.B. im Anhang V Nr. 2.3.2 hierzu heißt, *dass die chemische Zusammensetzung des Grundwasserkörpers ... so beschaffen (sein muss), dass die Schadstoffkonzentrationen ... nicht derart hoch sind, dass die in Artikel 4 spezifizierten Umweltziele für in Verbindung stehende Oberflächenwasserkörper nicht erreicht werden.*

Problematisch ist dagegen der Bezug auf den Lebensraum „Grundwasser“. Sowohl die EG-WRRL als auch das WHG setzen nur für oberirdische Gewässer einen guten ökologischen Gewässerzustand als Ziel, für Grundwasser bzw. Grundwasserkörper wird dagegen nur ein guter chemischer Zustand erstrebt.

KERNDORFF ET AL. (2006) erachten es im Ergebnis des vom BMBF-geförderten FuE-Vorhabens KORA-TV 4.1 des UBA

„Erfassung natürlicher Prozesse bei der Emission unterschiedlicher Altablagerungen“

als zwingend geboten, Grundwasserschäden und die von ihnen ausgehenden Gefahren für weitere Schutz- bzw. Rechtsgüter zustands- und systemorientiert zu bewerten. Die LAWA-GFS-Konzentrationswerte sind hierzu aus seiner Sicht *„am wenigsten geeignet“*. LUCKNER ET AL. (2006) untersetzen dies (s. hierzu Abb. 2.2).

Schutzgut	Ziel und Zweck des Schutzes	Kriterien für die Schadensbewertung
Grundwasser als Gewässer (WHG)	Sicherung als Element des Naturhaushalts	geogene und ubiquitäre Gehalte; natürliche Reinheit
	Sicherung als Trinkwasser-Ressource	Parameter der Trinkwasserverordnung
	Gefahrlose Stützung von Landökosystemen und oberirdischen Gewässern	guter mengenmäßiger und chemischer Zustand des GW
	Sicherung als Lebensraum für GW- Organismen	GW-ökotox- und molekularbiologische Kriterien
Oberirdische Gewässer, = öffentliche Vorflut (WHG)	Sicherung als Element des Naturhaushalts	geogene und ubiquitäre Gehalte, natürliche Reinheit
	Sicherung als Trinkwasser-Ressource	Parameter der Trinkwasserverordnung
	Nutzung als Badegewässer	Humantox- Kriterien
	Nutzung zur Fischwirtschaft	Fischtox- Kriterien
	Ableitung gereinigter Abwässer	Einleitwerte der Abwasser- Verordnung
	Gefahrloser Zustand für andere Schutzgüter	guter chemischer und ökologischer Zustand
	Sicherung als Lebensraum für Flora und Fauna	GW-ökotox- und molekularbiologische Kriterien; Saprobien- Index; ...
Eigentum, Bauwerke (GG)	Wohnen, Produktion	Kriterien zur Betonaggressivität
	Schifffahrt, Anlagen ...	Wasserstände

Abb. 2.2 Schema zur Ableitung schutzgutspezifischer Kriterien zur Bewertung eingetretener und zu erwartender Grundwasserschäden gem. [LUCKNER et al. 2006]

KERNDORFF ET AL. (2006) empfehlen vielmehr statistische Verfahren und bakterielle DNA Fingerprints einzusetzen, um anthropogen geschädigte Grundwasserbereiche von ungeschädigten zu unterscheiden. Der Bezug auf Mengengrößen, die die geschädigten GW-Teilkörper bzw. GW-Bereiche kennzeichnen, ist hier durch die statistische Betrachtung des (Schadens)-Raums (zu betrachtende Grundgesamtheit) gewahrt.

Abbildung 2.3 dient der Veranschaulichung der KERNDORFFSchen Vorgehensweise bei der statistischen Diskriminanzanalyse [KERNDORFF ET AL. 2006].

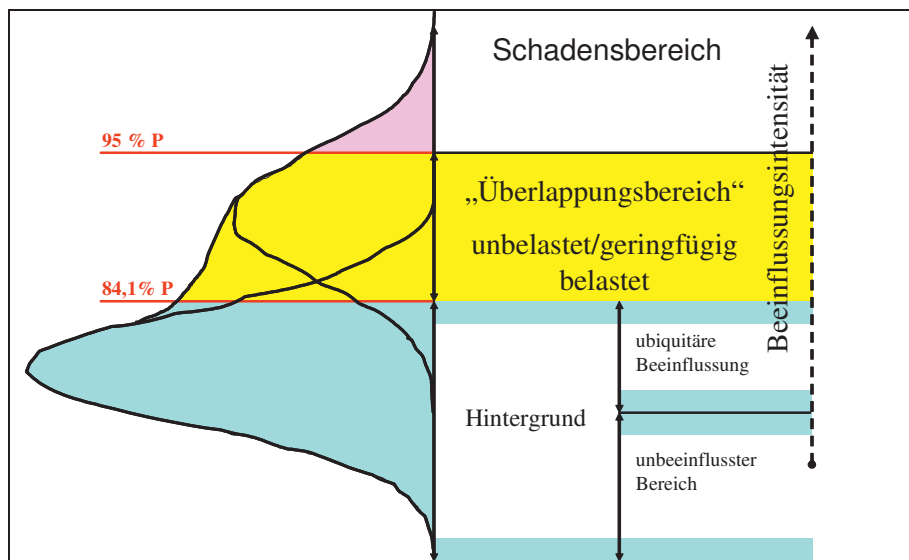


Abb. 2.3 Messwertorientierte statistische Diskriminanzanalyse zur Abgrenzung des Grundwasserschadensbereichs (vgl. Abb.1.1) gem. [KERNDORFF ET AL., 2006]

2.2 Erweiterte Zielfunktion

Mit Inkrafttreten des BBodSchG und der BBodSchV 03/1998 bzw. 07/1999 wurde **Sickerwasser (= Bodenwasser = wässrige Bodenlösung) dem Bodenschutzrecht** und das **Grundwasser dem Wasserrecht** zugeordnet. Für das Sickerwasser gelten seither nun Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden → Grundwasser nach BBodSchV, Anhang 2 Nr. 3.1 und für das Grundwasser LAWA-GFS-Werte (mit minderer Rechtsnormqualität). Beide sind und waren á priori nicht gleich, war es doch

- Ziel der bodenschutzrechtlich bestimmten Sickerwasser-Prüfwerte, die Gefahr, die von einem Bodenfunktionsschaden als Gefahrenquelle über den Wirkungspfad Bodenschaden → Gewässer auf das Schutzgut Grundwasser bzw. GW-Körper ausgeht, und
- Ursprungsziel der wasserrechtlich orientierten LAWA-GFS-Werte, den eingetretenen oder zu besorgenden GW-Schaden als solchen

zu bewerten.

Ungeachtet der unterschiedlichen Zielfunktionen,

- die Gefahrenbewertung für das Schutzgut Grundwasser (Wirkungspfad Bodenschaden → Grundwasser) und die Schadensbewertung des nachteilig veränderten Grundwassers zu objektivieren sowie
- die von diesem Gewässerschaden (geschädigtem Grundwasserbereich) ausgehenden Gefahren für weitere Schutzgüter (Wirkungspfad : GW-Schaden → Trinkwasser/ Mensch bzw. GW-Schaden → Grundwasserflora und -fauna) zu bewerten,

ergab sich Harmonisierungsbedarf mit der aus gutachterlicher Sicht simplifizierenden Erwartung, beide Werte, die LAWA-GFS-Werte und die Sickerwasserprüfwerte, gleich zu setzen. Da gemäß dem geltenden Bodenschutzrecht die Sickerwasserprüfwerte wasserrechtlich zu begründen sind (Schutzgut ist das Gewässer „Grundwasser“ – s. z.B. BBodSchV § 4 Abs. 7), wurde nun der Weg eingeschlagen, die Übertragbarkeit der LAWA-GFS-Werte auch auf die Sickerwasserprüfwerte zu begründen und den gemeinhin im Bodenschutzrecht bzw. im europäischen Wasserrecht verankerten Mengenbezug (Frachtbezug z.B. gem. BBodSchV § 2, Pkt. 5 bzw. GW-Körperbezug z.B. gem. WRRL 2000, Anhang 5 Nr. 2.3.2) dabei vereinfachend außer Acht zu lassen.

Kernelement für die erweiterte Zielfunktion, die LAWA-GFS-Werte nicht nur als Abgrenzungskriterium von geschädigten und ungeschädigten Grundwasser(teil)körpern (s. Abb.1.1), sondern auch als mengenbezugsfreies Bewertungskriterium für die Gefährdung des Schutzgutes Grundwasser zu nutzen⁴⁾ ist das **Vorsorgetheorem**, das im Wasserrecht zur Gewährleistung des „vorsorgenden Gewässerschutzes“ und des Besorgnisgrundsatzes bei der Gefährdungsbewertung tief verwurzelt ist. Vorsorge bedeutet in diesem Kontext,

- dass nicht die Wirkung auf das Schutzgut als solche, d.h. nicht die zu erwartende bzw. prognostizierte nachteilige Veränderung bzw. Schädigung des Schutzgutes betrachtet wird (hierzu ist der Mengenbezug – z.B. Dosis und Körpermasse bei der Betrachtung des Schutzgutes unerlässlich), sondern
- dass bereits die Möglichkeit bzw. das Risiko des Entstehens einer nachteiligen Änderung des Schutzgutes sicher ausgeschlossen werden soll, wozu der Ort der Beurteilung vom zu betrachtenden Schutzgut weg immer weiter in Richtung zu den potenziellen Gefahrenquellen hin verschoben wird.

Vorsorge bedeutet somit auch, dass Dämpfungswirkungen in einem Wirkungspfad oder in einer Wirkungspfadkette (d.h. alle Barriere- bzw. Attenuationswirkungen entlang der Pfade) keine oder nur eine begrenzte Berücksichtigung finden. Es ist ein Grundproblem der Vorsorgefestlegung, dass sie unbegrenzt ausweitbar ist. Ausschauend vom Schutzgut kann der Blick immer weiter ausgedehnt werden, um Gefahrenquellen zu erspähen.

4) Im [LAWA-GAP-Papier 2002, S. 11] heißt es dann sogar, dass mit den GFS kein Qualitätsziel für Grundwasser definiert werden soll, sondern die GFS-Werte auf Wasser anzuwenden sind, bevor es das Grundwasser erreicht.

Wenn dabei nicht angemessen die Attenuation Beachtung findet, vermag Vorsorge zu entarten.

Abbildung 2.4 dient der Veranschaulichung der grundsätzlich unterschiedlichen Gefahrenbewertung: Die von der **Gefahrenquelle GQ** ausgehende emissionsorientierte Bewertung der Schutzgutexposition, wie sie z.B. der Abfallablagerungsverordnung, der Depo-nieverordnung bzw. dem BBodSchG und der BBodSchV zu Grunde liegen, oder die vom **Schutzgut SG** ausgehende immissionsorientierte Bewertung der Schutzgutexposition, wie sie z.B. dem Wasserhaushaltsgesetz und den Länderwassergesetzen zu Grunde liegt.

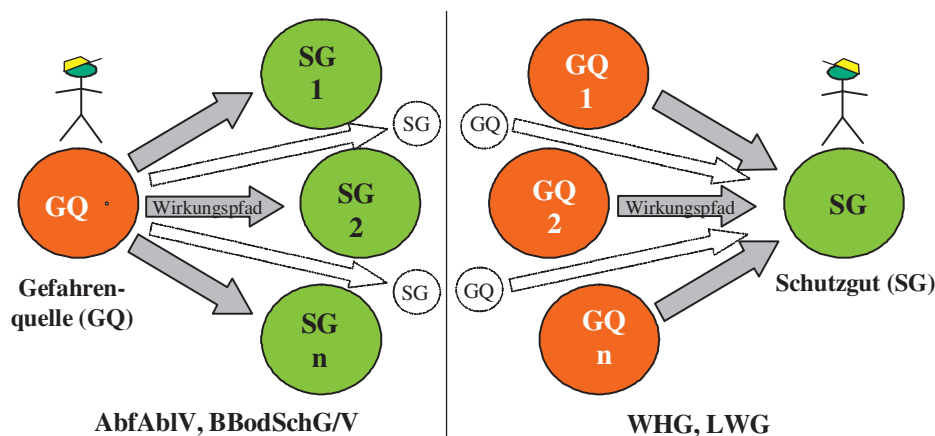


Abb. 2.4
Emissions- und immissionsorientierte Gefahrenbewertung [SONDERMANN & LUCKNER 2003]

2.3 Ableitung der LAWA-GFS-Werte 2004

2.3.1 Betrachtete Schutzgüter

Die Ableitung der LAWA-GFS-Werte, die in LAWA (2004) ausführlich beschrieben wird, nimmt ihren Ausgang von der Exposition zweier Schutzgüter:

- 1) der Exposition des Menschen durch orale Wasseraufnahme und
- 2) der Exposition der Grundwasserflora und -fauna durch Kontaktwasser.

Für das 1. Schutzgut Mensch/menschl. Gesundheit besteht durch das **Trinken von 2 l Wasser pro Tag bei 70 kg** menschlichem Gewicht keine Gefahr, hierdurch Schaden zu erleiden, wenn dieses Wasser den Werten der TrinkwV genügt. Problematisch ist hier der nachfolgende Vorsorge-Schritt, nämlich den TrinkwV-Wert für das getrunkene Wasser auf das Grundwasser als Rohwasserquelle der Trinkwasseraufbereitung zu übertragen und damit vorsorgend die Wirkung der Aufbereitung des Rohwassers zu Trinkwasser in den Trinkwasserwerken unbeachtet zu lassen.

Für das 2. Schutzgut Grundwasserflora und -fauna besteht nicht unerhebliche „fuzzi-ness“ dadurch, dass das geltende europäische Wasserrecht mit der WRRL 2000 den

guten ökologischen Zustand nur für Oberflächenwasserkörper, nicht aber für Grundwasserkörper als Zielzustand bestimmt. Im geltenden deutschen Wasserrecht wird zwar im WHG in §1a Abs. 1 die Sicherung der Gewässer – und damit gem. WHG §1 Abs. 1 Pkt. 2 auch des Grundwassers – als Lebensraum für Tiere und Pflanzen explizit postuliert, bei den Gewässern aber wiederum nur für die oberirdischen Gewässer, nicht aber für das Grundwasser das Ziel fixiert, nachteilige Veränderungen des ökologischen Zustandes zu vermeiden (s. WHG § 25a und § 33a). Hinzu kommt, dass infolge von Kenntnisdéfiziten nicht Grundwasserorganismen, sondern ersatzweise Organismen oberirdischer Gewässer der drei Trophiestufen Algen-Kleinkrebse-Fische als Testorganismen und damit als Schutzgut betrachtet werden. Abbildung 2.5 dient der Veranschaulichung.

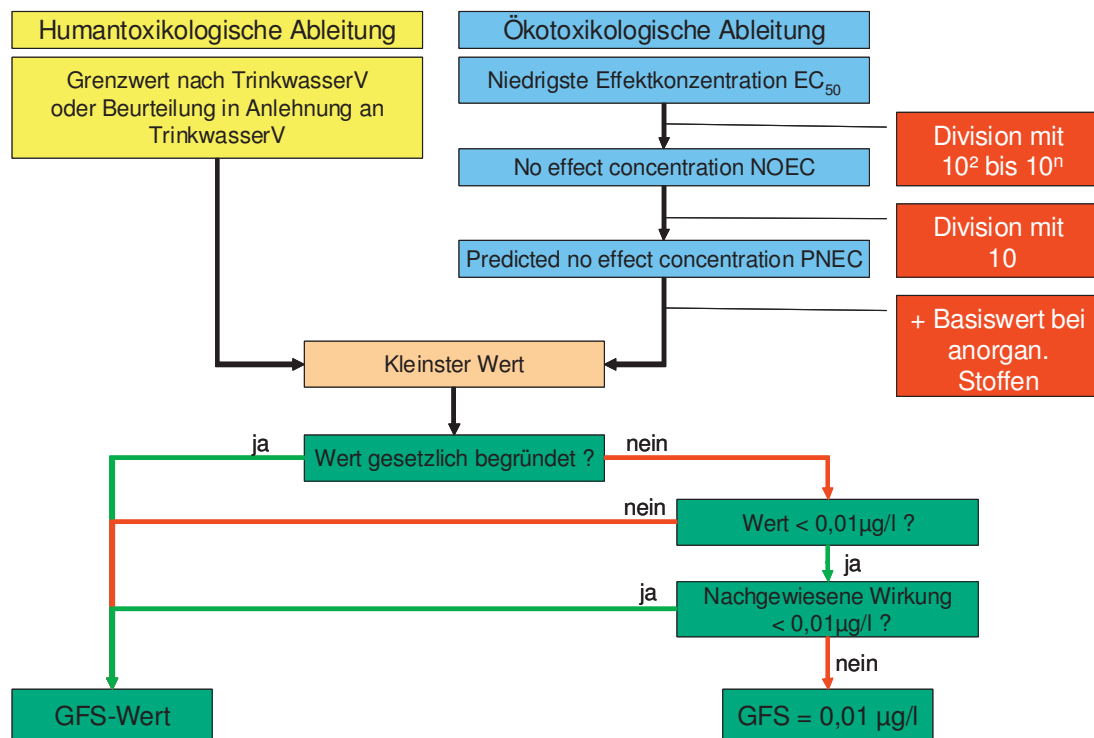


Abb. 2.5 Ableitungsprinzip der LAWA-GFS-Werte 2004 (eine detaillierte Ableitung ist [LAWA 2004] selbst entnehmbar)

Da ausgehend vom Schutzgut „Mensch/menschl. Gesundheit“ und ausgehend vom Schutzgut „Lebensgemeinschaften der oberirdischen Gewässer“ zwangsläufig unterschiedliche Schadensausschlusswerte entstehen, fand jeweils der kleinere als LAWA-GFS-Wert Verwendung.

Die **Logik dieser Ableitungsmethodik** der LAWA-GFS-Werte mit ihren Vorsorgeelementen besteht somit darin,

- das für das Schutzgut Mensch/menschliche Gesundheit eine Gefahr durch das Trinken von Wasser ausschließbar ist, wenn das Grundwasser als unaufbereitete Rohwasserquelle bereits Trinkwasserqualität, gekennzeichnet durch die TrinkwV-Werte, aufweist (Ausfallrisiken der Rohwasseraufbereitung können dann außer Acht bleiben) und

- dass es für das Schutzgut „guter ökologischer Zustand oberirdischer Gewässer“ bzw. „Lebensgemeinschaften der oberirdischen Gewässer“ keine Gefahr durch Grundwasserspeisung geben kann, wenn das in die oberirdischen Gewässer austretende Grundwasser mit seiner chemischen Beschaffenheit diese Lebensgemeinschaften bereits ohne Beachtung der hierbei auftretenden Misch- und Reaktionsprozesse nicht zu schädigen vermag.

2.3.2 Ableitung der GFS-Werte

Tabelle 2.1 zeigt einen Vergleich der abgeleiteten GFS-Werte mit den Prüfwerten der BBodSchV für das Sickerwasser am Ort der Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser.

Tab. 2.1 Vergleichende Gegenüberstellung der Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS – inklusive deren Ableitung – mit den Prüfwerten laut BBodSchV (1999) für ausgewählte Stoffe

Anorganische Parameter	Prüfwerte für Sickerwasser am Ort der Beurteilung nach BBodSchV [µg/l]	GFS	
		Wert [µg/l]	Ableitung nach ökotoxikologischen Kriterien, ggf. unter Berücksichtigung des Basiswertes Tab.2.2.2 des Berichtes
Antimon	10	5	TrinkwV ⁵⁾
Arsen	10	10	TrinkwV ⁶⁾
Blei	25	7	✓
Cadmium	5	0,5	✓
Chrom gesamt	50	7 als Chrom (III)	✓
Chromat	8	----	----
Kobalt	50	8	✓
Kupfer	50	14	✓
Molybdän	50	35	Humantoxikologisch
Nickel	50	14	✓
Quecksilber	1	0,2	✓
Selen	10	7	✓
Vanadium	-	4	✓ ⁷⁾
Zink	500	58	✓
Zinn	40	----	----
Cyanid gesamt	50	5 (50) ⁸⁾	✓
Fluorid	750	750	Humantoxikologisch
Chlorid [mg/l]	-	250	TrinkwV ⁹⁾
Sulfat [mg/l]	-	240	TrinkwV ⁶⁾

✓ Ableitung ist nach ökotox. Kriterien erfolgt

5) Ökotoxikologischer Referenzwert 6,2 µg/l

6) Ökotoxikologischer Referenzwert 24 µg/l

7) Die Anwendung des GFS-Wertes für Vanadium ist wiederholt bis zum 31.12.2008 ausgesetzt.

8) Liegt kein freies Cyanid vor, gilt der Wert 50 µg/l

9) Daten zur Ökotoxizität lagen nicht vor

Die quantitative Erfassung der zu untersuchenden Wirkung einer Substanz auf einen Testorganismus erfolgt durch die Feststellung der Dosis-Wirkungs-Beziehung, die in Form einer Dosis-Wirkungs-Kurve dargestellt wird (Abb. 2.6).

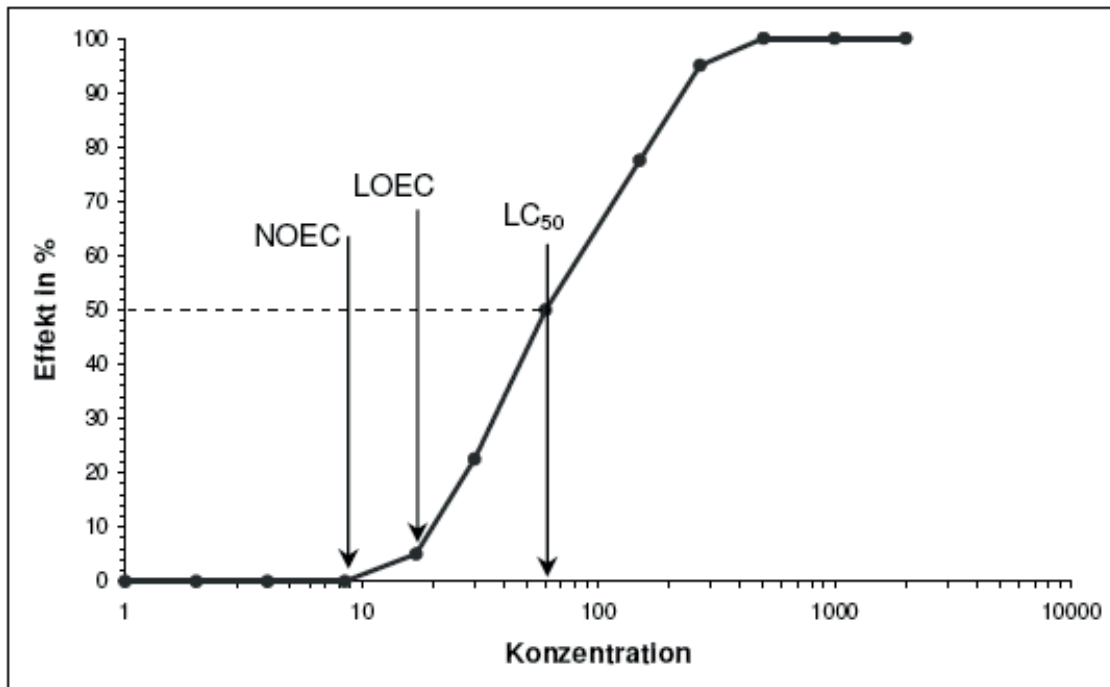


Abb. 2.6 Dosis-Wirkungs-Beziehung

NOEC: No - observed effect concentration: Höchste Konzentration im Test, bei der kein statistisch signifikanter Effekt gegenüber der Kontrolle auftritt.

LOEC: Lowest - observed effect concentration: Niedrigste Konzentration im Test, bei der ein statistisch signifikanter Effekt gegenüber der Kontrolle auftritt. Diese Konzentration wird in einem statistischen Test, dem sog. Hypothesentest ermittelt.

LC₅₀: Lethal - concentration: Bei 50 % der Testorganismen wird ein letaler Effekt festgestellt. Wenn nicht die Letalität der beobachtete Effekt ist, wird im Allgemeinen statt der LC die EC (Effektkonzentration) verwendet.

Die in Abbildung 2.6 dargestellte Kurve stellt i. d. R. einen idealisierten Verlauf dar. Tatsächlich werden über punktuelle Konzentrations-Wirkungsbeziehungen nur wenige Wertepaare gebildet, aus denen dann mathematisch-statistisch eine Dosis-Wirkungskurve ermittelt wird. Die Wertepaare sollten mindestens ein Intervall zwischen 20 % und 80 % Wirkung abbilden (FOMIN ET AL., 2003). Innerhalb dieses noch zu meist linearen Bereiches können die gewünschten Effektkonzentrationen leicht bestimmt werden. Andernfalls – und das ist die Regel – werden die NOEC mittels statistischer Testentscheidung bestimmt. Zur weiteren Ableitung von PNEC-Werten (predicted no effect concentration) aus NOEC-Werten werden diese mit Faktoren von mehreren Zehnerpotenzen dividiert.

Abschließend werden die PNEC-Werte nach LAGA (2004) durch einen weiteren Ausgleichsfaktor dividiert. „Dieser Faktor ist bei Vorliegen aller erforderlicher Daten 10 und wird mit wachsenden Datenlücken entsprechend größer. Über diesen Faktor (und die anderen [Anmerkung der Autoren]) sollen die Unsicherheiten der Übertragung einzelner Laborergebnisse an wenigen Organismenarten auf reale Verhältnisse in Gewässern berücksichtigt werden“. Eine Validierung dieses Ansatzes wurde nicht geführt.

Die folgende Tabelle zeigt ein Beispiel für die Ableitung von GFS-Werten am Beispiel für 3-Chloranilin [BRANS, 2008].

Tab. 2.2 Literaturrecherche über Ökotoxizitätsdaten für 3-Chloranilin (BRANS, 2008)

Test/Organismus	Trohiestufe	Effekt	Konz.	Einheit	Literatur
Mikrotox 30 min	Leuchtbakterientest Destruent unterste trophische Stufe	EC ₅₀	13,99	mg/l	Argese et al. (2001)
Tetrahymena pyriformis 48 h	Einzeller- Wimper- tierchen Primärkonsumet	IC ₅₀	103,24	mg/l	Argese et al. (2001)
Daphnia magna juvenile immobili- sation 48 h	Konsument niederer Ordnung	EC ₅₀	0,35	mg/l	Argese et al. (2001)
Daphnia magna juvenile immobili- sation 48 h	Konsument niederer Ordnung	EC ₅₀	0,4	mg/l	Vighi et al. (2001)
Daphnia magna juvenile immobili- sation 48 h	Konsument niederer Ordnung	EC ₅₀	0,23	mg/l	Abe et al. (2001)
Daphnia magna juvenile immobili- sation 48 h	Konsument niede- rer Ordnung	EC ₅₀	0,35	mg/l	Kühn et al. (1989)
Poecilia reticulata	Wirbeltier als Kon- sument höherer Ordnung	LC ₅₀	26,05	mg/l	Vighi et al. (2001)
Poecilia reticulata (14 d)	Wirbeltier als Kon- sument höherer Ordnung	LC ₅₀	13,36	mg/l	Argese et al. (2001)

Die Auswertung der vorhandenen Literaturstellen führt nach BRANS (2008) zu folgendem Ergebnis:

- Es wurden alle trophischen Ebenen getestet.
- Die niedrigste Effektkonzentration bei EC₅₀ (LOEC) wurde bei ABE ET AL. (2001) [zit. bei BRANS, 2008] mit 0,23 mg/l bzw. 230 µg/l gefunden.
- Für die Abschätzung der Konzentration, bei der kein Effekt festzustellen wäre, wurde der Ausgleichsfaktor 100 herangezogen (FOMIN ET AL., 2003).
230 µg/l : 100 = 2,3 µg/l (entspricht NOEC)
- Umrechnung PNEC und Ausgleichsfaktor 10
2,3 µg/l : 10 = 0,23 µg/l (entspricht PNEC)

Daraus folgt: PNEC = GFS = 0,23 µg/L.

Der Sicherheitsfaktor zwischen der niedrigsten im Versuch ermittelten Wirkkonzentration und der Geringfügigkeitsschwelle beträgt demnach in diesem Fall 1.000.

Die in Versuchen ermittelten stoffspezifischen Effektkonzentrationen sind i. d. R. nicht so publiziert, dass belastbare Rückschlüsse auf die statistische Signifikanz des abgeleiteten Ergebniswertes möglich sind. Streng genommen sind deshalb Daten, welche keinen Hinweis auf Qualitätssicherungsmaßnahmen beinhalten, ohne Kontrolle der Rohdaten nur sehr kritisch zu verwenden.

Trotzdem werden Umweltqualitätsziele in Form von Grenz- oder anderen Orientierungswerten mitunter sehr konsequent angewendet, obwohl stets zu berücksichtigen ist, dass hinter der Ermittlung eines Konzentrations-Wirkungsverhältnisses eine Fülle von Variablen steht, welche einzeln für sich betrachtet stark Fehler behaftet sein können (BRANS, 2008; FOMIN ET AL., 2003).

Anwendung ökotoxikologischer Biotests:

Bei der Anwendung von ökotoxikologischen Biotests ist zu beachten, dass die Toxizitäten der einzelnen Tests nicht vergleichbar sind. Toxizität ist als adverser Effekt auf einen definierten Zielorganismus zu verstehen, dem ein konkretes Testdesign zugrunde liegt.

Adverse Effekte sind negative Veränderungen beim Zielorganismus und reichen von reversiblen Störungen bis zum Tod. Da die Letalität nicht der Maßstab sein kann, sind schon geringste Verhaltens- oder Zustandsänderungen, die oft nicht genauer differenziert werden können, als Beurteilungseffekt ausreichend. Die Dosis – Wirkungsbeziehung bekommt dabei noch eine dritte Variable hinzu - die Expositionsdauer. Hierbei wird zwischen Kurzzeiteffekten und Langzeiteffekten unterschieden, welche Organismen abhängig als Akuttoxizitätstests und chronische Tests beschrieben werden.

Die große Vielfalt der Organismen und ihre biologisch - physiologische Diversität sowie die stoff- und matrixspezifische Bioverfügbarkeit der Testsubstanzen führen zu gänzlich unterschiedlichen Empfindlichkeiten gegenüber Fremdstoffen [vgl. FENT, 2003]. Eine Extrapolation von Toxizitätswerten zwischen verschiedenen Spezies, aber auch vom Laborexperiment auf den realen Lebensraum der Testorganismen, ist deshalb immer mit großen Unsicherheiten verbunden.

Neben der Einschränkung, die die Interpretation und Übertragung eindimensionaler ökotoxikologischer Untersuchungen auf andere Organismen und Umwelten aus gutachterlicher Sicht erschweren, wurde in dem GFS-Ableitungskonzept für die Gruppe der anorganischen Stoffe ein weiterer methodischer Schritt gewählt, der hinterfragt werden soll.

Im LAWA Bericht (2004) heißt es im Hinblick auf die anorganischen Spurenelemente:

*„Bei der Risikobewertung von anorganischen Spurenelementen, insbesondere von Metallen, muss im Unterschied zu organischen Stoffen berücksichtigt werden, dass sie geogen bedingt im Grundwasser vorkommen und die Organismen diesen in der Regel geringen Konzentrationen natürlicherweise ausgesetzt sind. Die in der aquatischen Umwelt natürlich vorhandenen Spurenelementkonzentrationen unterliegen einer zeitlichen Dynamik und können bis zu mehreren Größenordnungen schwanken. In diesem gesamten Schwankungsbereich halten Organismen ihr intrazelluläres Niveau weitgehend konstant. Um dieses berücksichtigen zu können, und um zu vermeiden, dass anthropogen unbeeinflusstes Grundwasser (...) als belastet zu bewerten wäre, wurde bei den anorganischen Spurenstoffen nach dem **„added risk approach“** zu den ökotoxikologisch abgeleiteten Werten ein **Basiswert** addiert, der die Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland charakterisiert.“*

Das bedeutet, dass die von der LAWA abgeleiteten Geringfügigkeitsschwellenwerte sich aus **zwei Teilen** zusammensetzen: zum einen aus den natürlich im Grundwasser vorhandenen Hintergrundwerten (**Basiswerten**) – vergl. hierzu Abb. 2.1 und Abb. 2.3, und zum anderen aus den **human- bzw. ökotoxikologisch abgeleiteten Wirkschwellen**. Der Basis- bzw. Hintergrundwert erfasst den geogen bedingten Beschaffenheitswert des Grundwassers und die ubiquitär geprägte Änderung. Die geogen und ubiquitär geprägte Grundwasserbeschaffenheit kennzeichnet heute „natürlich reines Grundwasser“.

Zur Bestimmung des Basiswertes wurden in einem Forschungsprojekt der LAWA die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungsprogramme der Bundesländer ausgewertet (KUNKEL ET AL. 2004). Im Einzelnen standen den Autoren für die Ermittlung des geogenen Hintergrunds 40.314 Grundwassermessstellen mit 159.745 Proben zur Verfügung, von denen 25.889 Grundwassermessstellen oder 64 % nach statistischen Berechnungen zur weiteren Auswertung übrig blieben. Die angewendeten statistischen Methoden und Zwischenergebnisse sind nicht immer nachvollziehbar. Dennoch stellt sich die Frage, warum ein Drittel der Grundwassermessstellen der Bundesrepublik Deutschland – bis auf das Saarland waren alle Bundesländer in der Auswertung vertreten – aufgrund von Fehlern, Ausreißern etc. nicht aussagekräftig sind bzw. waren und somit aus der Ermittlung herausgenommen wurden.

KUNKEL ET AL. (2004) leiten auf Basis der in der Auswertung übrig gebliebenen Grundwassermessstellen für 17 hydrogeologische Gebiete in Deutschland **Spannbreiten für die natürliche ubiquitäre Grundwasserbeschaffenheit** für NE-Metalle ab (s. Tabellen 20/21 auf den Seiten 179-180). Die **Spannbreiten** fallen dabei sehr hoch aus, wie z.B. für Zink von 9,9 - 196 µg/l bzw. für Kupfer von 0,89 - 28 µg/l (jeweils als 90 Perzentil).

In ihrer Zusammenfassung kommen KUNKEL ET AL. (2004) zu folgendem Schluss (Seite 192):

„Vergleicht man die Konzentrationen der natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasserbeschaffenheit für die Einzelparameter in den jeweiligen hydrogeologischen Be-

zugseinheiten miteinander, so stellt man zwischen den Einheiten zum Teil beträchtliche Unterschiede fest. Diese belegen zum einen die enge Wechselbeziehung zwischen den jeweiligen hydrologischen, petrografischen und pedologischen Verhältnissen und der (natürlichen) Grundwasserbeschaffenheit. Zum anderen belegen sie eindrucksvoll, dass die Festlegung von Spannbreiten der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit getrennt nach hydrogeologischen Bezugseinheiten sachlich sinnvoll und notwendig ist.“

Bezogen auf zahlreiche NE-Metalle kommen die Autoren allerdings zu folgendem einschränkenden Ergebnis:

„Für die übrigen Spurenstoffe (Ag, Ba, Bi, Br, Co, Cu, F, J, Li, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Zn) lagen nur für einige Bezugseinheiten länderübergreifend genügend Messwerte vor, so dass nur im Einzelfall Hintergrundwerte ausgewiesen wurden.“

Obwohl sich die LAWA wesentlich auf die Untersuchungen von KUNKEL ET AL. (2004) bei der Ableitung der Basiswerte für NE-Metalle stützt, wird von der Methode für die Ableitung der GFS-Werte in folgenden Punkten abgewichen:

- Die von KUNKEL ET AL. (2004) verwendeten **Zusammenhänge zu hydrogeologischen Gebieten** werden von der LAWA nicht umgesetzt, das heißt, ein regionaler, den Grundwassertyp, die Geologie, den Standort, die Grundwassertiefe etc. berücksichtigender Ansatz wird verworfen.
- Die von KUNKEL ET AL. (2004) empfohlene **Spannbreite der Hintergrundwerte** wird von der LAWA durch einen **einzigsten Basiswert** für die jeweilige Substanz ersetzt. Die LAWA glättet die von KUNKEL ET AL. (2004) ermittelten Spannbreiten dabei über ein nur schwer nachvollziehbares **„flächengewichtetes Mittel der 90. Perzentilwerte“**.
- Die LAWA arbeitet mit **15 hydrogeologischen Bezugsräumen**“, während KUNKEL ET AL. (2004) **„17 hydrogeologische Bezugseinheiten“** verwenden.
- Die LAWA leitet für **Thallium, Vanadium und Molybdän** GFS-Werte ab, während KUNKEL ET AL. (2004) hierfür keine Hintergrundwerte ermittelt haben.

Die von KUNKEL ET AL. (2004) nachdrücklich empfohlene Anwendung von Spannbreiten für die Hintergrundwerte wird gestützt durch einen **LAWA-Vorentwurf aus dem Jahr 2003** (LAWA 2003). Aus Tabelle 2.3 geht erneut eindeutig die große Spannbreite der natürlichen Hintergrundwerte hervor. Ausgehend von Grundwasserdaten aus Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg, Hessen, Hansestadt Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Bayern werden im überwiegenden Teil **um den Faktor 2 höhere Hintergrundwerte** als bei **LAWA (2004)** ermittelt. Außerdem wird von LAWA (2003) empfohlen:

„Um für die Geringfügigkeitsschwelle eine plausible und analytisch absicherbare Abstufung zwischen Hintergrundwert und anthropogener Zusatzbelastung zu erreichen, wird ein Faktor von mind. 2 über diesem Hintergrundwert benötigt“.

Die in LAWA (2003) empfohlenen GFS liegen daher z.T. deutlich über denen der LAWA (2004). Besonders deutlich wird dies bei dem Parameter Zink (Zn 400 µg/l im Vergleich zu 58 µg/l).

Die folgende Tabelle 2.3 vergleicht exemplarisch für verschiedene Elemente die GFS-Werte mit den von der LAWA berücksichtigten Basiskonzentrationen und den von KUNKEL ET AL. (2004) angegebenen natürlichen Grundwasserkonzentrationen (Bandbreite und Maximalwerte). Vergleichend enthält die Tabelle außerdem die ursprünglich von der LAWA 2003 empfohlenen GFS-Werte.

Tab. 2.3 Vergleichende Gegenüberstellung der Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS mit den Basiskonzentrationen und den von KUNKEL ET AL. (2004) angegebenen Grundwasserkonzentrationen für ausgewählte Elemente

Anorganische Parameter	LAWA 2003	LAWA 2004		KUNKEL ET AL. 2004	
	GFS-Vorschlag	GFS	Basis-konzentration	Bandbreite 90%-Perzentile	Maximalwerte
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Arsen	10	10	2,6	0,55-4,9	8,0
Blei	10	7	3,9	0,07-8,5	18
Cadmium	1	0,5	0,3	0,02-0,54	0,8
Chrom _{Gesamt}	50	7	2,4	0,02-6,7	6,7
Kupfer	20	14	10,1	0,89-19	28
Nickel	20	14	12,6	0,13-16	30
Quecksilber	0,2	0,2	0,15	0,01-0,56	0,5
Thalium		0,8	(<0,5)*	-	-
Vanadium		4	(1,6)*	-	-
Zink	400	58	49,8	9,9-196	238

* Werte aus Baden-Württemberg und Bayern („nicht repräsentativ für Deutschland“), zitiert aus LAWA (2004)

Die Bandbreite und Maximalwerte der Grundwasserkonzentrationen spiegeln die heterogenen, standorträumlichen, pedologischen, geologischen und tiefenabhängigen Verhältnisse wider, die in den jeweiligen Aquiferen herrschen. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte können in diesem Kontext eine wertvolle Orientierungshilfe sein. Einen allgemeingültigen, standortabhängigen und justiziablen Grenzwertcharakter haben sie nicht und sollten sie nicht haben.

Das deutsche Bodenschutzrecht fokussiert mit der *Sickerwasserprognose* gem. BBodSchV § 4 Abs. 3 die Betrachtung auf den Schadstoffstrom in $g_{\text{Schadstoff}} / (m^2_{\text{Fläche}} \cdot s)$, der mit der GW-Neubildung (= Sickerwasserstrom in $m^3_w / (m^2_{\text{Fläche}} \cdot s)$) aus der Bodenzone aus- und in die GW-Zone eingetragen wird. Sie dient der Bewertung von *Gefahren für das Grundwasser*, die von Schadstoffquellen auf und im Boden ausgehen. Gem. BBodSchV § 2, Pkt. 5 ist die Sickerwasserprognose dabei definiert als *Abschätzung der existierenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten*.

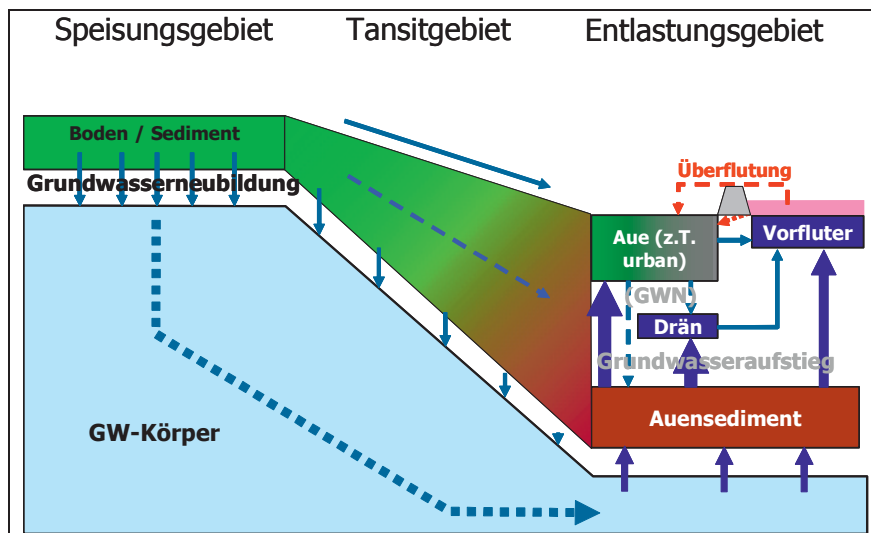


Abb. 2.8 Schema der GW-Speisungs- und GW-Zehrgebiete (vgl. SOMMER 2001)

Die Sickerwasserprognose schätzt somit die bereits existierende oder zu erwartende

- Sickerwassermenge in m^3_{Wasser} pro der zu betrachtenden Kontaktfläche und Zeit,
- die Schadstoffkonzentration des Sickerwassers in $g_{\text{Schadstoff}} / m^3_w$ und
- die Schadstofffracht ab, die sich aus der Multiplikation der Sickerwassermenge mit der Schadstoffkonzentration ergibt.

Die Mengenbezüge sind somit bei der Sickerwasserprognose nach deutschem Bodenschutzrecht klar geregelt. Die Größen des zu betrachtenden GW-(Teil)Körpers, der dem schadstoffbelasteten Sickerwasserstrom ausgesetzt ist, gilt es als Bewertungsbasis seiner Gefährdung gleichfalls zu bestimmen. BBodSchV § 4 Abs. 7 klärt diesbezüglich, dass für die Fälle, *wenn erhöhte Schadstoffkonzentration im Sickerwasser ... auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentration in Gewässern* (gem. WRRL Grundwasserkörpern) *erwarten lassen, dieser Sachverhalt bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit ... zu berücksichtigen ist*. Hiermit erfolgt somit auch der Mengenbezug auf das Schutzgut Gewässer, d.h. auf den zu kennzeichnenden Grundwasserteilkörper (lokale Begrenzung des zu betrachtenden Gewässerbereichs) in m^3_{Raum} oder $m^3_{\text{Grundwasser}}$.

Durch den Fokus des Bodenschutzrechts auf den Schadstoffstrom, der aus der Bodenzone emittiert und in die GW-Zone immittiert, werden die Abbau und Rückhalteprozesse in der Bodenzone, d.h. zwischen den Schadstoffquellen auf oder im Boden und der Grundwasseroberfläche bei der standortspezifischen und einzelfallbezogenen Sickerwasserprognose nach Bodenschutzrecht, prinzipiell berücksichtigt. Der Minderung der Schadstoffkonzentration bzw. -fracht längs des Wirkungspfades Boden → Grundwasser durch biologischen Schadstoffabbau, durch Schadstofffällung, -verflüchtigung, -sorption, -dispersion und chemische Transformation zu Nicht-Schadstoffen wird – im Gegensatz zur ErsatzbaustoffV-E – damit Rechnung getragen.

Im Rahmen des *vorsorgenden Grundwasserschutzes* findet bisher in Deutschland die Sickerwasserprognose mit ihren Mengenbezügen des Schadstoffaustrags aus der Bodenzone und des Schadstoffeintrags in die GW-Zone kaum Beachtung. Im Einklang mit BBodSchG § 7, in dem es heißt: *Die Vorsorge für das Grundwasser richte sich nach wasserrechtlichen Vorschriften*, bleibt der Bezug auf die Menge und die Dauer des Schadstoffeintrags in das Grundwasser außer Acht. Betrachtet wird nur die Konzentration. Auch bleibt außer Acht, ob überhaupt eine GW-Neubildung stattfindet oder künftig zu erwarten ist. Beachtet wird nur die Schadstoffkonzentration im Bodenwasser, unabhängig davon, ob dieses aus dem Grundwasser gespeist wird oder in dieses übertritt. Darüber hinaus wird die Schadstoffkonzentration im Bodenwasser „vorsorgend“ immer weiter von der Grundwasseroberfläche zur potenziellen Stoffquelle auf oder in der Bodenzone hin verschoben. So setzt das LAWA-GAP-Papier 2002 den Ort der Beurteilung, an dem die Bodenwasserkonzentrationen den LAWA-GFS-Werten genügen sollen, bei der Verwertung von Abfällen bzw. beim Produkteinsatz in der Bodenzone (vgl. BBodSchG § 6) in Gestalt von Aufschüttungen oder Verfüllungen schon an der Unterseite des eingebauten Materials fest. Der nächste Vorsorgeschritt, den Ort der Beurteilung in das Innere der potenziellen Schadstoffquelle zu verlegen und im Kontaktwasser mit dem abgelagerten Material die Einhaltung der LAWA-GFS-Konzentrationswerte zu verlangen, wäre bei Akzeptanz einer immer weiter expandierenden Vorsorge und immer weiterer Risikominderung nahe liegend.

Die *Kette vorsorgender Schritte* bezogen auf das *Primär-Schutzgut „Mensch/menschl. Gesundheit“* bezüglich eines ständigen oralen Wasserkonsums von 2 l/d bei 70 kg Körpergewicht hat bei Einhaltung der LAWA-GFS-Werte 2004 = TrinkwV-Grenzwerte nun folgende Form:

1. Vorsorgeschritt: TrinkwV-Grenzwertübertragung auf das Grundwasser

Die TrinkwV-Grenzwerte werden diesbezüglich vorsorgend/flächendeckend in Deutschland als Bewertungskennwert für verunreinigtes Grundwasser benutzt, wobei außer Acht bleibt, ob das Grundwasser als Rohwasserressource der öffentlichen Trinkwasser-Versorgung genutzt wird oder nicht und ob das erschlossene Grundwasser dabei einer Aufbereitung zu Trinkwasser unterzogen wird oder ob nicht. Ungeklärt dabei bleibt des Weiteren, ob sich dabei die Einhaltung des TrinkwV-Grenzwertes im Grund-

wasser auf einen vorsorgend beliebig wählbaren Ort- und Zeitpunkt (nach dem Prinzip „one out – all out“) oder um einen raum- und zeitintegralen Konzentrationswert handelt.

Vorsorge-Credo hierbei ist, dass für den Fall, wenn flächendeckend alle Grundwasservorkommen Konzentrationen aufweisen, die die TrinkwV-Grenzwerte unterschreiten, die öffentliche Trinkwasser-Versorgung heute und künftig ohne Grundwasseraufbereitung gefahrlos gegeben wäre. Die deutschen Trinkwasserwerke, die Grundwasser als Rohwasserquelle nutzen, könnten dann aufgegeben und rückgebaut werden.

2. Vorsorgeschritt: TrinkwV-Grenzwertübertragung auf sich neu bildendes Grundwasser

Die TrinkwV-Grenzwerte werden hierbei vorsorgend auf die Bodenwasserkonzentration an der Grenzfläche zum Grundwasser übertragen (Sickerwasserprüfwert = LAWA-GFS-Wert = TrinkwV-Grenzwert). Dabei bleibt die mit dem Sickerwasser in das Grundwasser eingetragene Schadstoffmenge vorsorgend außer Acht.

Vorsorge-Credo hierbei ist, dass das sich neu bildende Grundwasser – auch wenn es nur ein Tropfen ist – dem Grundwasser und gem. des 1. Vorsorgeschritts auch dem Primärschutzgut Mensch/menschliche Gesundheit nicht schaden kann, wenn seine Schadstoffkonzentrationen den TrinkwV-Grenzwerten genügen.

3. Vorsorgeschritt: TrinkwV-Grenzwertübertragung auf das Kontaktwasser der Stoffquelle

Die TrinkwV-Grenzwerte werden hierbei auf das Kontaktwasser einer potenziellen Stoffquelle auf oder in der Bodenzone vorsorgend übertragen. Außer Acht bleibt, ob dieses Kontaktwasser dem Grundwasser überhaupt zugeht und in welcher Menge und Zeit und wie es sich bei seiner Bodenpassage durch die verschiedensten Attenuationsprozesse ändert.

Vorsorge-Credo dieses Schritts ist es, dass für den Fall, wenn das Kontaktwasser einer Schadstoffquelle auf oder im Boden die TrinkwV-Grenzwerte einhält, keine schädliche Veränderung des Grundwassers und damit unter Beachtung der beiden vorstehenden Vorsorgeschritte keine Gefährdung der menschlichen Gesundheit eintreten kann.

Den Vorsorgeschritt 2 und verstärkt 3 erachten die Gutachter für unangemessen. Gemessen an der Ausklammerung der ubiquitären GW-Verunreinigung durch die diffusen anthropogenen Schadstoffeinträge aus der belasteten Atmosphäre, dem Verkehr, der Land- und Forstwirtschaft (gute fachliche Praxis der Landwirtschaft erfüllt z.B. gem. BBodSchG § 17 Abs. 1 die Vorsorgepflicht) erscheinen diese Vorsorgeschritte als inadäquat. Die Notwendigkeit zum Ergreifen so weitgehender Vorsorgeschritte lässt sich auch aus Schäden, die aus der Praxis der letzten Jahre bei der Verwertung von Recyclingstoffen eingetreten sind, nicht ableiten. Verwiesen werden kann auch auf die öffentliche Trinkwasser-Versorgung Berlins. Das Rohwasser der öffentlichen Trinkwasser-

Versorgung wird hier unter einer historischen Bauschuttdecke seit Jahrzehnten gewonnen. Die Trinkwasserversorgung Berlins mit ihrer urbanen Rohwasserquelle steht deshalb aber bis heute keineswegs in Frage, sondern dient vielmehr als deutsche "Vorbildlösung" auf der derzeitigen Weltausstellung in Saragossa.

Ohne Mengenbezüge lassen sich auch die zu erwartenden Wirkungen bestimmter Handlungen auf das Grundwasser nicht quantifizieren. Es wäre deshalb bedauerlich, wenn die der bodenschutzrechtlichen Sickerwasserprognose unterlegten mengenbezogenen Bewertungsansätze allein durch immer weitergehende Vorsorgeansätze künftig außer Acht blieben.

2.5 Verrechtlichung der LAWA-GFS-Werte

Eine über den Status quo hinausgehende Verrechtlichung der LAWA-GFS-Werte ist auf unterschiedlichen Ebenen derzeit in aktueller Diskussion. Genannt seien diesbezüglich:

1) UGB II-Wasserwirtschaft (Referentenentwurf) – Verabschiedung 2009 zu erwarten

§ 40 Reinhaltung des Grundwassers: Nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit ist nicht zu besorgen, *wenn der **Schadstoffgehalt und die Schadstoffmenge vor Eintritt in das Grundwasser die Schwelle der Geringfügigkeit nicht überschreiten***; Geringfügigkeitsschwellen und der Ort ihrer Einhaltung können per Rechtsverordnung festgelegt werden.

(<http://www.bmu.de/umweltgesetzbuch/downloads/doc/40448.php>)

(nachvollziehbarer Ansatz, wenn die GFS akzeptable Grundwasserkörper-Dosis-Bezüge erhielten)

2) Neue Grundwasserverordnung (zum 16. Januar 2009 zu erwarten)

Die GW-Tochterrichtlinie (GWTRL) der EG-WRRL 2000 ist bis 01/2009 in deutsches Recht umzusetzen. Voraussichtlich erfolgt hier die Verrechtlichung der GFS durch das Statement, dass eine nachteilige Veränderung des Grundwassers ausgeschlossen ist, wenn das Sickerwasser 1,0 m oberhalb des höchsten zu erwartenden GW-Standes die GFS-Werte einhält. Des Weiteren steht zur Disposition, für die Schwellenwerte der GWTRL zur Abgrenzung des guten vom schlechten chemischen Zustand des Grundwassers die GFS-Werte in Ansatz zu bringen.

3) Novellierte BBodSchV

Zu erwarten ist die Harmonisierung der BBodSchV-Sickerwasserprüfwerte mit den LAWA-GFS-Werten. Hierbei wird vorsorgend von Vielen mit dem Ersatz ersterer durch die GFS-Werte gerechnet.

4) Ersatzbaustoffverordnung (Ersatz der LAGA M20)

Auch hier sollen die LAWA-GFS-Werte Eingang finden. Vorsorgend ist hier vorgesehen, die Eluatwerte der Ersatzbaustoffe zu den GFS-Werten in Relation zu setzen.

2.6 Zusammenfassung und Fazit

Abb. 2.9 fasst bisher Gesagtes durch Darstellung der Wirkungspfadketten zur Gefährdungsbewertung zusammen.

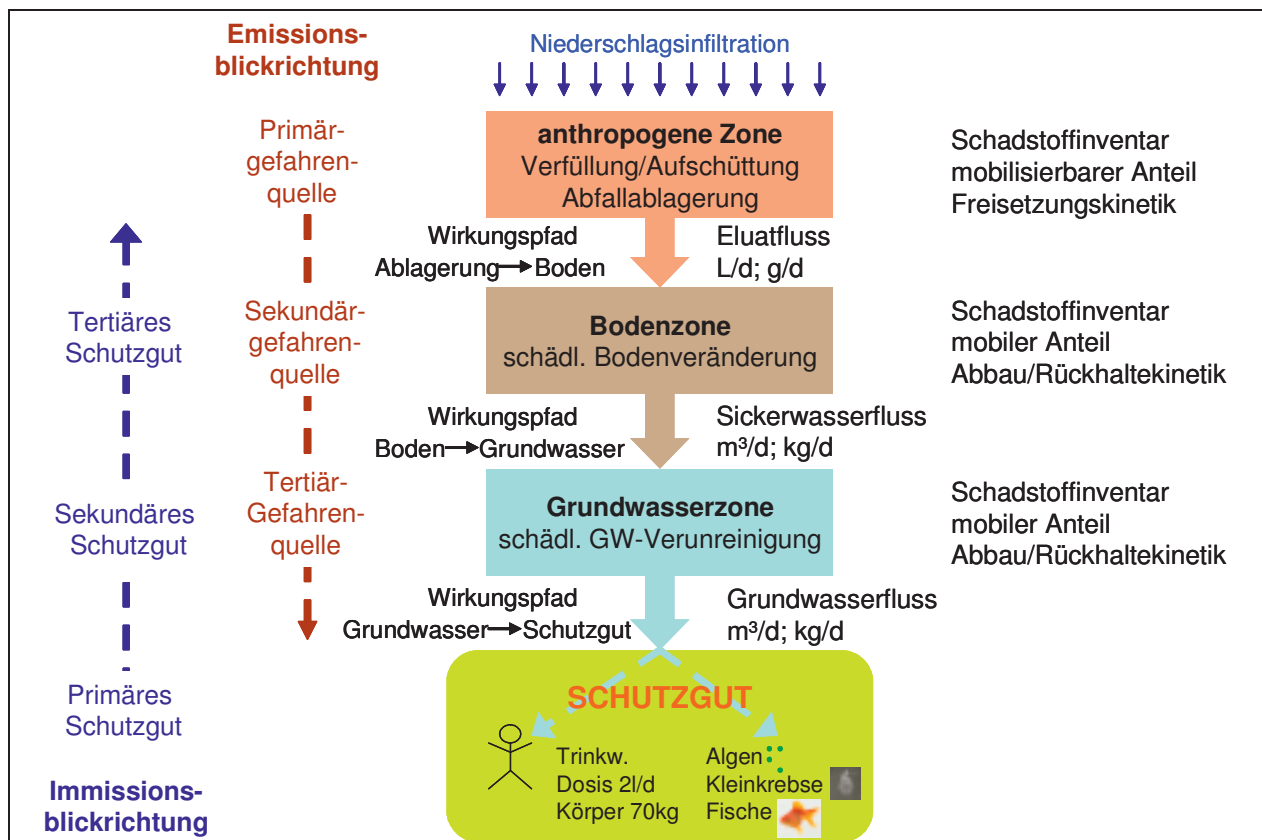


Abb. 2.9 Wirkungspfadkette zur Gefährdungsbewertung der betrachteten Schutzgüter, Schaden durch Gefahrstoffquellen zu erleiden (s. hierzu auch [LUCKNER ET AL., 2006, Abb. 4 und 5])

Ziel der LAWA-GFS-Werte 2004 war und ist es, bundeseinheitliche nachvollziehbare Bewertungskennwerte für bereits eingetretene oder zu verhindernde Grundwasserverunreinigungen festzulegen. Die Notwendigkeit zur Festlegung von Schwellenwerten mit Rechtsnormqualität ist vor dem Hintergrund europäischer Vorgaben gegeben. Bereits die Ableitung der LAWA-GFS-Werte 2004 aber, mit Fokus auf den Ausschluss der Schutzgutschädigung

- Mensch/menschl. Gesundheit durch oralen Wasserkonsum und
- Flora/Fauna oberirdischer Gewässer der Trophiestufen Algen-Kleinkrebse-Fische,

ist für die Gutachter strittig, weil sich diese per se erst einmal nicht auf das Schutzgut Grundwasser, das als Gewässer gem. WHG §1 und als Grundwasserkörper gem. EG-WRRL 2000 bzw. seiner GW-Tochterraichtlinie unter Rechtsschutz steht, sondern auf andere Schutzgüter bezieht, für die geschädigtes Grundwasser nur eine – und nur bedingt maßgebende – Gefahrenquelle darstellt. GF-Schwellen-Werte, die auf den oralen menschlichen Wasserkonsum bzw. auf die Flora und Fauna der oberirdischen Gewässer bzw. der Oberflächenwasserkörper bezogen sind, vorsorgend auf die folgenden möglichen Gefahrenquellen für diese beiden Schutzgüter

- verunreinigtes Grundwasser
- verunreinigte Grundwasserneubildung
- verunreinigtes Bodenwasser (bzw. Sickerwasser)
- Kontaktgrundwasser abgelagerter Materialien

ohne Frachten- und Mengenbezüge (Körper-Dosis-Bezüge) zu übertragen, ist aus gutachterlicher Sicht unangemessen und unverhältnismäßig. **Die Schadstoffkonzentrationen dieser Gefahrenquellen für die menschliche Gesundheit und die Organismen oberirdischer Gewässer können kein alleiniger Bewertungsmaßstab sein.**

Aus gutachterlicher Sicht können die GFS-Werte bei der Festlegung einer Grundwasserqualitätsnorm partikulär im Sinne der EU-Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG) als wissenschaftliches Konzept mit berücksichtigt werden. Mit einem zu Grunde liegenden GW-Mengenbezug (vgl. den 70 kg Körpermassenbezug bei der Ableitung der TrinkwV-Werte) und einem Dosisbezug für die Exposition, der das zu betrachtende Schutzgut Grundwasser durch die Gefahrenquellen verunreinigtes Boden- bzw. Material-Kontaktwasser ausgesetzt ist, erschiene es aus gutachterlicher Sicht wohl viel eher möglich, ein tragendes, notwendiges nach- und vorsorgendes GW-Schutzkonzept zu gestalten. Unter dem gleichermaßen zu beachtenden Gebot der Angemessenheit und Verhältnismäßigkeit erscheint ein solches Konzept sinnvoll umsetzbar.

Zu guter Letzt bedarf es der Fortentwicklung systemischer human- und ökotoxikologischer Untersuchungen / Untersuchungsmethoden an den verschiedenen Stoffen/Stoffgruppen, um die Ableitung standortspezifischer GFS-Werte voranzubringen.

Auf dem Altlastensymposium 2006 in Berlin stellte der Obmann des Ständigen Ausschusses der LAWA, Herr Diplom-Biologe Martin Böhme, fest: *„Die in diesen Laborversuchen ermittelten Konzentrationen können grundsätzlich nicht direkt mit den Geringfügigkeitsschwellenwerten verglichen werden, da die Ergebnisse von den gewählten Versuchsbedingungen abhängig sind.“*¹⁰⁾

Von SUSSET & LEUCHS (2008) werden – trotz der oben genannten Einschränkung – die Geringfügigkeitsschwellenwerte für die Bewertung der Sickerwasserkonzentration in

10) Altlastensymposium 2006, 27./28. April 2006 in Berlin Tagungsband des ITVA

der ungesättigten Zone und zur Ableitung von Grenzkonzentration im Schüttel- und Perkolationsverfahren herangezogen. Diese Aussage gilt allerdings nur soweit, wie es für das Ableitungsschema passt (vgl. Tab. 2.4):

„Für die Beurteilung von Sickerwasser werden im Allgemeinen die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA (LAWA, 2004) bzw. bei einigen anorganischen Stoffen die Hintergrundwerte von Sickerwasser natürlicher humusarmer Böden unter Berücksichtigung methodenbedingter Abweichungen im Eluat bei WF 2 (...) verwendet. Die teilweise Anpassung der GFS-Werte ist ... erforderlich, um natürliche Böden uneingeschränkt verwenden zu können.“ (SUSSET & LEUCHS, 2008, S. 49).

Tab. 2.4 Vergleichende Gegenüberstellung der Geringfügigkeitsschwellenwerte mit den Bezugsmaßstäben, die von SUSSET & LEUCHS (2008) zur Ableitung von Grenzwerten in der ErsatzbaustoffV-E herangezogen werden

	GFS-Wert [$\mu\text{g/l}$]	Bezugsmaßstäbe
		SUSSET & LEUCHS (2008)
Antimon	5	5
Arsen	10	10
Blei	7	9
Cadmium	0,5	2,5
Chrom	7	7
Kupfer	14	14
Molybdän	35	35
Nickel	14	20
Quecksilber	0,2	0,2
Selen	7	7
Vanadium*	4	10
Zink	58	120

* Die Anwendung des GFS-Wertes für Vanadium ist wiederholt bis zum 31.12.2008 ausgesetzt.

Beispielhaft wird beim Cadmium der Bezugsmaßstab im Vergleich zum Geringfügigkeitsschwellenwert um den Faktor 5 von 0,5 auf 2,5 $\mu\text{g/l}$ erhöht (Tab. 2.4). Bei den Elementen Blei, Nickel und Zink werden die GFS-Werte gleichermaßen nach oben korrigiert. Beim Vanadium wird ein Bezugsmaßstab von 10 $\mu\text{g/l}$ definiert, obwohl der GFS-Wert von 4 $\mu\text{g/l}$ bis zum 31.12.2008 ausgesetzt ist.

Dieses Beispiel macht deutlich, dass Sickerwasserkonzentrationen im Boden bzw. in der ungesättigten Zone und Geringfügigkeitsschwellenwerte des Grundwassers ohne die Berücksichtigung standörtlicher Gegebenheiten (Geologie, Pedologie, Hydrogeologie, Flora, Deposition, ..) und Frachten (Niederschlagsmenge und -verteilung, Sickerwassermenge und -verteilung, ...) nicht vergleichbar sein können.

Andernfalls wären die natürlichen Böden und ihr Sickerwasser, das beim Cadmium beispielhaft fünffach höhere Konzentrationen erreicht als der GFS-Wert vorgibt, ein belastender Kontaminant für das Grundwasser.

Grundprinzip eines jeden wissenschaftlichen Modells sollte dessen Allgemeingültigkeit und Übertragbarkeit auf andere Elemente und Standortbedingungen sein. Dadurch, dass die Autoren Susset & Leuchs (2008) aufgrund natürlich vorkommender Sickerwasserkonzentrationen unbelasteter Böden gezwungen sind, die GFS-Werte für die in Tabelle 2.4 aufgezeigten fünf Elemente nach oben zu korrigieren, werden die Grenzen der notwendigen Allgemeingültigkeit und Übertragbarkeit der GFS-Werte und der Annahmen des vorgestellten Modells deutlich.

3 Bewertung der Basis-Modellgleichung zum Stofftransport in der ungesättigten Quell- und Transportzone

3.1 Analyse des Advektions-Dispersionsmodells

SUSSET & LEUCHS (2008) verwenden die Advektions-Dispersionsgleichung 3.1 als allgemeingültiges Prognosemodell für den reaktiven Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone (vgl. Gl. 3 in SUSSET & LEUCHS 2008; S. 23):

$$D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial c}{\partial t} R \quad \text{in } g_{\text{Stoff}}/L \quad (3.1)$$

- mit D_x Koeffizient der longitudinalen hydrodynamischen Dispersion in m^2/s
 c Konzentration des betrachteten Stoffes im Bodenwasser in g/L
 x Koordinate in m
 v_x Abstandsgeschwindigkeit des Bodenwassers in m/s ; $v_x = \text{const.}$
 ohne Berücksichtigung von *preferential flux*
 R Retardationskoeffizient dimensionslos; $R = \text{const.}$

SUSSET & LEUCHS (2008) nutzen folgende *analytische Lösungen* der partiellen Differentialgleichung 3.1:

für die **Quellzone** Gl. 8 mit $\lambda = 0$ (der Faktor 0,5 vor dem zweiten erfc-Term ist ungeklärt - vgl. LUCKNER & SCHESTAKOW eq. 2.36f)

$$\frac{c}{c_0} = 1 - 0,5 \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - \frac{v}{R}t}{2\sqrt{\frac{D}{R}t}} \right) + \exp\left(\frac{vx}{D}\right) 0,5 \operatorname{erfc} \left(\frac{x + \frac{v}{R}t}{2\sqrt{\frac{D}{R}t}} \right) \right] \quad (3.1a)$$

für die **Transportzone** in Gl. 16 mit $\lambda = 0$ und $x = L$ in folgender Notation

$$c(L,t) = \frac{C_{\text{inp}}}{2} \left[\operatorname{erfc} \frac{L - vt/R}{\sqrt{4\alpha vt/R}} + e^{\frac{L}{\alpha}} \operatorname{erfc} \frac{L + vt/R}{\sqrt{4\alpha vt/R}} \right] \quad (3.1b)$$

und mit $\lambda \neq 0$ in Gl. 15 und $D = \alpha v$ in Gl. 16 und 15 bzw. Gl. 3.1b und c

$$c(L,t) = \frac{C_{\text{Quelle}}}{2} e^{-\lambda x/v} \left[\operatorname{erfc} \frac{L - \sqrt{1+2\alpha\lambda/v} \cdot vt/R}{\sqrt{4\alpha vt/R}} + e^{\sqrt{1+2\alpha\lambda/v} \cdot \frac{L}{\alpha}} \cdot \operatorname{erfc} \frac{L + \sqrt{1+2\alpha\lambda/v} \cdot vt/R}{\sqrt{4\alpha vt/R}} \right] \quad (3.1c)$$

Nutzt man die gewöhnliche **Konzentrations-Normierung** der analytischen Lösung (vgl. z.B. LUCKNER & SCHESTAKOW 1991, p 206) mit

$$\frac{c(x,t)-c(x,0)}{c(0,t)-c(x,0)} \text{ und damit } c(x,t) = c(x,0) + \frac{c(0,t)-c(x,0)}{2} \left[\begin{array}{l} \text{Klammerausdruck} \\ \text{gem. Gl. 3.1a und 3.1b} \end{array} \right] \quad (3.1d)$$

wird die mathematische Identität der analytischen Lösungen 16 (bzw. 3.1a) und 15 (bzw. 3.1b) offensichtlich.

Diese **Modellgleichung 3.1 mit ihren orts- und zeitkonstanten Koeffizienten** D_x , v_x , R und λ vermag den reaktiven Stofftransport in der Bodenzone, wenn überhaupt, nur unter ganz speziellen Bedingungen sinnvoll zu reflektieren:

- Real ist die Bodenwasserbewegung \bar{v} 3-dimensional und nicht wie in Gl. 3.1 vereinfachend 1-dimensional.
- Real ist die Bodenwasserbewegung \bar{v} eine Funktion von Ort und Zeit und keine orts- und zeitkonstante Größe wie in Gl. 3.1. Sie bedarf der Ermittlung mittels der so genannten RICHARDS-Gleichung unter Berücksichtigung der standortabhängigen Wasserbilanz.
- Real ist die hydrodynamische Dispersion eine tensorielle und keine skalare Größe, ihre Komponenten sind von der Richtung und dem Betrag von \bar{v} abhängig - Gl. 3.1 erfasst diese Grundeigenschaft mit der orts- und zeitkonstanten Größe D_x nicht. Sie ist deshalb a priori nur für die Säulentests (künstliche vertikale Wandungen) zutreffend.
- Real ist der Boden ein Mehrphasensystem. Stofftransport im Boden kann prioritär mit den drei mobilen Fluidphasen, der wässrigen Flüssigphase, der nicht wässrigen Flüssigphase und der Gasphase erfolgen. Gl. 3.1 erfasst nur die wässrige Flüssigphase.
- Real sind im Boden mehrere Stoffe relevant, die sich gegenseitig beeinflussen. Die mit Gl. 3.1 erfasste „Einstofflichkeit“ ohne Beachtung der Wechselwirkung der anderen Stoffe ist nur in Ausnahmefällen praxisrelevant.
- Real unterliegt der zu betrachtende Stoff einer Reihe so genannter homogener (*phase internal*) und heterogener (*trans-phase*) Reaktionen. Die Modellgleichung 3.1 erfasst nur
 - die reversible hysteresefreie Sorption als spezielle heterogene Reaktion zwischen der wässrigen Phase und der Feststoffphase und
 - den Abbau des betrachteten Einzelstoffs nach einer Reaktion 1. Ordnung als spezielle homogene Reaktion in der wässrigen Phase.
- Real tritt eine Abbaureaktion 1. Ordnung λc nur auf, wenn die betrachtete Stoffkonzentration den „Minimum-Faktor“ der Reaktionsreaktanten bildet. Dies trifft nur in Sonderfällen zu. Beim mikrobiellen Abbau organischer Schadstoffe im Untergrund ist vielfach aber der Elektronenakzeptor (insb. der Sauerstoff) und nicht der verfügbare Schadstoff als Elektronendonator der limitierende Faktor des Abbaus.

Die Ermittlung der Stoffkonzentration $c = c(x,t)$ aus Gl. 3.1 ist eine Anfangs-Randwert-Aufgabe. Die von SUSSET & LEUCHS (2008) benutzte analytische Lösung (8) bzw. (3.1a) **für die Quellzone** ist nur für den

Anfangswert $c(x,0) = c_0 = c_{\max} = \underline{\text{const.}}$ und die
Randwerte $c(0,t) = 0$ und $\partial c / \partial x|_{\infty,t} = 0$

zutreffend (s. z.B. LUCKNER & SCHESTAKOW 1991), die in der Regel nicht praxisrelevant sind. Die Anfangskonzentration ist in der Regel eine Funktion von x (in unterschiedlicher Bodentiefe nicht gleich), die Konzentration des Infiltrats nicht zeitkonstant gleich 0 (d.h. z.B. kein destilliertes Wasser) und am Ort $x = L$ gilt nicht $\partial c / \partial x|_{L,t} = 0$.

Die von SUSSET & LEUCHS (2008) benutzte analytische Lösung **für die Transportzone** gilt nur für die

Anfangswerte $c(x,0) = 0$ und die
Randwerte $c(0,t) = c_{\text{inp}}$ bzw. $c_{\text{Quelle}} = \underline{\text{const.}}$ und $\partial c / \partial x|_{\infty,t} = 0$

und damit wiederum nur unter sehr speziellen, wenig praxisrelevanten Bedingungen. Insbesondere ist es mit der Lösung von SUSSET & LEUCHS (2008) z.B. nicht möglich, die Output-Funktion der Quellzone $c_{\text{output}} = f(t) = c(L_{\text{Quellzone}}, t)$ als Input-Funktion der Transportzone $c_{\text{input}} = f(t) = c(L_{\text{Transportzone}}, t)$ in Ansatz zu bringen.

Den Gutachtern bleibt deshalb unverständlich, warum analytische und nicht numerische Lösungen für die Modellgleichung 3.1 von SUSSET & LEUCHS (2008) benutzt wurden. Mit einer numerischen Lösung hätten sich praxisrelevantere Anfangs- und Randbedingungen nutzen lassen.

3.2 Analyse des Retardationskonzepts

SUSSET & LEUCHS (2008) verwenden in der Modellgleichung 3.1 im Speicherterm den als konstant betrachteten Retardationsfaktor R in der Form (vgl. Gl. 4 in SUSSET & LEUCHS (2008; S. 23):

$$R = 1 + K_d \frac{\rho_{tr}}{n} \quad (3.2)$$

und damit den Speicherterm der Gl. 3.1 für den Fall von $R = \text{const.}$ als

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = \left(1 + K_d \frac{\rho_{tr}}{n} \right) \frac{\partial c}{\partial t} \quad (3.3)$$

- mit K_d Verteilungskoeffizienten in $L_W / \text{kg}_{\text{Feststoff}}$
 ρ_r Trockenraumdichte des Bodens in $\text{kg}_{\text{Feststoff}} / \text{m}^3_{\text{Raum}}$
 n wassergesättigte Porosität $L_W / \text{m}^3_{\text{Raum}}$, häufig auch als θ bezeichnet.

R bewirkt in Gl. 3.1, dass der betrachtete Einzelstoff i R -mal langsamer als ein nicht mit dem Boden reagierender Tracer im Untergrund transportiert wird.

Kernelement des Retardationsansatzes ist der **Verteilungskoeffizient K_d** , der für den Betrachtungsstoff i wie folgt definiert ist (vgl. Gl. 1 in SUSSET & LEUCHS (2008; S. 16):

$$K_{d,i} = \frac{n_i(s)/m_d(s)}{n_i(aq)/V(aq)} = \frac{c_i(s)}{c_i(aq)} \quad \text{in } \frac{L_W}{\text{kg}_F} \quad (3.4)$$

- mit $n_i(s)$ Stoffmenge des Stoffes i in der Feststoffphase (s - solid) in mol_i
 $n_i(aq)$ Stoffmenge des Stoffes i in der wässrigen Phase (aq - aquatisch) in mol_i
 $m_d(s)$ Trockenmasse der Feststoffphase bzw. -matrix in $\text{kg}_{\text{Feststoff}}$ (kg_F)
 $V(aq)$ Wasservolumen in L_{Wasser} (L_W)
 $c_i(s)$ Konzentration des Stoffes i in der Feststoffphase in mol_i/kg_F
 $c_i(aq)$ Volumen-Konzentration des Stoffes i in der wässrigen Phase in mol_i/L_W

Dem idealisierten Konzept der Verteilung eines Einzelstoffes i (wechselwirkungsfrei mit den Stoffen $i+1$) zwischen zwei aneinander grenzenden Medien bzw. Phasen liegt zu Grunde, dass sich ein thermodynamisches Verteilungsgleichgewicht dieses Stoffes in diesen beiden Medien bzw. Phasen auszubilden vermag. Maßgebend für dieses Gleichgewicht ist es, dass die Aktivität und damit das Emissionspotential des Stoffes i im Bereich der Grenzfläche in beiden Medien gleich groß ist. Betrachtet man als diese benachbarten Medien Wasser und Feststoff, so ist bei geringer Konzentration $c_i(aq)$ durchaus ein Maß für diese Aktivität des Stoffes i in der wässrigen Phase in Grenzflächennähe und damit für das Potenzial des Stoffes i , aus der wässrigen Phase zu emittieren.

Für die Aktivität des Stoffes i in der Feststoffphase und damit für sein Emissionspotential ist $c_i(s)$ nur ein Maß, wenn i absorbiert (d.h. gleichmäßig in der Feststoffphase verteilt und damit als Feststofflösung) vorliegt. Diese Stoffverteilung im Feststoff ist z.B. für organische Stoffe i in organischen Feststoffanteilen des Bodens oder für Metalle i in Zeolithen gegeben. Viel häufiger ist aber die Sorption des Stoffes i an der Feststoffoberfläche. Bezugsgröße ist dann nicht die Feststoffmasse, sondern das Film- oder Coatingvolumen oder die Ionenaustauschkapazität.

Die sinnvolle Nutzbarkeit des Retardationskonzeptes setzt deshalb nicht nur voraus, dass die thermodynamische Gleichgewichtsverteilung des Stoffes i in den beiden benachbarten Medien bzw. Phasen (und damit das Abklingen des kinetischen Austauschs)

vorliegt, sondern auch die Analyse der räumlichen Verteilungsmuster des Stoffes i in diesen beiden Medien (s. hierzu auch FEHSE 2003 und HAGENAU & BORG 2003). Allgemein sind Sorptionsprozesse, unter welchen z.B. FALBE & REGITZ 1992 alle Vorgänge (Adsorption, Absorption, Ionenaustausch, Fällung, Lösung u.a.m.) verstehen, bei denen ein Stoff in einem Medium durch ein angrenzendes Medium selektiver aufgenommen (immobilisiert) wird, nicht nur durch die Modellgleichung 3.4 sinnvoll reflektierbar. Ohne spezifischen Stoff-, Struktur- und Prozessbezug kann keine Realitätsreflektion – auch nicht durch die Gl. 3.1 bis 3.4 – erwartet werden.

Setzt man ungeachtet dessen das Retardationskonzept eines Einzelstoffes i in Bezug zu den Sorptionsisothermen nach HENRY, FREUNDLICH oder LANGMUIR - s. Abb. 3.1 - , reflektiert der K_d -Wert den Anstieg dieser Isothermen, d.h. Gl. 3.1 und 3.2 sind nur zutreffend, wenn die HENRY-Isotherme den Stoffaustausch im Boden zuverlässig reflektieren würde, sonst ist $K_d = f(c_{i,aq})$. Auch sei nochmals darauf verwiesen, dass Isothermen grundsätzlich hysteres sind. So unterscheidet sich z.B. die Adsorption von Schwermetallen an der Feststoffmatrix des Bodens grundsätzlich von der Desorption. Nicht hysteres sind z.B. sinnvoll nur der Ionenaustausch und die Lösungs/Fällungsprozesse zwischen den angrenzenden Medien Wasser/Feststoff und die Gaslösung/Freisetzung zwischen Wasser/Bodengas betrachtbar – und auch das nur näherungsweise.

Sorptionsisothermen

nach Henry:

$$c_{i,s} = K_{d,i} \cdot c_{i(aq)}$$

nach Freundlich:

$$c_{i,s} = K_{Fr,i} \cdot c_{i(aq)}^p$$

nach Langmuir:

$$c_{i,s} = c_{i,s,max} \frac{K_{L,i} c_{i(aq)}}{1 + K_{L,i} c_{i(aq)}}$$

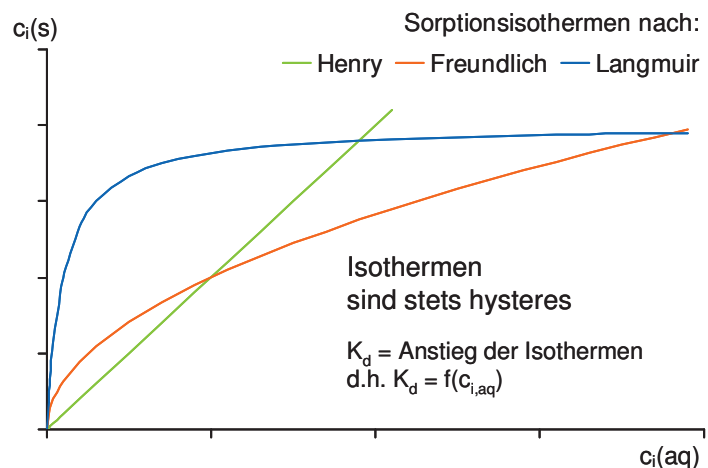


Abb. 3.1 Sorptionsisothermen nach Henry, Freundlich oder Langmuir

Für die Beschreibung der Retardation wurden von verschiedenen Autoren so genannte elementspezifische Pedotransferfunktionen erstellt, mit deren Hilfe die Sorption verschiedener Elemente in Abhängigkeit der stabilen (z.B. Ton- und Humusgehalt) und labilen (z.B. pH-Wert) Bodeneigenschaften geschätzt werden können. Für das BMBF-Projekt Sickerwasserprognose wurden von UTERMANN ET AL. (2005) Pedotransferfunktionen erstellt, die auch von SUSSET & LEUCHS (2008) verwendet werden. Dabei handelt es sich im Regelfall um Sorptionsversuche, d.h., die Bodenproben werden mit steigenden Konzentrationen verschiedener Elemente in Batch-Versuchen versetzt, geschüttelt und nach „Gleichgewichtseinstellung“ auf die in Lösung befindlichen Elemente untersucht.

Die Differenzmenge zwischen der zugegebenen und letztlich in Lösung befindlichen stellt die „sorbierte“ Fraktion dar.

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs der Deutschen Forschungsgemeinschaft 299 (Titel: „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“) wurden Pedotransferfunktionen für die Elemente Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink an einer Vielzahl von Böden (N=990) erstellt und validiert (SCHUG 2000; HORN 2003, REIHER 2008). HORN (2003) zeigt in seiner Arbeit, dass regionalisierte, die Geologie des Standortes berücksichtigende Pedotransferfunktionen eine bessere Güte haben als verallgemeinernde.

Abbildung 3.2 zeigt beispielhaft Sorptionsisothermen für das Element Cadmium in Abhängigkeit vom Ton- und Humusgehalt und dem pH-Wert (SCHUG 2000).

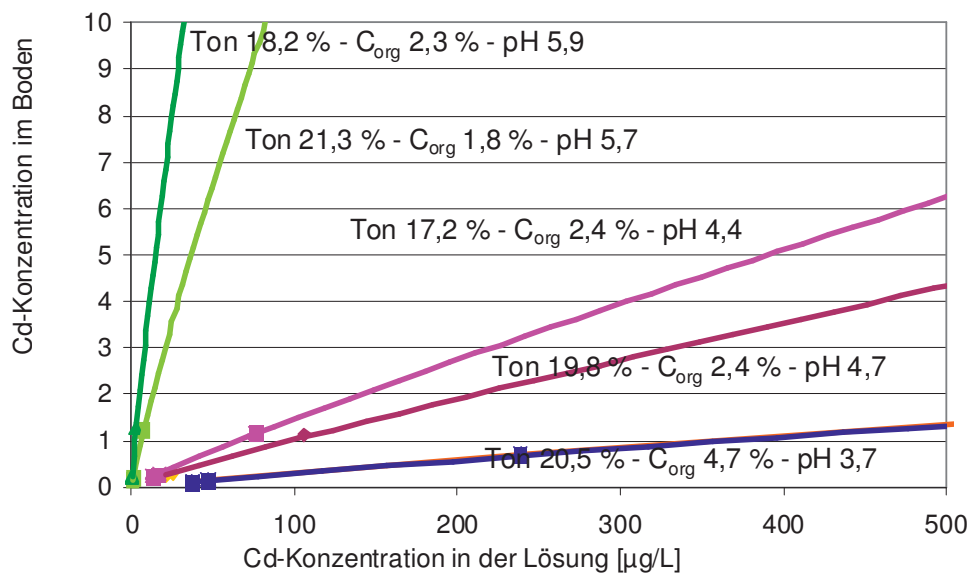


Abb. 3.2 Sorptionsisothermen für die Adsorption von Cadmium in Abhängigkeit vom Ton- und Humusgehalt sowie dem pH-Wert (Daten aus SCHUG 2000)

SUSSET & LEUCHS (2008) verwenden in ihrem Ableitungsmodell für die Retardation der Metalle die Pedotransferfunktionen von UTERMANN ET AL. (2005), SCHUG ET AL. (1999) und GLÜH (2006) (vgl. Tab. 3.4.2.1, S. 63 in SUSSET & LEUCHS, 2008).

Von UTERMANN ET AL. (2005) wurden für die Pedotransferfunktionen insgesamt 388 Proben (Acker: 297, Grünland: 91) von 133 Standorten (Acker: 101, Grünland: 32) aus zehn Bundesländern herangezogen. SCHUG ET AL. (1999) hatten für ihre Untersuchungen des Sorptionsverhaltens von Arsen 40 Böden aus der anthropogen beeinflussten Region Freiberg zur Verfügung.

Tab. 3.1 Schwankungsbreite ausgewählter Eigenschaften der von UTERMANN ET AL. (2005) untersuchten Böden (N=388)

Parameter	Perzentile		
	5	50	95
Ton (Gew.-%)	0,4	17,2	40,5
pH [CaCl ₂]	4,1	5,8	7,3
TOC (Gew.-%)	0	0,3	2,9

Die von UTERMANN ET AL. (2005) untersuchten Böden schwanken (5. bis 95.Perzentil) in ihren Tongehalten zwischen 0,4 und 40,5 Gew.-%, im pH-Wert zwischen 4,1 und 7,3 und im Gehalt an organischem Kohlenstoff von 0 bis 2,9 Gew.-% (Tab. 3.1). Die von UTERMANN ET AL. (2005) abgeleiteten Pedotransferfunktionen bilden dabei nur sehr eingeschränkt tonreiche Böden ab, wie es auch das Korngrößendreieck der von UTERMANN ET AL. (2005) untersuchten Böden zeigt.

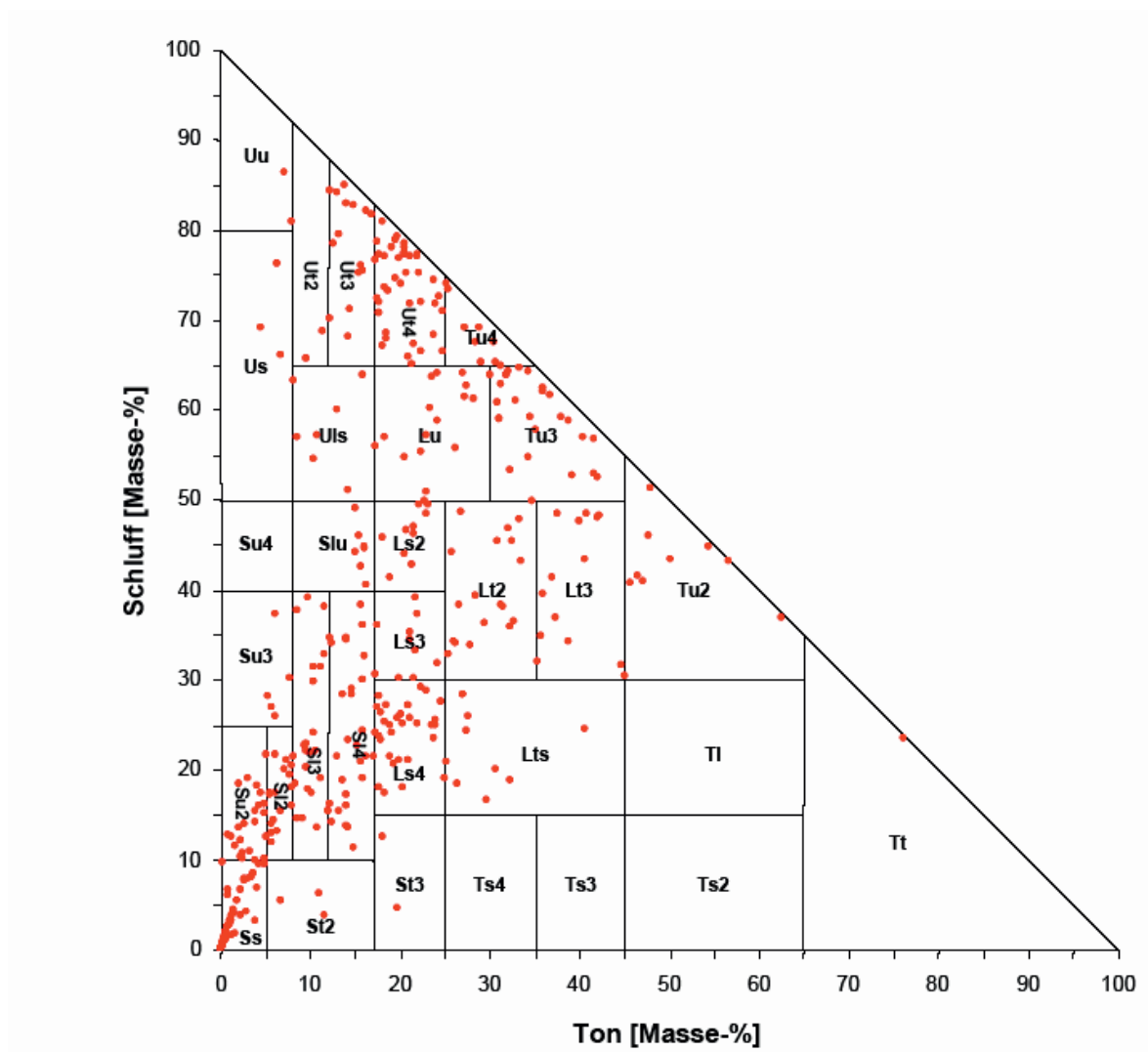


Abb. 3.3 Korngrößenverteilung der von UTERMANN ET AL. (2005) untersuchten Böden (Abbildung aus UTERMANN ET AL. (2005), S. 89)

3.3 Verallgemeinertes reaktives Stofftransportmodell

Im KORA-Leitfaden (LUCKNER 2008) zur „Modellierung und Prognose natürlicher und stimulierter Rückhalte- und Abbauprozesse im Boden und Grundwasser“ wird von nachfolgendem verallgemeinertem reaktiven Stofftransportmodell ausgegangen:

Basisform des reaktiven Stofftransportmodells

Die Basisform einer Stoffstrom-Bilanzgleichung unter Beachtung homogener und heterogener Reaktionen ist durch die folgende partielle Differentialgleichung gegeben:

$$\operatorname{div} \left(\underbrace{-D_{M,i,j} \operatorname{grad} c_{i,j}}_{\text{Diffusion}} - \underbrace{\bar{D}_{D,i,j} \operatorname{grad} c_{i,j}}_{\text{Dispersion}} + \underbrace{\bar{v}_j c_{i,j}}_{\text{Advektion}} \right) = \underbrace{-\partial (\theta_j c_{i,j}) / \partial t}_{\text{Konzentrations-}} + \underbrace{\sum S_{i,j}}_{\text{Quell- und Senkeneffekte}} \quad (3.5)$$

Stoffstromrate in g/(m_R² s) Stoffstromrate in g/(m_R³ s)

$D_{M,i,j}$ Molekulardiffusionskoeffizient des Stoffs i in der Mischphase j $m_j^3 / (m_R s)$

$\bar{D}_{D,i,j}$ hydrodynamischer Dispersionskoeffizient des Stoffs i in der Mischphase j $m_j^3 / (m_R s)$

\bar{v}_j Volumenstromrate bzw. -dichte in $m_j^3 / (m_R^2 s)$

θ_j volumetrischer Gehalt der Phase j in m_j^3 / m_R^3

$c_{i,j}$ Konzentration des Stoffs i in der fluiden Mischphase j

$\sum S_{i,j}$ Quellen- und Senkenterm, wie z.B.

- technische Stoffzufuhr und Entnahme
- Phasentransferreaktionen (Ionenaustausch, Sorption/Desorption, Lösung/Fällung, Verflüchtigung)
- phaseninterne Reaktionen (Säure/Base- oder Oxidation/Reduktionsreaktionen)

wobei sich die Volumenstromraten \bar{v}_j für die fluiden mobilen Phasen $j = w$ (wässrige Flüssigphase), $j = ö$ (nichtwässrige Flüssigphase) und $j = g$ (Bodengasphase) aus den nachfolgenden Strömungsgleichungen der Phasen j ermitteln lassen:

$$\operatorname{div} (\rho \bar{v})_j = -\frac{\partial (\rho \theta)_j}{\partial t} + (\rho w_0)_j \quad (3.6)$$

ρ_j	Fluiddichte
θ_j	Fluidanteil (als Funktion des Kapillardrucks aneinandergrenzender Fluide ($\theta_j = f(p_c)$) (so z.B. $p_{c,g-w} = p_g - p_w$)
$w_{o,j}$	Quellen/Senkentherm

mit

$$\theta_w + \theta_o + \theta_g = \theta_{\text{gesamt}} = \phi \quad (\phi - \text{Porenanteil})$$

$$\vec{v}_w = -k(\theta_w) [\gamma_w^{-1} \text{grad } p_w + \text{grad } z]$$

$$\vec{v}_o = -k(\theta_o) [\gamma_o^{-1} \text{grad } p_o + \text{grad } z]$$

$$\vec{v}_g = -k(\theta_g) \gamma_g^{-1} \text{grad } p_g \quad \text{mit } \gamma_g = \gamma_g(p_g)$$

k_j	Durchlässigkeitsbeiwert in m/s
γ_j	Fluidwichte in N/m ³
p_j	Fluiddruck in N/m ²
z	Vertikalkoordinate in m

Ausgehend von diesen konzeptionellen Ansätzen des reaktiven Stofftransports gilt es für den Betrachtungsfall die erforderlichen Approximationen vorzunehmen und für diesen Fall zu begründen. Wichtige Schritte dabei sind:

1. die Approximation der zu betrachtenden Phasen
2. die Approximation der zu betrachtenden Dimension
3. die Approximation der homogenen und heterogenen Reaktionen
4. usw.

Die Approximationen müssen dabei transparent und nachvollziehbar sein. Unzureichende Approximationen machen das Modell unhandbar, zu weitgehende Approximationen unbrauchbar. Approximationen sind soweit zu treiben, dass das Modell die zu betrachtenden Prozessabläufe im Wesentlichen zuverlässig reflektiert. Modellverifikationen, d.h. Modellprüfungen an messtechnisch erfassten (bereits abgelaufenen) Prozessen im Realmaßstab, sind dabei unerlässlich, um die Zuverlässigkeit von gebildeten Modellen zu bewerten.

4 Bewertung der Randbedingungen und Parameter zur Reflexion des Stofftransports in der ungesättigten Bodenzone

4.1 Randbedingungsanalyse

SUSSET & LEUCHS (2008) benutzen für die analytische Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung, so für die Gl. 4.1

$$D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial c}{\partial x} = R \frac{\partial c}{\partial t} \quad (4.1)$$

folgende Anfangs- und Randbedingungen (vgl. LUCKNER & SCHESTAKOW 1991, eq. 2.37d)

$$c(x,0) = c_0 = c_{\max} \quad c(0,t) = 0 \quad \partial c / \partial x|_{\infty,t} = 0. \quad (4.2)$$

Die Anfangsbedingung $c(x, 0) = c_0$ ist für kurze Säulen mit homogener Füllung sinnvoll, für ein reales Bodenprofil nicht. Im Boden ist für $t = 0$ nicht an jeder Stelle x bis zum GW-Spiegel $c(x) = c_{\max}$, d.h. die Anfangsbedingung $c(x, 0) = c_0$ ist für Prognoserechnungen im Boden ungeeignet, es ist gemeinhin vom Ist-Zustand auszugehen.

Die Randbedingung $c(0, t) = 0$ ist für Säulen, in die destilliertes Wasser bei $x = 0$ eingespeist wird, sinnvoll. Für ein Bodenprofil, für das $x = 0$ in die Erdoberfläche gelegt wurde, bedeutet dies, dass das in den Boden infiltrierte Wasser $c = 0$ mg/l aufweisen müsste, was durch den Stoffgehalt im Niederschlagswasser und den **Over-land-flow** gemeinhin nicht gegeben ist.

Die Randbedingung $\partial c / \partial x|_{\infty,t} = 0$ ist für Säulenversuche - insbesondere kurze Säulen - nicht zutreffend. Vielmehr ist hier für $x = L$ ein endlicher Wert $\partial c / \partial x|_{L,t} \neq 0$ bzw. $c(L, t)$ in Ansatz zu bringen. Für Sickerwasserprognoserechnungen, bei welchen $x = L$ die Lage des Grundwasserspiegels kennzeichnet, wird hierfür gewöhnlich die GW-Konzentrationen angesetzt.

4.2 Parameteranalyse

4.2.1 Wassertransport und Sickerwasserrate

Die Modellgleichung 4.1 setzt D_x als skalare Konstante an. Skalar ist D_x nur in der Säule, im Boden nicht. Im Boden ist D eine Tensor-Größe. Eine konstante Größe ist aber D auch in Säulen nicht. Gewöhnlich setzt man

$$D_x = \alpha_x v_x \quad (4.3)$$

wobei v_x im Boden nicht konstant ist und α_x von der Transportstrecke, die der betrachtete Stoff durchläuft, abhängt.

Der Ansatz von v_x als orts- und zeitkonstante Größe ist - wie bereits ausgeführt - problematisch. Der Ansatz mit der unterirdische Abflusssspende $r_u = \text{GWN}$

$$v_x = r_u / n \tag{4.4}$$

ist unzutreffend, weil hier statt der Porosität n der mobile Phasenanteil $\theta_{w,mobil} = \theta_w - \theta_{residual}$ stehen müsste, der a priori unbekannt ist und erst im Ergebnis der Lösung der Modellgleichung 3.6 ansetzbar wäre.

SUSSET & LEUCHS (2008, S. 42) setzen für $r_u = \text{GWN}$ (Grundwasserneubildung) für ganz Deutschland folgende schwer nachvollziehbare einheitlichen Werte an:

$r_u = 583 \text{ mm/a}$ für ungebundene Tragschichten

$r_u = 313 \text{ mm/a}$ für Lärmschutzwälle

$r_u = 2318 \text{ mm/a}$ für Straßendammböschungen und Bankett

(dieser Ansatz geht von einem Abflussbeiwert des Jahresniederschlags von 0,90 für die horizontale asphaltierte Dammoberfläche, dem Transfer dieses Oberflächenlandabflusses auf das Bankett und die Dammböschung und einen Abflussbeiwert des Jahresniederschlags von 0,00 für das Bankett und die steilen Dammböschungen aus)

SUSSET & LEUCHS (2008) gehen hierbei von einem mittleren korrigierten Niederschlag P_{korr} von 859 mm/a aus. Abbildung 4.1 zeigt, dass dieser angenommene Niederschlag in weiten Teilen Deutschlands unterschritten wird.

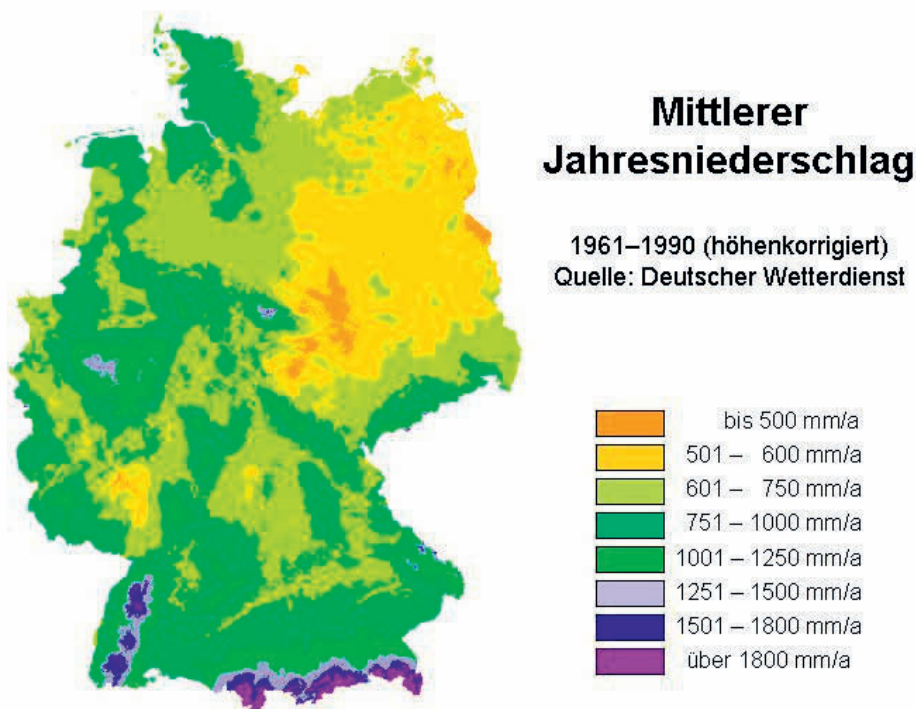


Abb. 4.1 Mittlerer Jahresniederschlag für den Zeitraum 1961-1990 (aus GÄTH, 2002)

Die Wasserhaushaltsbilanz eines ebenen Bodens ist wie folgt definiert:

$$P_{\text{korr}} = ETa + As \pm dV \quad (4.5)$$

Die aktuelle Evapotranspiration ETa ist die Wassermenge, die über Transpiration, Evaporation und Interception verdunstet wird. Sie beträgt laut HAD (2003) durchschnittlich 532 mm/a. Die Bodenwasservorratsänderung dV ist im Regelfall innerhalb eines Jahres Null. Übrig bleibt die Sickerwasserrate As , deren Verteilung Abbildung 4.2 zeigt. Der Hydrologische Atlas von Deutschland (HAD 2003) weist als mittlere Sickerwasserrate 327 mm/a für Deutschland aus.

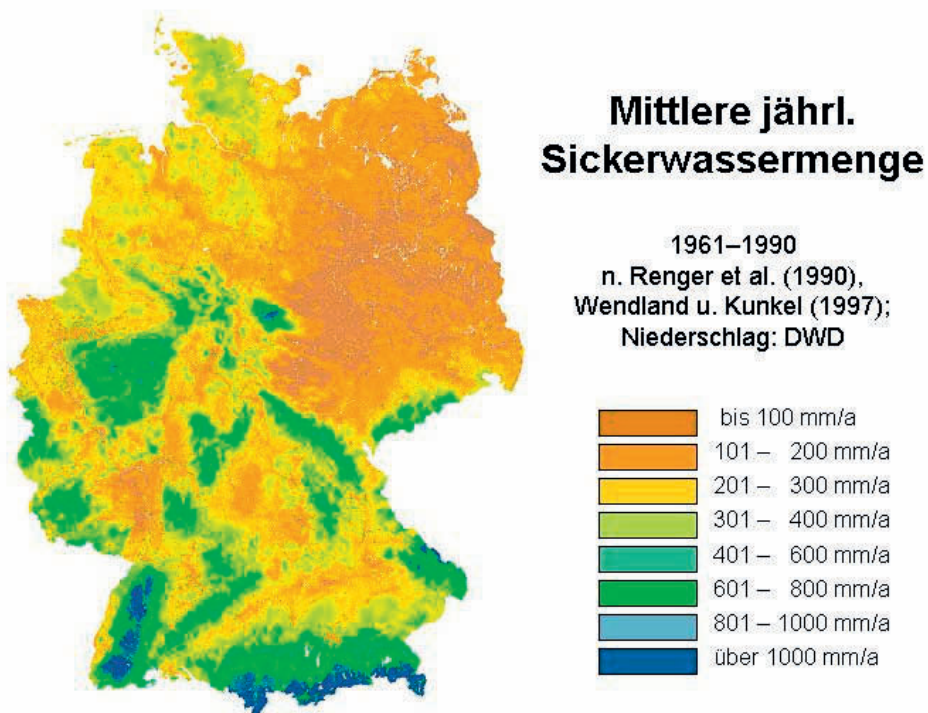


Abb. 4.2 Mittlere Sickerwasserrate für den Zeitraum 1961-1990 (aus GÄTH, 2002)

Die Sickerwasserrate entspricht der Grundwasserneubildungsrate nur auf ebenen, ungedrängten Standorten. Auf geneigten und gedrängten Standorten ist die Grundwasserneubildungsrate durch Direktabflüsse r_D in Form von Oberflächenabfluss, Zwischen- und Dränabfluss in der Regel geringer als die Sickerwasserrate. Die Höhe dieser Komponente beträgt laut HAD (2003) durchschnittlich 192 mm/a.

Will man sich dem Wert der Grundwasserneubildung (GWN) für einen konkreten lokalen Standort nähern, so ist von der Beschreibung der Karte 5.5 im HAD 2003 auszugehen:

$$GWN = P_{\text{korr}} - ETa - r_D \quad (4.6)$$

(Mittelwerte für Deutschland: $P_{\text{korr}} = 859$ mm/a, $ETa = 532$ mm/a, $r_D = 192$ mm/a).

Der Hydrologische Atlas von Deutschland HAD 2003 weist den Mittelwert für Deutschland in der Beschreibung zu Karte 5.5 ganz explizit mit $GWN = r_u = 135 \text{ mm/a}$ aus. Die GW-Neubildung ist natürlich in Deutschland von Ort zu Ort sehr unterschiedlich und z.B. in den neuen Bundesländern oder im Hessischen Ried viel kleiner als dieser Mittelwert von 135 mm/a (Abb. 4.3; s. auch HAD 2003, Karte 5.5).

In Kap. 2.4 „Durchsickerung von technischen Bauwerken“ in SUSSET & LEUCHS (2008) hätte r_0 in Ansatz gebracht werden müssen. Der hierbei betrachtete Kapillarsperreneffekt, der r_i als Interflow widerspiegelt, ist nur ein Teil des Direktabflusses r_D . In einer Modell-Lösung, wie sie z.B. Abb. 2.4.1 in SUSSET & LEUCHS (2008) zeigt, ist die GWN noch viel kleiner als ausgewiesen, weil auf der rechten Seite der Parametergleichung 4.5 von P_{korrr} nur r_i , nicht aber r_0 und ET_a abgezogen werden. Letztlich steigt r_i , wenn der Durchlässigkeitskoeffizient k realitätsnah als anisotrope und nicht - wie erfolgt - als isotrope Größe und eine Schichtung des Bodens berücksichtigt wird.

Sickerwassermodelle der wasserungesättigten Bodenzone sollten die geschichtete Bodenstruktur mit ihren für die Bodenwasserbewegung maßgebenden geometrischen Größen und bodenphysikalischen Parametern realitätsnäher reflektieren. Der Berücksichtigung anisotroper k_f -Werte in Abhängigkeit der Wassersättigung der Porosität und der Berücksichtigung hystereseer Kapillardruck-Sättigungsfunktionen kommt dabei signifikante - kaum außer Acht lassbare - Bedeutung zu.

Als Anfangsbedingung für die Sickerwasserbewegung und die sickerwassergetragene Schadstoffbewegung sind reale Ist-Zustandsgrößen (θ_w und c_i zur Zeit $t = 0$) anzusetzen. Als Randbedingung für Sickerwassermodelle kommt der Infiltration Inf (Wassertransfer durch die Erdoberfläche) eine Schlüsselrolle zu. Diese Größe ergibt sich aus dem korrigierten Niederschlag P_{korrr} abzüglich der Interzeptionsverdunstung, dem Oberflächenlandabfluss r_0 und der Evaporation der Bodenoberfläche (s. Abb. 2.7). Diese Größe Inf wird bei der Bodenpassage durch die Pflanzentranspiration T_a und den Interflow r_i gemindert. Die GW-Speisung und die GW-Zehrung und damit die GW-Neubildung ergeben sich so nach Beachtung der Bodenwasserspeicherung (Ein- und Ausspeicherung) als Restgröße. Von all diesen bodenhydrologischen Elementen reflektiert der FuE-Abschlussbericht von SUSSET & LEUCHS (2008) nichts Nennenswertes.

Für die Ableitung von Grenzwerten sollte zu guter Letzt gefordert werden, dass als Niederschläge bzw. Grundwasserneubildungsraten - wie dargestellt - reale Daten herangezogen werden.

4.2.2 Bodenkenngrößen

Von SUSSET & LEUCHS (2008) werden für die Modellierung zwei Böden bzw. Unterböden definiert (Tab. 4.1): ein Sandboden und ein Lehm-/Schluff-/Tonboden.

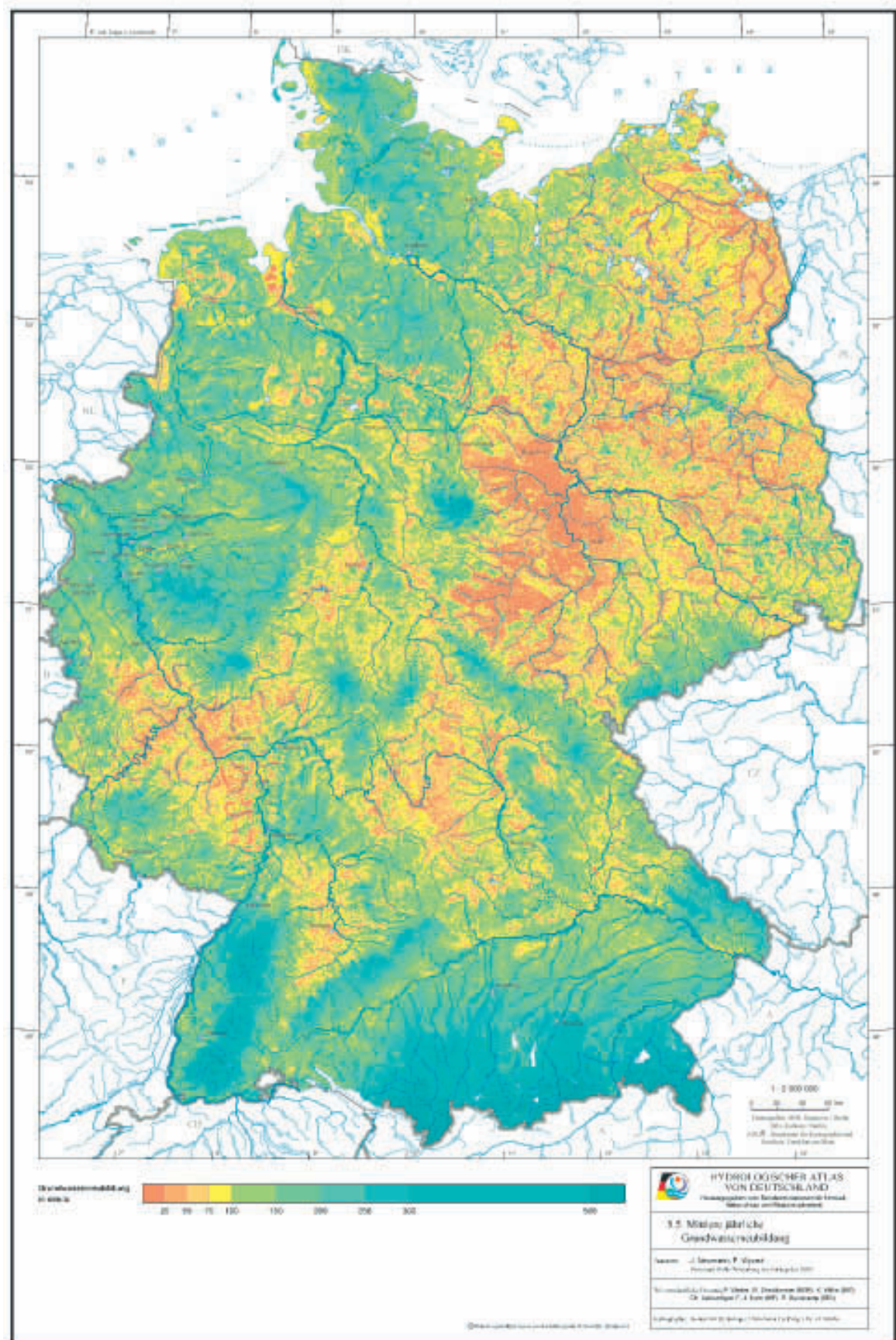


Abb. 4.3 Mittlere jährliche Grundwasserneubildungsrate (aus Hydrologischer Atlas von Deutschland [HAD, 2003])

Bei der gutachterlichen Bewertung der Unterbodeneigenschaften fällt auf, dass der **Tongehalt** vor allem im Lehm-/Schluff-/Tonboden sehr gering angesetzt wurde. SUSSET & LEUCHS (2008) verweisen in ihrem Bericht darauf, in dem sie schreiben: „Der Tongehalt ist ein maßgeblicher Einflussfaktor für die Ermittlung der Retardation von Schwermetallen. Der in beiden Boden-Kategorien definierte Tongehalt wird jeweils von 90 % der Böden überschritten.“ (S. 60).

Der Gehalt an **organischem Kohlenstoff (TOC)** von Unterböden dürfte im Regelfall die angegebenen Konzentrationen erreichen. Ausnahmen bestehen z.B. in Bt-Horizonten von Parabraunerden oder Bsh-Horizonten von Podsolen sowie Böden, in denen organische Substanz angereichert ist (z.B. Torfe).

Tab. 4.1 Bodeneigenschaften der zwei Transportszenarien von SUSSET & LEUCHS (2008)

Parameter	Kennwerte für die Böden der Transportszenarien	
	SUSSET & LEUCHS (2008)	
	Sand	Lehm, Schluff, Ton
Ton (Gew.-%)	2,46	12
pH (CaCl ₂)	4,8	6,6
TOC (Gew.-%)	0,1	0,1
Trockendichte (g/cm ³)	1,42	1,45
Gesamtporenvolumen* (cm ³ /cm ³)	0,46	0,45
Effektive Porosität	0,17	0,26

*) berechnet aus Trockendichte und Festsubstanzdichte von 2,65 g/cm³

Die pH-Werte sind zumindest auf bewirtschafteten Böden unter Sand als gering bis sehr gering angesetzt. Wie SUSSET & LEUCHS (2005, S. 60) hinweisen, werden unter Acker pH-Werte von 5,51, unter Grünland von 5,57 durchschnittlich gemessen. Lediglich unter Wald werden pH-Werte von durchschnittlich 4,33 gefunden.

Dem **pH-Wert** kommt neben dem Gehalt an Ton und organischer Substanz eine besondere Bedeutung bei der Retardation von Stoffen zu. Dabei gilt, dass, je niedriger der pH-Wert ist, die Retardation abnimmt, da die säureverantwortlichen H⁺-Ionen um die begrenzt verfügbaren Austauschplätze konkurrieren. - Gänzlich unberücksichtigt bleibt bei dem eingesetzten Modell der Eintrag von säurezehrenden OH⁻-Ionen durch die Ersatzbaustoffe. Im Regelfall besitzen die unterschiedlichen Baustoffe hohe pH-Werte, so dass das Pufferungsverhalten im Unterboden durch eine Anhebung des pH-Wertes verbessert werden dürfte.

Die **Trockendichte** spielt für die Retardation dahingehend eine Rolle, da sie den Anteil an Austauschplätzen pro Raumeinheit definiert. Die Trockendichte ist mit 1,42 g/cm³ beim Sand und 1,45 g/cm³ beim Löss als sehr gering angenommen worden. Unter Berücksichtigung der Auflast von 1,5 Tonnen und mehr je Kubikmeter stellen sich Trockendichten im Unterboden von 1,7 g/cm³ und mehr ein. Das gilt gerade für den strukturschwachen

Sandboden. Die gering angenommenen Trockendichten korrespondieren mit den relativ hohen Gesamtporenvolumina und **effektiven Porositäten**. Susset & Leuchs (2008) führen in ihrem Bericht dazu aus: „*Sie wurden so gewählt, dass jeweils 90 % der Böden für das Rückhaltvermögen günstigere hydraulische Bedingungen aufweisen.*“ (S. 61).

Von Seiten der Gutachter wird vermutet, dass die Wasserwegsamkeit des Materials für das Modell so gewählt werden musste, um die hohen Sickerwasserraten (vgl. Kap. 4.2.1) ohne das Entstehen von Stauwasser zu verkraften.

Zur Beschreibung der Filterkapazität bzw. Verteilungskoeffizienten der Unterböden werden Pedotransferfunktionen eingesetzt. SUSSET & LEUCHS (2008) schreiben zu diesem Thema: „*Zur Vereinfachung der Modellierung muss die Freundlich-Isotherme für eine betrachtete Konzentrationsspanne linearisiert werden. ... Dabei wird die Sorption grundsätzlich auf der sicheren Seite unterschätzt.*“ (S. 61). Abbildung 4.4 zeigt exemplarisch diesen Effekt.

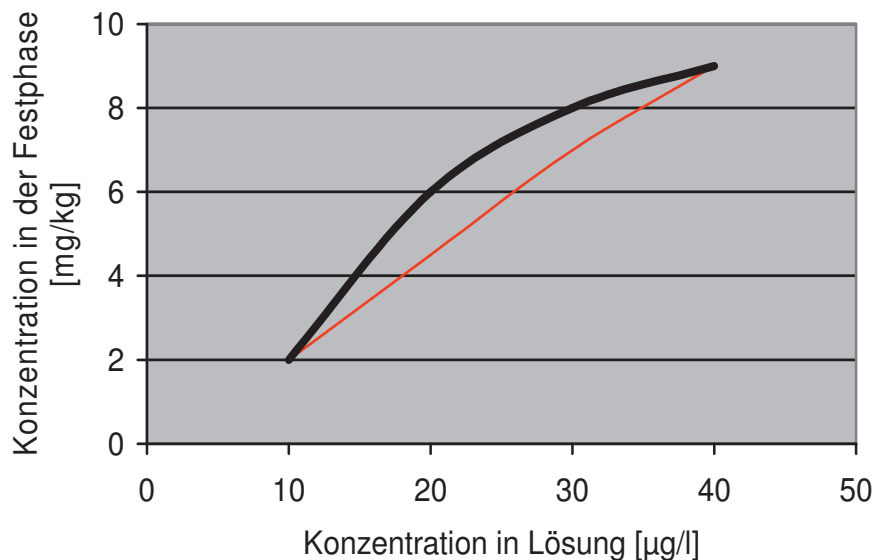


Abb. 4.4 Beispiel für die Unterschätzung der Filterkapazität durch Linearisierung der Freundlich-Isotherme

Weiter heißt es, „*Nach der beschriebenen Vorgehensweise können **konkret** die Elemente Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Molybdän, Vanadium und Zink beurteilt werden.*“ (SUSSET & LEUCHS, 2008, S. 61).

Nachfolgende Tabelle 4.2 zeigt die Gütemaße der von SUSSET & LEUCHS (2008) berücksichtigten Pedotransferfunktionen.

Die Bestimmtheitsmaße der zugrundeliegenden Pedotransferfunktionen sind für die Elemente Cadmium am höchsten, gefolgt von den Elementen Antimon, Nickel, Zink, Blei, Molybdän und Kupfer. Beim Chrom beträgt das Bestimmtheitsmaß nur 66 %, für die Unterböden nennen UTERMANN ET AL. (2005) sogar nur 63 %.

Tab.4.2 Güte der zugrundeliegenden Pedotransferfunktionen für verschiedene Metalle als Bestimmtheitsmaß R^2

Element	Anzahl Proben	Adj. R^2	Quelle
Antimon	1.181	0,90	UTERMANN ET AL., 2005
Arsen	159	k: 0,174; m: 0,072	SCHUG ET AL., 1999*
Blei	968	0,86	UTERMANN ET AL., 2005
Cadmium	1.484	0,93	UTERMANN ET AL., 2005
Chrom	967	0,66	UTERMANN ET AL., 2005
Kupfer	1.313	0,79	UTERMANN ET AL., 2005
Molybdän	1.119	0,85	UTERMANN ET AL., 2005
Nickel	1.461	0,90	UTERMANN ET AL., 2005
Zink	1.119	0,90	UTERMANN ET AL., 2005
Vanadium	20 Unterbodenproben**	pH > 5,5 - 0,80 pH < 5,5 - 0,53	GLÜH, K., 2006**

*) SUSSET & LEUCHS (2008) zitieren mit SCHUG ET AL. (2000) fälschlicherweise eine Arbeit, die sich ausschließlich mit Cadmium beschäftigt. Pedotransferfunktionen für Arsen wurden von SCHUG ET AL. (1999) vorgestellt. Die Arbeit selbst ist im Gutachten von SUSSET & LEUCHS (2008) nicht zitiert. Dennoch dürfte es sich um diese Pedotransferfunktionen handeln.

***) mündl. Mitteilung von UTERMANN (2008); gilt für Unterböden. Die Diplomarbeit konnte von den Gutachtern trotz Anfrage bei der Technischen Universität Braunschweig und dem Betreuer, Prof. Dr. D. Zachmann (emeritiert), nicht eingesehen werden.

Die Autoren ziehen in ihrem Abschlussbericht folgendes Fazit (vgl. UTERMANN ET AL., 2005, S. 102): „Insgesamt ist festzustellen, dass sich das Retentionsvermögen von Böden unterschiedlicher Herkunft und unterschiedlichsten Stoffbestandes überwiegend gut anhand der ermittelten substratübergreifenden Sorptionsisothermen prognostizieren lässt. ... Trotz der guten Resultate bestehen bei allen untersuchten Elementen in unterschiedlichem Ausmaß Abweichungen von einer 1:1-Beziehung, wenn die geschätzte sorbierte Stoffmenge der gemessenen gegenübergestellt wird. (...) **Dieses Problem ist insbesondere bei Cr evident.**“

Neben dem Chrom hat das Arsen ein sehr geringes Bestimmtheitsmaß von 17 % für den Freundlich-Parameter K und 7 % für den Freundlich-Parameter m. Die Autoren SCHUG ET AL. (1999) weisen daher in ihrem Beitrag auch darauf hin, dass „**In general the fit for arsenic is unsatisfactory.**“ (S. 186).

Die Repräsentanz der Pedotransferfunktion für das Element Vanadium beruhen nach Angabe von UTERMANN (2008) auf einer Anzahl von 20 Unterbodenproben, die im Rahmen einer Diplomarbeit von GLÜH (2006) untersucht wurden. Dabei kam nach Aussage von UTERMANN (2008) heraus, dass eine Differenzierung nach dem pH-Wert erforderlich ist, wobei die Bestimmtheitsmaße erwartungsgemäß gering ausfallen. – Die an der Technischen Universität Braunschweig angefertigte Diplomarbeit konnte auch auf Nachfrage der Gutachter nicht eingesehen werden.

Aus gutachterlicher Sicht kann mit den bestehenden Pedotransferfunktionen – anders als von SUSSET & LEUCHS (2008) festgestellt – für die Elemente **Arsen, Chrom und Vanadium** kein justiziablel Grenzwert abgesichert werden. UTERMANN ET AL. (2005) für Chrom, UTERMANN (2008) für Vanadium und SCHUG ET AL. (1999) für Arsen weisen auf die Unsicherheit bzw. Unzulänglichkeit hin.

Leider fehlen in dem Bericht von SUSSET & LEUCHS (2008) statistische Untersuchungen in Form von Monte-Carlo-Simulationen, um den Einfluss der verschiedenen Unsicherheiten und Annahmen auf das Modellergebnis und dessen Varianz abschließend bewerten zu können. Zu verweisen ist hier auf die Arbeit von BEYER ET AL. (2004).

Für die **Filterstrecke** wird von SUSSET & LEUCHS (2008) ein Meter angenommen. Streng genommen werden hiermit grundwassernahe Böden in Auen- bzw. morphologischen Tieflagen erfasst, die naturgemäß aufgrund des kapillaren Aufstiegs keine oder nur eine sehr geringe Sickerwasserrate zeigen. Dazu kommt, dass der Unterbodenfilter gemäß Modell nur zu 50% in einem Zeitraum von 200 Jahren (in Ausnahmefällen 500 a) ausgeschöpft werden soll (SUSSET & LEUCHS 2008, S. 64).

Beide Annahmen – Filterstrecke 1 m, 50 % Ausschöpfung der Filterkapazität – wurden aus Vorsorgegründen festgelegt. Hinzu kommen die Annahmen, die die Filterkapazität des Unterbodens zusätzlich begrenzen:

- + Tongehalt,
- + Humusgehalt
- + pH-Wert
- + Trockendichte
- + Linearisierung der Freundlich-Isothermen

sowie die deutlich erhöhte Sickerwasserrate, die zu einer raschen Auslaugung des eingesetzten Materials und einem vorschnellen Erschöpfen der Filterkapazität führt. Sämtliche aus Vorsorgegründen eingeführten Sicherungselemente verhalten sich im Modell auf die wahre Filterkapazität je nach Parameter proportional und überproportional.

4.3 Zusammenfassende Bewertung des Modellansatzes

Der von SUSSET & LEUCHS (2008) verwendete Modellansatz mitsamt der angenommenen Randbedingungen muss im Hinblick auf dessen wissenschaftlichen Anspruch und dem Ziel, justiziable Grenzwerte abzuleiten, zusammenfassend in folgenden Punkten hinterfragt werden:

1. Das von SUSSET & LEUCHS (2008) angewendete analytische Modell zur Lösung der Stofftransportgleichung beinhaltet eine Vielzahl vereinfachender Annahmen der wahren

ren Transportvorgänge im Boden. In ihrem Bericht schreiben SUSSET & LEUCHS (2008) auf Seite 10: „*Der reaktive Stofftransport kann mit einem eindimensionalen analytischen Modell unter Verwendung von Verteilungskoeffizienten **relativ gut** abgeschätzt werden*“. Im Sinne des Zieles einer justiziablen Grenzwertbildung für mineralische Ersatzbaustoffe stellt allein schon diese Aussage eine deutliche Relativierung dar.

2. Die von SUSSET & LEUCHS (2008) angenommenen Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungsraten sind deutlich überhöht. Vielerorts werden die angenommenen Sickerwasserraten noch nicht einmal durch den Niederschlag abgebildet.
3. Die von SUSSET & LEUCHS (2008) angenommenen und das Filterverhalten von Böden maßgeblich bestimmenden Eigenschaften repräsentieren nicht die realen Verhältnisse. Tongehalt, pH-Wert und Trockendichte sind deutlich zu niedrig eingestuft, was zu einer Unterschätzung der Filtereigenschaften führt.
4. Die von SUSSET & LEUCHS (2008) verwendeten Pedotransferfunktionen sollten nur unter Vorbehalt angewendet werden, wobei die statistische Unsicherheit der Modellierung bei der Grenzwertbildung angegeben werden sollte. Für die Elemente Arsen, Chrom und Vanadium sollten die Pedotransferfunktionen durch eine verbesserte Datenlage und die Berücksichtigung der Redoxverhältnisse angemessen angewendet werden.
5. Die von SUSSET & LEUCHS (2008) angenommene ausschöpfbare Filterkapazität von 50 % und einem Meter Filterstrecke wird durch eine Vielzahl weiterer Annahmen (Tongehalt, pH-Wert, Trockendichte, Gehalt an organischem Kohlenstoff, Linearisierung der Freundlich-Isothermen) zusätzlich reduziert.
6. Die Autoren SUSSET & LEUCHS (2008) gehen in ihrem Gutachten nicht auf die Frage der räumlichen Variabilität und statistischen Unsicherheit ihrer Methode ein, obwohl diese Fragestellung für die Ableitung justiziabler Grenzwerte bedeutsam ist und BEYER ET AL. (2004) im Rahmen der Projektes Sickerwasserprognose daran gearbeitet haben.

5 Bewertung des Perkolationstestes zur Abschätzung der Quellstärke

Von SUSSET & LEUCHS (2008) werden für die Untersuchung und Bewertung mineralischer Ersatzbaustoffe zwei methodische Verbesserungen im Vergleich zum bislang praktizierten und in verschiedenen Verordnungen/Regelwerken angewendeten S4-Schüttelverfahren vorgeschlagen. Die erste Änderung betrifft den Einsatz eines Perkolations- statt eines Schüttelverfahrens. Die zweite schlägt vor, die Konzentration bei einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis (WF) von 2:1 statt 10:1 durchzuführen.

Bei dem Perkolationsverfahren wird die Probe mit einer Körnung <32 mm in eine Säule mit einem Innendurchmesser von 5-10 cm 25 cm hoch gepackt und anschließend von unten nach oben im Aufwärtsstromverfahren perkoliert (Abb. 5.1). Näheres soll die DIN 19528 regeln, die im Entwurf vorliegt.

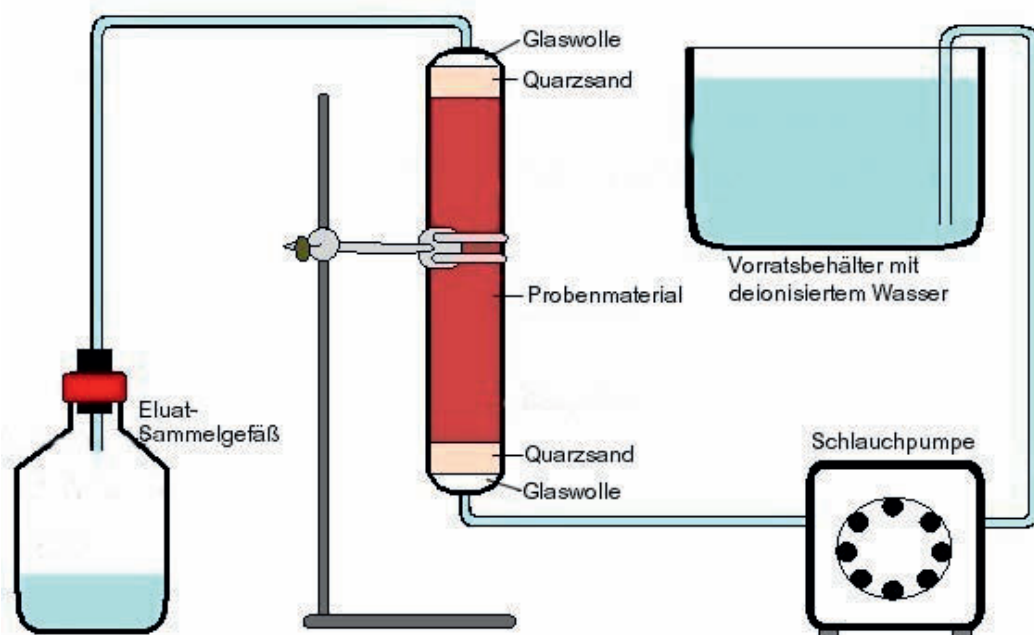


Abb. 5.1 Aufbau der Perkolationsapparatur

Für die Probenahme und Auswertung sind zwei Strategien angedacht:

- a. Untersuchung des Langzeitverhaltens, indem fünf Probenahmen bei steigenden WF-Verhältnissen (0,25; 0,5; 1,0; 2,0 und 4,0) vorgenommen und jeweils die Konzentrationen und die eluierte Wassermenge gemessen werden. Für die Bewertung der materialspezifischen Stoff-Konzentrationen bei einem WF von 2 sollen anschließend die Konzentration und eluierten Wassermengen kumuliert werden.
- b. Untersuchung des Kurzzeitverhaltens, indem die Probe ausschließlich bis zu einem WF von 2 perkoliert und anschließend die Konzentration im Perkolat gemessen wird.

Der Vorteil der Perkulationsmethode wird vor allem darin gesehen, dass sie die in der Natur ablaufenden Prozesse eher widerspiegelt. SUSSET & LEUCHS (2008) nennen außerdem als Grund: *„Das Säuleneluat kann direkt, ohne weitere Flüssig-/Feststofftrennungsschritte (i. d. R. werden infolge des Eigenfiltrationsvermögens der Säulenpackung klare Eluate erhalten) für die Analyse eingesetzt werden.“* (S 21).

Für eine abschließende Bewertung des Perkulationsverfahrens sind noch vergleichende Ringuntersuchungen an einer ausreichend großen und materialdifferenzierten Stichprobe erforderlich. Allerdings zeichnen sich schon folgende Problemstellungen ab:

- a. Die Eluate sind im Regelfall nicht „klar“, ein Filtrationsschritt muss trotz der von SUSSET & LEUCHS (2008) postulierten Eigenfiltration durchgeführt werden. Diese Einschätzung wurde von verschiedenen Forschungseinrichtungen auf dem Workshop in Dessau am 20./21.05.2008 geteilt.
- b. Die Aufsättigung quellfähiger Materialien wie Formsande ist nicht möglich. Die Glassäulen werden durch die auftretenden Drücke zerstört.
- c. Die Perkulation quellfähiger, bindiger Materialien ist in einem praktikablen Zeitraum unmöglich. Die notwendigen hydraulischen Drücke reichen im Regelfall nicht aus. Der Vorschlag, groben, inerten Sand dem zu untersuchenden Material zuzumischen, um die hydraulischen Verhältnisse zu verbessern, wird als unnatürlich abgelehnt (vgl. DIN E 19528, S. 6, 2. Absatz).
- d. Das Materialband von 0-32 mm führt je nach Feinkornanteil zu einer hohen Streuung der gemessenen Konzentrationen. Bei einem höheren Feinkornanteil nimmt der Kontaktflächenanteil zum Perkulationswasser zu, so dass höhere Konzentrationen zu erwarten sind.
- e. Die Zeitdauer für einen Versuchsdurchlauf beträgt das vier- bis fünffache im Vergleich zum Schüttelversuch. Für Routineuntersuchungen und „Schnelltestverfahren“ ist diese Zeitdauer zu lang.
- f. Eine Übertragung der Ergebnisse auf den Sickerwasserpfad im Boden ist nicht ohne weiteres möglich, da die Perkulation unter quasi gesättigten Bedingungen erfolgt und die Porenwasserfließgeschwindigkeit deutlich überhöht ist.
- g. Die Kosten für das Perkulationsverfahren und die Analytik werden um mehr als das drei- bis fünffache im Vergleich zum bisherigen Stand der Technik steigen.
- h. SUSSET & LEUCHS (2008) weisen in Bezug auf die Perkulationsmethode darauf hin, dass *„Bei Metallen lässt sich meist keine statistisch signifikante Quellstärkefunktion ableiten.“* (S. 58)

Die Frage, die bei der Einführung einer neuen Untersuchungsmethode und dem damit verbundenen Ersatz einer bestehenden Methode abschließend geklärt werden muss, lautet, ob der Zusatzaufwand des Perkulationsversuchs einen Zusatznutzen im Vergleich zum Schüttelversuch hat. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass mit der Perkulations- und der Schüttelmethode bei gleichem Wasser-/Feststoff-Verhältnis vergleichbare Er-

gebnisse erzielt werden können und damit eine eindeutige Präferenz für den Perkolationsstest nicht gegeben ist.

SUSSET & LEUCHS (2008) stellen in ihrem Gutachten verschiedene Vergleiche zwischen den Stoffkonzentrationen von Lysimeter- und Säulenversuchen dar, wenn die Konzentration als Funktion des Wasser-/Feststoff-Verhältnisses abgetragen wird. Beispiele liefern die Anionen Sulfat und Chlorid (S. 29) und die Metalle Nickel, Kupfer, Chrom, Molybdän und Vanadium (S.30). Auf den folgenden Seiten 30 und 31 werden aber auch Beispiele gezeigt, bei denen neben organischen Schadstoffen wieder-um die Metalle eine schlechte Übereinstimmung liefern. Auf Seite 33 führen die Autoren an, dass *„Die im Rahmen des hier vorgestellten Projekts und in Susset & Leuchs (2008) durchgeführten material- und stoffübergreifenden Auswertungen von Lysimeterversuchen, Säulenversuchen und Schütteleluaten zeigen, dass die Umrechenbarkeit für leichtlösliche Salze und mobile Anteile der Metalle relativ gut funktioniert.“*. Leider fehlt in allen Fällen eine statistische Prüfung der dargestellten Ergebnisse, die zu aussagefähigen Schlussfolgerungen führen könnten. - Doppellogarithmisch dargestellte Funktionen können leicht zu Fehlinterpretationen führen, wie es die Abbildung 2.2.5.1 auf Seite 33 zeigt.

Eine gute Übereinstimmung ist auch bei leicht löslichen Salzen nicht bzw. nur in Ausnahmefällen zu erwarten, da für einen Vergleich in erster Linie das wassergefüllte, austauschwirksame und lagerungsdichteabhängige Porenvolumen verantwortlich ist und nicht das Wasser-/Feststoff-Verhältnis. Es ist nicht egal, ob ein Kilogramm eines Monolithen mit 2 Liter Wasser oder ein Kilogramm desselben aber in vielen Einzelteilen vorliegenden Materials perkoliert werden.

Neben dem Perkolationsstest wird außerdem ein Schütteltest, allerdings bei einem WF von 2 und nicht von 10, in der DIN-E 19529 empfohlen.

Das Wasser-/ Feststoff-Verhältnis soll nach Aussage der Autoren um den Faktor fünf reduziert werden, da andernfalls die Gefahr besteht, dass eine zu starke Verdünnung die Messparameter unter die Nachweisgrenze sinken lässt. Dieses Argument ist zwar nachvollziehbar, allerdings ist auch zu bedenken, dass erstens die Nachweisgrenze moderner Analysengeräte immer stärker abgesenkt werden konnte und auch weiterhin abgesenkt werden wird. - In Bezug auf die Nachweisgrenzen nennt die LAWA (2004) im Anhang 4 (S. 28ff) für eine Vielzahl verschiedener Stoffe Bestimmungsmethoden und deren untere Anwendungsgrenzen.

Zweitens ist zu befürchten, dass bei einem Wechsel des WF die bestehenden Erfahrungen und Zeitreihenergebnisse verloren gingen und bestehende Verordnungen / Regelwerke im Hinblick auf die Untersuchungsmethodik harmonisiert werden müssten. Andernfalls müssten für das gleiche Material verschiedene parallele Untersuchungsverfahren für verschiedene Verwertungsverfahren durchgeführt und kostenseitig berücksichtigt werden.

6 Vergleichende Bewertung der ErsatzbaustoffV-Entwurf mit geltenden Verordnungen und Regelwerken

6.1 Gleichheitsgrundsatz

Im Verständnis des Artikels 3 unseres Grundgesetzes sollten in den verschiedenen gesetzlichen Regelwerken für die Beseitigung oder Verwertung von mineralischen und organischen Abfällen und Produkten prinzipiell die gleichen gesetzlichen Regeln gelten, da das Schutzgut Boden oder Grundwasser jeweils dasselbe ist.

Zum Beispiel wird die Ablagerung oder Verwertung von Monoabfällen auf Deponien der Klasse DK 0 in der Abfallablagerungsverordnung, Deponieverordnung und der Deponieverwertungsverordnung geregelt (vgl. Tab. 6.1).

Tab. 6.1 Grenzwerte im S4-Eluat für die Beseitigung von Abfällen auf Monodeponien (DK 0) nach Deponieverordnung (Auswahl an Stoffen)

Parameter	Einheit	Deponieklasse DK 0
Elutionsverfahren		S4 (10:1)
pH-Wert	-	5,5 – 13
Leitfähigkeit	µS/cm	≤ 1.000
DOC	mg/l	≤ 5
Gesamtphenol	mg/l	≤ 0,05
Arsen	mg/l	≤ 0,04
Antimon	mg/l	≤ 0,006
Blei	mg/l	≤ 0,05
Cadmium	mg/l	≤ 0,004
Chrom VI	mg/l	≤ 0,03
Chrom _{gesamt}	mg/l	≤ 0,05
Kupfer	mg/l	≤ 0,15
Molybdän	mg/l	≤ 0,05
Nickel	mg/l	≤ 0,04
Quecksilber	mg/l	≤ 0,001
Zink	mg/l	≤ 0,3
Fluorid	mg/l	≤ 0,5
Sulfat	mg/l	≤ 100*

*) Fußnotenregelung ist zu beachten.

Abgesehen davon ist es für den Abfallerzeuger sowie für den Abfallverwerter/-beseitiger schwierig, die verschiedenen verordnungsspezifischen Untersuchungsverfahren und darauf aufbauenden Grenzwertkataloge rechtskonform im Auge zu behalten. Nicht zuletzt wird den Vertretern der zuständigen Genehmigungsbehörden der Vollzug erschwert.

Unter dem Aspekt des Gleichheitsgrundsatzes muss bei einer Umsetzung des vorgeschlagenen Ableitungsmodells in der ErsatzbaustoffV-E auch eine Anwendung auf an-

dere Stoffe/Abfälle, die in oder auf den Boden ein- oder aufgebracht werden, erfolgen. Das gilt zum Beispiel für die Komposte, die aus biologischen Siedlungsabfällen im Zuge der Kompostierung hergestellt werden und deren Qualitätssicherung die BioAbfV regelt, oder die kommunalen Klärschlämme (Abf-/KlärV). Abbildung 6.1 zeigt Untersuchungsergebnisse für das Element Vanadium an Kompost und Klärschlamm nach Anwendung der Perkolationsmethode. Abbildung 6.2 gilt für den Parameter elektrische Leitfähigkeit.

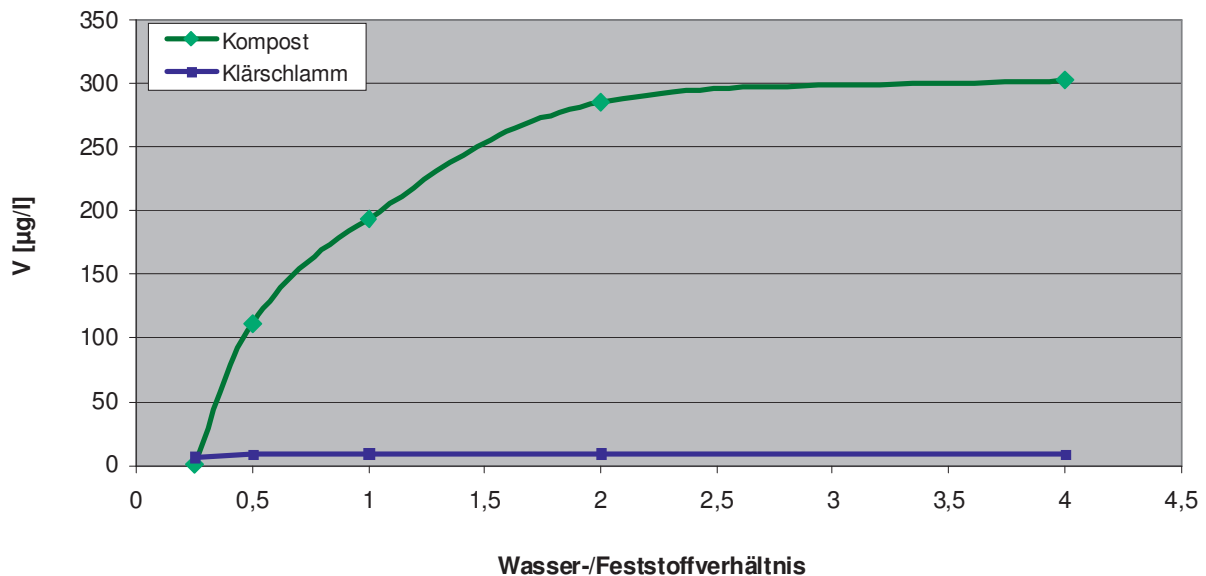


Abb. 6.1 Vanadium-Konzentration im Perkolat in Abhängigkeit vom Wasser-/Feststoff-Verhältnis für Bioabfallkompost und Klärschlamm (eigene Untersuchungen)

Wie die Beispiele zeigen, werden vor allem beim Fertigkompost bei einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis von 2:1 Vanadium-Konzentrationen erreicht, die über denen der Recycling-Baustoffe und deren vorgeschlagenen Grenzwerten liegen. Ähnliches gilt für die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 6.2) sowie die Elemente Nickel, Kupfer, Arsen (hier nicht dargestellt).

Unter dem Gesichtspunkt des angestrebten Grundwasserschutzes und des Gleichbehandlungsgrundsatzes ist es demnach nicht nachvollziehbar, das Vanadium in Recycling-Baustoffen zu regeln, die Gruppe der Bioabfallkomposte allerdings zu vernachlässigen. Bislang werden bei diesen organischen Abfällen ausschließlich Feststoffparameter – die sieben Leitschwermetalle und beim Klärschlamm zusätzlich AOX, PCB und PCDD/F – nach Gesamtaufschluss berücksichtigt. Die Beispiele zeigen, dass die Berücksichtigung der Ergebnisse aus Eluatuntersuchungen unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes von Interesse wäre.

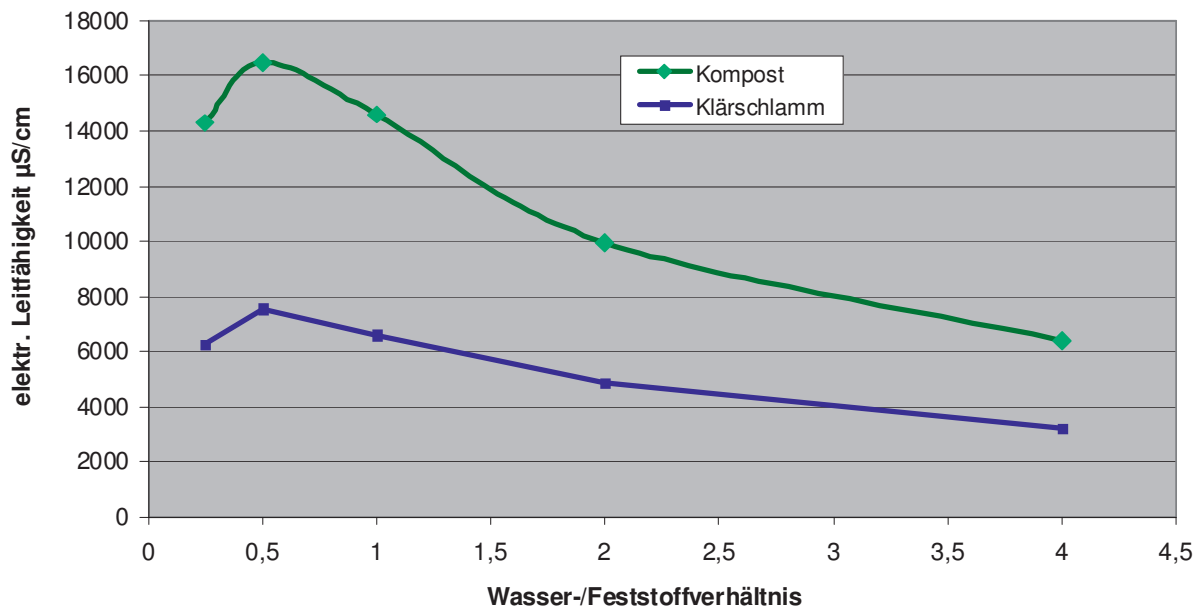


Abb. 6.2 Elektrische Leitfähigkeit im Perkolat in Abhängigkeit vom Wasser-/Feststoff-Verhältnis für Bioabfallkompost und Klärschlamm (eigene Untersuchungen)

6.2 Verhältnismäßigkeit

Der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit nach Artikel 20 Absatz 3 des Grundgesetzes gliedert sich in folgende drei Stufen:

- Geeignetheit:
In diesem Sinne ist die ErsatzbaustoffV-E geeignet, wenn der angestrebte Erfolg durch sie zumindest gefördert werden kann.
- Erforderlichkeit:
In diesem Sinne ist die ErsatzbaustoffV-E erforderlich, wenn kein milderer, weniger belastendes Mittel den gleichen Erfolg erreichen kann.
- Angemessenheit (Proportionalität, Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne):
In diesem Sinne ist die ErsatzbaustoffV-E angemessen, wenn der Nachteil für den Betroffenen und der erstrebte Erfolg in einem vernünftigen Verhältnis zueinander stehen. - Zwischen dem Schaden des Einzelnen und dem Nutzen für die Allgemeinheit darf kein Missverhältnis bestehen (Abwägung der betroffenen Rechtsgüter).

Die Verwertung mineralischer Reststoffe hat in der Praxis auf der Grundlage geltenden Rechts und geltender technischer Regeln zu keinem Schadensfall geführt. Das bedeutet, die geltenden Regeln und die darin genannten Methoden und Grenzwerte können unter diesem Gesichtspunkt als **geeignet** angesehen werden.

Das bedeutet auch, dass eine Änderung des Ableitungsprinzips zur Schaffung von Grenzwerten im Rahmen der ErsatzbaustoffV-E prinzipiell **nicht erforderlich** ist.

Die Angemessenheit der ErsatzbaustoffV-E ist aus vielfacher Hinsicht nicht gegeben. Sie widerspricht den ressourcenschonenden Zielen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes, da sie zwangsläufig zu einer Verlagerung der stofflichen Verwertung mineralischer Ersatzbaustoffe hin zur Beseitigung führt.

Dabei fordert und fördert die DepV beispielsweise den Einsatz alternativer Materialien in der Rekultivierungsschicht/Oberflächenabdichtung, sofern die in Tabelle 6.2 genannten Eluatparameter nach S4-Elution eingehalten werden. Ein Abwenden von dieser Praxis im Zuge der ErsatzbaustoffV-E lässt befürchten, dass wertvolle, zur Nahrungsmittelproduktion geeignete, unbelastete Böden zum Einsatz kommen müssen.

Die Angemessenheit der ErsatzbaustoffV-E ist auch unter dem Gesichtspunkt der Wirtschaftlichkeit der vorgeschlagenen Untersuchungsmethoden zu prüfen.

Der Aufwand für die Vorbereitung der Materialien, der Betreuung und Beprobung der Säulenversuchsanlage und der anschließenden Analytik steigen um den Faktor 3 bis 5 im Vergleich zur etablierten S4-Methodik. Neben den Kosten steigen auch die Zeitspannen, bis ein Ergebnis vorliegt um den Faktor 3 bis 5.

Dieser Gesichtspunkt ist für die genehmigungsrechtlichen Behörden von besonderer Relevanz, wenn es um eine Einzelfallprüfung unter Praxisbedingungen geht (z.B. LKW mit Ladung will abkippen und es besteht ein Anfangsverdacht).

Tab. 6.2 Zulässige Eluatkonzentrationen nach Anhang V der DepV für Materialien zur Herstellung von Rekultivierungsschichten

Parameter	Einheit	DepV
		Anhang 5
Elutionsverfahren		S4 (10:1)
pH-Wert	-	6,5-9
Elektrische Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	≤ 500
Arsen	mg/l	$\leq 0,01$
Blei	mg/l	$\leq 0,04$
Cadmium	mg/l	$\leq 0,002$
Chrom gesamt	mg/l	$\leq 0,03$
Kupfer	mg/l	$\leq 0,05$
Nickel	mg/l	$\leq 0,05$
Quecksilber	mg/l	$\leq 0,0002$
Zink	mg/l	$\leq 0,1$
Chlorid*	mg/l	10
Sulfat*	mg/l	50

*) Fußnotenregelung ist zu beachten.

6.3 Folgenabschätzung

Die Folgen der ErsatzbaustoffV-E auf die Verwertung mineralischer Ersatzbaustoffe sind vielfältig und bedürfen einer besonderen Bewertung. Gegenwärtig fallen jährlich ca. 240 Mio. Tonnen dieser Abfälle und industrieller Nebenprodukte in Deutschland an.

Dabei gilt, dass jede Form der Grenzwertveränderung, die im Gegensatz zum gegenwärtigen Status zu einer Verschiebung von Ersatzbaustoffen in eine schlechtere Verwertungsklasse oder letztlich in die Beseitigung führen, mit ökonomischen und ökologischen Folgen verbunden ist. Daneben sinkt die Akzeptanz für den Einsatz von Ersatzbaustoffen, da das Gefahrenpotenzial von Bauherren als zu hoch eingeschätzt wird.

Wirtschaftliche Folgen ergeben sich in erster Linie aus geringeren Erlösen, da geringwertig eingestufte Ersatzbaustoffe auch geringere Preise erzielen. Schlimmstenfalls sind die Kosten der Deponierung zu berücksichtigen.

Neben den geringeren Erlösen fallen höhere Transport- und Logistikkosten an, da die Ersatzbaustoffe bei einer schlechteren Bewertung in seltenen Fällen ortsnah verwertet werden können, sondern auf wenige, aber dafür immer weiter entfernt liegende Deponien gebracht werden müssen.

Für die Ökologie sind die Folgen in erster Linie in der Schaffung zusätzlicher Deponiekapazitäten, der Belastung durch den Transportverkehr, der Verbrauch von Treibstoffen und der Produktion zusätzlicher CO₂-Emissionen zu beschreiben.

Ein weiterer Aspekt ist im Hinblick auf die ökologischen Nachteile in dem Verbrauch natürlicher Rohstoffe und deren Transportimplikationen zu benennen. Jede nicht regional verwertete Tonne Ersatzbaustoff muss schließlich durch einen gleichermaßen gut geeigneten natürlichen Baustoff ersetzt werden.

Bei der Anhörung des BMU zur ErsatzbaustoffV-E am 20./21.05.2008 in Dessau wurden von verschiedenen Vertretern der Industrie vergleichende Elutionsuntersuchungen vorgelegt. Insgesamt wurden seit Jahresbeginn 2008 rund 60 Vergleichsprüfungen zwischen dem Säulen- und dem S4-Verfahren durchgeführt, um eine erste Einschätzung vornehmen zu können, in welchem Umfang sich durch die neue Ersatzbaustoffverordnung Veränderungen in den Verwertungswegen ergeben. Die Hälfte dieser Untersuchungen wurde mit Recycling-Baustoffen der Klasse RC1- bzw. Z1.1 durchgeführt.

Im Ergebnis wurde festgestellt, dass zukünftig insbesondere **Sulfat, Chrom, Kupfer und Vanadium die limitierenden Parameter** bei der Bewertung von RC-Baustoffen sein werden. Betrachtet man jeden Parameter einzeln, ist davon auszugehen, dass nach den neuen Beurteilungskriterien zwischen 20 % und 40 % des heutigen Z1.1-Materials zukünftig nur noch als RC2-Material – d.h. eine Klasse schlechter – verwertbar sein werden. In der Summe sind die Auswirkungen allerdings größer, da sich Grenzwertüberschreitungen bei unterschiedlichen RC-Materialien durch jeweils andere limitierende

Parameter ergeben und letztlich nur noch 30 % der bisherigen Z1.1-Materialien in die äquivalente RC1-Klasse fallen, während 70% abgewertet in die RC2-Klasse einzuordnen sind. Seitens der Industrie wurde auf dem Workshop betont, dass RC2-Material bereits heute kaum Absatzchancen hat und damit überwiegend zu deponieren ist.

Für eine abschließende Bewertung der Folgen der Einführung der ErsatzbaustoffV-E auf die Verwertung und Beseitigung mineralischer Abfälle wird empfohlen, ein Stoffstrommodell unter Berücksichtigung der neuen Grenzwerte und Verwertungstabellen mit dem Ziel zu erstellen, die ökonomischen und ökologischen Folgen bilanzieren zu können.

7 Zusammenfassende Schlussfolgerung

Aus Sicht des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes genießt die stoffliche oder – sofern möglich – energetische Verwertung (neben der Vermeidung) Vorrang vor einer Beseitigung. Dieses Ziel deckt sich mit dem Ziel der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesrepublik Deutschland, die unter dem Leitgedanken „Schritte zu einer nachhaltigen Rohstoffwirtschaft“ fordert, dass *„die stärkere Substitution endlicher durch nachwachsende (heimische) Rohstoffe, die **weiter zunehmende Sekundärrohstoffnutzung durch verbessertes Recycling sowie weitgehend geschlossene Rohstoffkreisläufe**“* vorangetrieben wird (BUNDESREGIERUNG, 2008).

Geschlossene Rohstoffkreisläufe bedeuten aus Sicht des Ressourcenmanagements nicht nur den Ersatz eines Rohstoffes durch ein Substitut, sondern auch die Einsparung von Energie, Wasser sowie anderen Rohstoffen und nicht zuletzt die Minderung des Ausstoßes Treibhaus relevanter Gase.

Es steht außer Frage, dass dieses Ziel stets unter dem Grundsatz verfolgt werden muss, dass das Wohl der Allgemeinheit wie der Umwelt nicht gefährdet wird. Nachhaltiges Wirtschaften bedeutet aber auch, dass neben Forderungen der Ökologie die ökonomischen Ansprüche wie die sozialen Ziele in die Sorge der Politik und Gesetzgebung genommen werden.

Das von SUSSET & LEUCHS (2008) vorgeschlagene Konzept enthält eine Vielzahl verschiedener, teilweise redundanter Sicherungskonzepte für das Grundwasser, das generell als schützenswert gilt. Das Konzept geht zunächst von den GFS-Werten aus, indem das Sickerwasser beim Eintritt in das Grundwasser nicht höher belastet sein darf. Diese Annahme müssen die Autoren SUSSET & LEUCHS (2008) für einige Elemente allerdings dahingehend einschränken, indem die Bearbeiter so genannte, über den GFS-Werten liegende Bezugswerte einführen müssen (vgl. Tab. 2.4). Die Frage stellt sich, ob der natürliche Boden, aus dem nachweislich beispielsweise das Fünffache des GFS-Wertes an Cadmium perkoliert wird, als Grundwasser gefährdend eingestuft werden muss. Dieses Beispiel zeigt, welche Grenzen einer notwendigen Allgemeingültigkeit und Übertragbarkeit die aus mehrheitlich ökotoxikologischen Versuchen abgeleiteten und mit mehreren Zehnerpotenzen reduzierten GFS-Werte in der Realität haben – haben müssen.

Im Einzelnen werden folgende Minderungsfaktoren, sofern kein Grenzwert nach geltender Trinkwasserverordnung vorliegt, bei der Ableitung der GFS-Werte aus ökotoxikologischen Versuchen herangezogen:

- Division der niedrigsten Effektkonzentration mit dem Faktor ≥ 100 , um NOEC (no effect concentration) zu bestimmen
- Division der NOEC mit dem Faktor 10, um PNEC (predicted no effect concentration) zu bestimmen
- Bei anorganischen Stoffen Addition eines flächengewichteten Basiswertes.

Für die Bewertung der Filterkapazität des Bodens gehen SUSSET & LEUCHS (2008) von Annahmen und Faktoren aus, die jeweils für sich zu einer Verbesserung der Sicherheit führen sollen. Im Einzelnen sind es folgende Annahmen:

- der überhöhte Jahresniederschlag und die drastischen Sickerwasserraten
- der Boden mit seinem geringen Tongehalt und Gehalt an organischer Substanz
- die geringe Trockendichte des Unterbodens
- der geringe pH-Wert beim Sandboden
- die geringe Filterstrecke von 1 m
- die Linearisierung der Freundlich-Isothermen
- die Begrenzung der Filterkapazität auf 50 Prozent.

Vorausgesetzt, das vorliegende Konzept käme zur Umsetzung, dann muss befürchtet werden, dass das Ziel der Beibehaltung und Steigerung der Verwertung mineralischer Recyclingprodukte und damit die Schonung der Umwelt aufgrund eines mehrfach redundanten Grundwasserschutzes eingeschränkt und/oder gänzlich aufgegeben werden muss. Die Folge davon wäre weiterhin, dass die jährlich anfallenden mineralischen Abfälle und industriellen Nebenprodukte, deren Menge bundesweit ca. 240 Millionen Tonnen jährlich beträgt, auf Deponien endgelagert werden müssen, wobei zu befürchten ist, dass mit der prognostizierten Abnahme von Deponien die Kosten für die Beseitigung steigen werden. Für die Umwelt ergeben sich aus diesem Szenario ein Anstieg transportabhängiger Folgen, wie Kraftstoffverbrauch, Emission von Treibhausgasen und Inanspruchnahme von Verkehrswegen.

Die Abwägung zwischen den beiden Zielen **'Verwertung mit Schonung natürlicher Ressourcen'** einerseits **sowie 'Umwelt- bzw. Grundwasserschutz'** andererseits muss maßvoll erfolgen. - Das vorgelegte wissenschaftliche Konzept von SUSSET & LEUCHS (2008) zur Ableitung von Grenzwerten und Verwertungsoptionen für mineralische Abfälle ist demgegenüber überwiegend auf den Grundwasserschutz fokussiert.

Die verwendeten vielfachen, häufig natur- und realitätsfernen Sicherungselemente auf der einen Seite sowie die nicht validierten Rechenmodelle und Parameterfunktionen auf der anderen Seite führen abschließend zu dieser Bewertung.

Tragfähige Konzepte zum Grundwasserschutz und zur Verwertung mineralischer Abfälle bedürfen der Berücksichtigung standörtlicher Randbedingungen und der Betrachtung von Frachten und Konzentrationen.

Klima, Boden, Vegetation, Grundwasserkörper und dessen Hintergrundbelastung lassen sich nicht mit EINEM Modell und EINER Parameterfunktion begreifen. Die von SUSSET & LEUCHS (2008) vorgelegte Studie liefert dazu einen wertvollen ersten Beitrag, der allerdings – wie dargelegt – im Hinblick auf dessen Validität und Repräsentanz weiterentwickelt werden muss.

Angesichts der Komplexität der Vorgänge bei der Freisetzung von Stoffen aus verwerteten Abfällen und industriellen Nebenprodukten und beim Transport dieser Stoffe durch die ungesättigte Bodenzone wird eine umfassende, zufriedenstellende und wissenschaftlich übertragbare Beschreibung kaum möglich sein. Vor diesem Hintergrund wird die Ableitung justiziabler Materialwerte auf der Grundlage eines praktikablen und realitätsnahen wissenschaftlichen Konzeptes nur ansatz- und fallweise gelingen.

Es sollte daher darauf ankommen, Materialwerte, Materialfrachten und Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Verwertung mineralischer Abfälle und industrieller Nebenprodukte zu definieren und zu kontrollieren, die - so lange keine besseren Modelle und Parameterfunktionen vorliegen - in einem Austausch der verschiedenen Interessen und Nutzungsansprüche per Konvention vereinbart und festgelegt werden müssen. Andernfalls sind standortspezifische, einzelfallbezogene Regelungen heranzuziehen.

Zu guter Letzt wäre zu wünschen, dass bei der Entwicklung von Verordnungen und Regelwerken eine Rechtsfolgenabschätzung unter dem Fokus der Nachhaltigkeit des Handelns selbstverständlich wird (vgl. BUNDESREGIERUNG, 2008). Umweltmanagementsysteme verlangen von Unternehmen schon heute, die Nachhaltigkeit ihres Handelns bei der Entwicklung neuer Produkte und Verfahrenstechniken zu prüfen. Mit Hilfe vergleichbarer Instrumente zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Gesetzesvorlagen würde das Spannungsfeld aus ökologischen Ansprüchen, ökonomischen Erfordernissen und sozialen Randbedingungen in einem Kontext begriffen, so wie es unsere EINE Erde von uns (zunehmend) erfordert.

8 Zusammenfassung

Der Bundesminister für Umwelt hat am 13.11.2007 einen ersten Arbeitsentwurf für eine „Verordnung zur Regelung des Einbaus von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken und zur Änderung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“ – kurz ErsatzbaustoffV-E – vorgelegt.

Das wissenschaftliche Konzept zur Ableitung der Grenzwerte der ErsatzbaustoffV-E ist seit Februar 2008 vom Umweltbundesamt in dem UBA-Abschlussbericht von Dr. Bernd Susset und Dr. Wolfgang Leuchs „**Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe**“ veröffentlicht.

Hintergrund der vorgeschlagenen Grenzwerte und Verwertungsoptionen bildet ein dreischrittiges Konzept, das

- A die Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) der LAWA (2004) berücksichtigt,
- B den Transport und die damit verbundenen Prozesse der Filterung von Stoffen in der ungesättigten Bodenzone (Transportterm) nachvollziehen soll,
- C die Nachlieferung des zu regelnden Stoffes/Parameters aus dem mineralischen Material selbst (Quellterm) bemessen soll.

Ziel des im Auftrag des Bundesverbandes Baustoffe, Steine und Erden e.V. erstellten Gutachtens sollte es sein, das wissenschaftliche Konzept von SUSSET & LEUCHS (2008) wissenschaftlich zu beleuchten und gutachterlich zu bewerten.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

A. Konzeptioneller Schritt: GFS-Werte

Die LAWA-GFS-Werte 2004 sind so ermittelt worden, dass eine Schädigung der Schutzgüter

1. Mensch/menschliche Gesundheit durch oralen täglichen Konsum von zwei Litern des betrachteten Wassers und
2. Algen, Kleinkrebse und Fische oberirdischer Gewässer, eingebracht in das zu betrachtende Wasser,

auszuschließen ist. Die **Quelle** der Gefahr, dass diese Schutzgüter Schaden erleiden könnten, ist somit das betrachtete Wasser (getrunkenes Wasser bzw. Umgebungswasser der Algen, Krebse, Fische), das in Kontakt mit den vor Schaden zu bewahrenden Organismen steht. Der **Wirkungspfad** geht deshalb von diesem **Kontaktwasser** aus und setzt sich über diverse interne Barrieren der betrachteten Organismen bis zu den Zellen fort, in welchen die Wasserschadstoffe die Schädigung der Schutzgüter zu bewirken vermögen.

Vorsorgend lassen sich von dieser biowissenschaftlich begründeten Basis der LAWA-GFS-Werte-Festsetzung weitere Gefahrenquellen mit dem Ziel betrachten, dass eine nicht nur geringfügige nachhaltige Veränderung des Kontaktwassers der benannten GFS-Schutzgüter **auszuschließen** ist. Die LAWA offeriert diesbezüglich folgende Vorsorge- bzw. Ausschlusschritte:

1. Vorsorgeschritt

Wenn Grundwasser den LAWA-GFS-Werten genügt, ist eine nachteilige Veränderung des Kontaktwassers der vorstehend benannten LAWA-GFS-Schutzgutorganismen ausgeschlossen.

2. Vorsorgeschritt

Wenn das dem Grundwasser zugehende Sickerwasser den LAWA-GFS-Werten genügt, ist eine nachteilige Veränderung des Grundwassers und damit auch des Kontaktwassers der LAWA-GFS-Schutzgüter ausgeschlossen.

3. Vorsorgeschritt

Wenn das aus einer Stoffablagerung emittierende Wasser den LAWA-GFS-Werten genügt, kann dieses keine nachteiligen Veränderungen des Sickerwassers, dieses keine des sich bildenden Grundwassers und dieses keine des Kontaktwassers der vorstehend benannten LAWA-GFS-Schutzgüter bewirken.

Diese Vorsorgeschrittkette ist beliebig erweiterbar, die mögliche Zielstellung dieser Vorgehensweise inhärent. Auch der vorsorgende Gefahrenausschluss bedarf einer angemessenen Beschränkung. Hierzu sind Dosis-Körper-Wirkungsansätze auf das unter Schutz stehende Rechtsgut unerlässlich, die Problemsimplifizierung dagegen durch alleinige Konzentrationsbetrachtungen ungeeignet. Das heißt, die Nutzung der LAWA-GFS-Werte zur Beurteilung der Materialkennwerte von Eluat aus Ablagerungen ist nach Ansicht der Gutachter ungeeignet und unangemessen. Erforderlich ist vielmehr ein Ansatz, der das **Grundwasser als Schutzgut per se** definiert, dessen **guten chemischen Zustand** es gemäß EU-WRRL, gemäß WHG und gemäß GWTRL es im Einklang mit der zur Ressourcenschonung unerlässlichen Kreislauf-/Abfallwirtschaft in Deutschland zu **bewahren** gilt.

Die Ableitung der GFS-Werte beruht mehrheitlich auf ökotoxikologischen Versuchen an aquatischen Organismen, wobei verschiedene Minderungsfaktoren und Annahmen die GFS-Werte im Vergleich zu den wahren Wirkungsschwellen in der Regel um mehrere Zehnerpotenzen erniedrigen.

Die Grenzen der GFS-Werte und ihres wissenschaftlichen Ableitungsmodells werden von den Autoren SUSSET & LEUCHS (2008) selbst erkannt, indem sie so genannte **Bezugswerte** einführen müssen. Hintergrund dieses Schrittes ist, dass selbst unter natürlichen

Böden beispielsweise die fünffache Konzentration des GFS-Wertes an Cadmium im Sickerwasser vorliegt.

Die Bandbreite und Maximalwerte der Grundwasserkonzentrationen spiegeln demnach die heterogenen, standorträumlichen, pedologischen, geologischen und tiefenabhängigen Verhältnisse wider, die in den jeweiligen Aquiferen herrschen. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte können in diesem Kontext eine wertvolle Orientierungshilfe sein. Einen allgemeingültigen, standortunabhängigen und justiziablen Grenzwertcharakter haben sie nicht und sollten sie nicht haben.

B. Konzeptioneller Schritt: Transportpfad ungesättigte Zone

Ort der Bewertung nach dem vorgelegten Konzept ist die Konzentration des Sickerwassertropfens beim Eintritt in das Grundwasser nach einem Transport durch eine ein Meter mächtige ungesättigte Bodenschicht, deren Filterkapazität zu maximal 50 % ausgeschöpft werden darf. Dabei werden nach dem Bericht von SUSSET & LEUCHS (2008) zwei Böden alternativ betrachtet: ein Sandboden und ein Löß-/Schluff-/Tonboden.

Die gutachterliche Bewertung der beiden Böden und der berücksichtigten Bodeneigenschaften Ton- und Humusgehalt, pH-Wert, Trockendichte sowie wassergefüllter Porenanteil zeigt, dass die Böden und ihre Eigenschaften keinesfalls als charakteristisch definiert werden können.

Von besonderer Relevanz sind die in das Modell eingeflossenen Pedotransferfunktionen zur Beschreibung der Filtereigenschaften der Böden. Für die Elemente Arsen, Chrom und Vanadium sind aus gutachterlicher Sicht die Pedotransferfunktionen nicht geeignet, die Filtereigenschaften repräsentativ, valide und justiziabel abzubilden.

Die auf so genannten Freundlich-Isothermen basierenden Pedotransferfunktionen werden im Modell linearisiert, was dazu führt, dass je nach Form der Sorptionsisothermen eine Unterschätzung der Filtereigenschaften erfolgt.

Der vertikale Stofftransport in der ungesättigten Zone wird nur eindimensional betrachtet und nicht mit einem numerischen, sondern einem vereinfachten analytischen Modell durchgeführt. Eine Validierung des Modells und eine Bewertung der statistischen Unsicherheiten der berücksichtigten Parameter mittels Monte-Carlo-Simulation erfolgt nicht.

Die für den Abwärtstransport verantwortliche mittlere Grundwasserneubildungsrate wird für ungebundene Tragschichten mit 583 mm/a (313 mm/a für Lärmschutzwälle, 2.318 mm/a für Straßendämme) angenommen. Vergleiche mit den Angaben des Hydrologischen Atlases zeigen, dass die mittlere Grundwasserneubildungsrate in Deutschland 135 mm/a beträgt und damit viel zu hoch angesetzt ist.

C. Konzeptioneller Schritt: Messung der Quellstärke

Die Freisetzung der berücksichtigten Stoffe soll auf Vorschlag der Autoren SUSSET & LEUCHS (2008) bei einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis von 2:1 mit einem Perkulationsverfahren und einem vereinfachten Schüttelverfahren durchgeführt werden.

Eine Änderung des Wasser-/Feststoff-Verhältnisses wird vorgeschlagen, da befürchtet wird, dass es zu Unterschreitungen der Nachweisgrenze beim bestehenden S4-Verfahren mit einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis von 10:1 kommen kann. Das Perkulationsverfahren wird von SUSSET & LEUCHS (2008) befürwortet, weil keine Filterung des Perkolates erforderlich sein soll und das Verfahren die im Boden ablaufenden Verhältnisse eher widerspiegelt als das Schüttelverfahren.

Die vorliegenden Erfahrungen mit dem Perkulationsverfahren zeigen in erster Linie, dass die Untersuchungsmethodik für bindige und quellfähige Untersuchungsmaterialien ungeeignet ist. Ferner ist in vielen Fällen eine Filterung des Perkolats erforderlich. Zu guter Letzt ist der Zeit-, Material- und Analyseaufwand um den Faktor drei bis fünf höher als beim Schüttelverfahren. Ergebnisse vergleichender Untersuchungen zeigen, dass in Abhängigkeit von Material und Stoff insgesamt geringe Unterschiede zwischen dem Perkulations- und dem Schüttelverfahren vorliegen.

Ein Abweichen vom S4-Schüttelverfahren ist aus Gründen niedriger Nachweisgrenzen moderner Analysengeräte nicht zwingend notwendig. Kritisch wird aus gutachterlicher Sicht im Besonderen bewertet, dass bestehende Gesetze/Verordnungen/Regelwerke mit dem S4-Elutionsverfahren und einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis von 10:1 arbeiten, während die ErstbaustoffV-E mit einem Perkulations- und Schüttelverfahren bei einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis von 2:1 geregelt werden soll. Damit müssen für die gleichen Materialien verschiedene Untersuchungsergebnisse vorgehalten werden.

D. Folgenabschätzung

Die Abwägung zwischen den beiden Zielen Verwertung mit Schonung natürlicher Ressourcen einerseits sowie Umwelt- bzw. Grundwasserschutz andererseits muss maßvoll erfolgen. - Das vorgelegte wissenschaftliche Konzept von SUSSET & LEUCHS (2008) zur Ableitung von Grenzwerten und Verwertungsoptionen für mineralische Abfälle ist demgegenüber überwiegend auf den Grundwasserschutz fokussiert, obwohl keine Boden- und Grundwasserschäden aus der Verwertungspraxis der letzten Jahre dies erfordern würden.

Aus gutachterlicher Sicht wird in den Kapiteln 6 und 7 der hier vorliegenden Stellungnahme auf die unabsehbaren Folgen der ErsatzbaustoffV-E hingewiesen, sofern bislang umweltgerecht zu verwertende mineralische Abfälle und industrielle Nebenprodukte nicht mehr verwertet werden können, sondern beseitigt werden müssen. Diese Besorg-

nis gilt nicht nur für die Gruppe der Ersatzbaustoffe, sondern vor dem Prinzip des Gleichheitsgrundsatzes für alle in und auf den Boden ein- und ausgebrachten Stoffe wie zum Beispiel Bioabfallkomposte und Klärschlämme.

Die von SUSSET & LEUCHS (2008) verwendeten vielfachen, häufig natur- und realitätsfernen Sicherungselemente auf der einen Seite sowie die nicht validierten Rechenmodelle und Parameterfunktionen auf der anderen Seite führen abschließend zu dieser Bewertung. - Tragfähige Konzepte der Verwertung mineralischer Abfälle unter der Bedingung eines angemessenen Grundwasserschutzes bedürfen der Berücksichtigung standörtlicher Randbedingungen und der Betrachtung von Frachten und Konzentrationen.

Angesichts der Komplexität der Vorgänge bei der Freisetzung von Stoffen aus verwerten Abfällen und industriellen Nebenprodukten und beim Transport dieser Stoffe durch die ungesättigte Bodenzone wird eine umfassende, zufriedenstellende und wissenschaftlich übertragbare Beschreibung kaum möglich sein. Vor diesem Hintergrund wird die Ableitung justiziabler Materialwerte auf der Grundlage eines praktikablen und realitätsnahen wissenschaftlichen Konzeptes nur ansatz- und fallweise gelingen.

Es sollte daher darauf ankommen, Materialwerte, Materialfrachten und Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Verwertung mineralischer Abfälle und industrieller Nebenprodukte zu definieren und zu kontrollieren, die - so lange keine besseren Modelle und Parameterfunktionen vorliegen - in einem Austausch der verschiedenen Interessen und Nutzungsansprüche per Konvention vereinbart und festgelegt werden müssen. Andernfalls sind standortspezifische, einzelfallbezogene Regelungen heranzuziehen.

9 Literaturverzeichnis

ABFALLLAGERUNGSVERORDNUNG (AbfAbLV – Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen) vom 20. Februar 2001 (BGBl. I S. 305), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860)

KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (AbfKlärV) vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), geändert durch Verordnung vom 6. März 1997 (BGBl. I S. 446), durch Art. 3 Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), durch Art. 2 Verordnung zur Änderung abfallrechtlicher Nachweisbestimmungen vom 25. April 2002 (BGBl. I S. 1488), durch § 11 Düngemittelverordnung vom 26. November 2003 (BGBl. I S. 2373) und durch Artikel 4 Verordnung zur Vereinfachung der abfallrechtlichen Überwachung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298).

BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ (BBodSchG - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten) vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214)

BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBodSchV) vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758)

BEYER, C., ALTFELDER, S., DUIJNISVELD, W.H.M., INGWERSEN, J., STRECK, T. 2004: Räumliche Variabilität und statistische Unsicherheit im Kontext der flächenhaften Verlagerung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser. Bodenschutz 3, S. 92-98.

BIOABFALLVERORDNUNG (BioAbfV - Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden vom 21. September 1998 (BGBl. I S. 2955), zuletzt geändert durch Artikel 5 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298)

BRANS, J., 2008: Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, Fachbereich 09, 289 Seiten.

BUNDESREGIERUNG, 2008: Konsultationspapier zum Fortschrittsbericht 2008, 13 S.

DEPONIEVERORDNUNG (DepV - Verordnung über Deponien und Langzeitlager) vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2807), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860)

DIN E 19528 2007: Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen und anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm - Grundlegende Charakterisierung mit ei-

nem ausführlichen Säulenversuch und Übereinstimmungsuntersuchung mit einem Säulenschnelltest', Ausgabe Juli 2007.- Beuth Verlag, Berlin

DIN E 19529 2007: Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2 l/kg zur Untersuchung der Elution von anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm - Übereinstimmungsuntersuchung, Ausgabe Juli 2007.- Beuth Verlag, Berlin

ERSATZBAUSTOFF-VERORDNUNG – 1. Arbeitsentwurf vom 13.11.2007 zu einer Verordnung zur Regelung des Einbaus von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken und zur Änderung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung

FALBE, J. & REGITZ, M. 1992: Ökotoxikologie. in Römpp-Chemie-Lexikon, Bd. 5 Thieme, Stuttgart

FEHSE, K.-U. 2003: Zur Sorption von Zink-Ionen an natürliche und technische Sorbentien unter Berücksichtigung der Feststoff-Lösung-Verhältnisse, Dissertationsschrift der MLU Halle-Wittenberg

FENT, K. 2003: Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart, ISBN 3-13-109992-5

FOMIN, A., OHLMANN, J., MARKERT, B. 2003: Praktikum zur Ökotoxikologie. ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG

GÄTH, S. 2002: Mineralische Dichtungssysteme zur Abdeckung von Deponieoberflächen – oder: Was wir von unserer Haut lernen können! Bio- und Restabfallbehandlung VI, Hrsg.: Wiemer & Kern, Kassel, S. 843-854.

GLÜH, K. 2006: Erstellung von Adsorptionsisothermen zur Charakterisierung des Sorptionsvermögens von Böden für Vanadium.- Diplomarbeit am Institut für Umweltgeologie der TU Braunschweig, 111 pp.

GRUNDWASSERRICHTLINIE - RICHTLINIE 2006/118/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung

HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (HAD) 2003 - Herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 3. Lieferung

HAGENAU, J. & BORG, H. 2003: Einfluss der applizierten Wassermenge und Applikationsrate auf die Stoffauswaschung an porösen Medien, Wasser & Boden, Jg. 55, H. 7+8, S. 105-111

HORN, A. 2003: Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isothermen für die Beschreibung der Sorption von Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Boden und Landschaft, Band 38, Justus-Liebig-Universität Gießen.

KERNENDORFF ET AL. 2006: Schutzgutspezifische Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altablagerungen mit dem Ziel einer passiven Sanierung mittels natürlicher Selbstreinigungskräfte, altlasten spektrum 01/2006, S. 1-20

KUNKEL, R., VOIGT, H.-J., WENDLAND, F., HANNAPPEL, S. 2004: Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland, Schriften des Forschungszentrums Jülich, Band 47

KREISLAUFWIRTSCHAFTS- UND ABFALLGESETZ (KrW-/AbfG - Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen) vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 19. Juli 2007 (BGBl. I S. 1462)

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODEN (LABO FA) 2007: Fachliche Hinweise der LABO-Fachausschüsse zum UBA FuE-Vorhaben 20574251 „Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes Sickerwasserprognose in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden, Abschlussberichtsentwurf 12/2007

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) LAWA-GAP-Papier 2002: Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz, LAWA-Arbeitskreis „Grundwasserschutz bei Abfallverwertung und Produkteinsatz und Ständigem LAWA-Ausschuss „Grundwasser und Wasserversorgung“

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1998: Geringfügigkeitsschwellen (Prüfwerte) zur Beurteilung von Grundwasserschäden und ihre Begründung, Bericht des LAWA-ad-hoc-Arbeitskreises 12/1998

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 2003: zitiert in: Ergebnisvermerk der Gespräche zwischen Prof. Doetsch und Dr. Leuchs im Dezember, LAGA Mitteilung 20, Überarbeitung der Zuordnungswerte Eluat im Rahmen der UAG „Bodenwerte“, 2003 und Januar 2004

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 2004: Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, LAWA 12/2004 (www.LAWA.de)

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER UND BODEN (LAWA/LABO) 2005: Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen, Grundsatzpapier der UA Gefahrenabwehr bei GW-Verunreinigungen und -gefährdungen

LUCKNER, L. & SCHESTAKOW, W.M. 1991: Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone, Lewis Pub, Inc, 485 p.

LUCKNER, TH. (06/2008): KORA-Handlungsempfehlungen, Kap. 7 "Modellierung, Prognose" (Veröffentlichung bis Ende 2008, www.natural-attenuation.de)

LUCKNER, TH., LUCKNER L., SONDERMANN W. D., HEJMA B. (01/2006): Grundlagen zum Umgang mit deponiebürtigen Grundwasserschäden, altlasten spektrum Heft 01/2006, S. 21-26

REIHER, W. 2008: Entwicklung eines regionalisierten Modells zur Projektion des landnutzungsabhängigen Schwermetallstatus von Oberböden. Dissertation am Fachbereich 09 der Justus-Liebig-Universität Gießen, 180 S.

SCHUG, B. 2000: Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Regionalisierung des Retentionspotenzials von Böden für Cadmium, Blei und Zink. Boden und Landschaft, Band 30, Justus-Liebig-Universität Gießen.

SCHUG B., DÜRING R.-A., GÄTH S. 2000: Improved cadmium sorption isotherms by the determination of initial contents using the radioisotope ^{109}Cd .- J. Plant Nutrition and Soil Sci., 163: 197-202.

SCHUG B., HOSS, T., DÜRING R.-A., GÄTH S. 1999: Regionalization of sorption capacities for arsenic and cadmium. Plant and Soil, 213, 181-187.

SOMMER, C. 2001: Grundwasserdynamik und Grundwasserbeschaffenheit in der anthropogen überprägten Flussaue der Unstrut, Proceedings des DGFZ e.V., Heft 20, Dresden, 2001, 163 S. mit Anlagen, ISSN 1430-0176

SONDERMANN, W.D. & LUCKNER, L. 2003: Handhabung von Grundwasserschäden aus lokalen Quellen, TerraTech 11-12/2003, TT 8-11

STEDE, B. 2008: Verfassungsrechtliche Bedenken gegen die künftigen Vorgaben an die Verfüllung von Gruben und Brüchen - Zusammenfassung der rechtsgutachterlichen Stellungnahme - April 2008.

SUSSET, B. & LEUCHS, W. 2008: Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzstoffe, FuE-Projekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FK 20574251, 116 S.

TRINKWASSERVERORDNUNG (TrinkwV - Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), geändert durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407)

UTERMANN, J., MEYENBURG, G., ALTFELDER, S., GÄBLER, H., K., DUIJNISVELD, W., BAHR, A. STRECK, T. 2005: Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. - Abschlussbericht der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) zum Teilprojekt 02WP0206 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination:

Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 212 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB)

UTERMANN, J., 2008: mündliche Mitteilung am 29.05.2008 per Telefon.

WASSERHAUSHALTSGESETZ (WHG - Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts) vom 19. August 2002 (BGBl. I S. 3245), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666)

EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL - Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) vom 23. Oktober 2000

bbs die baustoffindustrie

**Bundesverband Baustoffe –
Steine und Erden e.V.**

Kochstraße 6–7 · 10969 Berlin
Tel: +49 (0) 30/726 19 99-0
www.baustoffindustrie.de

Herausgeber:
Bundesverband Baustoffe –
Steine und Erden e.V.

Verantwortlich:
RA Dr. iur. Michael Weißenborn,
Hauptgeschäftsführer

Redaktion:
Dipl.-Ing. Holger Ortleb
Dipl.-Geografin Christa Szenkler

Druck:
Druckwerkstatt Lunow, Berlin

Berlin, 2008



**Bundesverband Baustoffe –
Steine und Erden e.V.**
www.baustoffindustrie.de

**Bundesverband Betonbauteile
Deutschland e.V.**
www.betoninfo.de



**Bundesverband der
Deutschen Zementindustrie e.V.**
www.bdzement.de



Bundesverband Keramische Rohstoffe e.V.
www.bkr-industrie.de

**Bundesverband Porenbeton-
industrie e.V.**
www.bv-porenbeton.de



**Bundesvereinigung
Recycling-Baustoffe e.V.**
www.recyclingbaustoffe.de



**Bundesverband der Deutschen
Transportbetonindustrie e.V.**
www.transportbeton.org

Verband der Deutschen Feuerfest-Industrie e.V.
www.feuerfest-bonn.de



**Hauptverband der Deutschen
Bauindustrie e.V.**
www.bauindustrie.de



**Deutscher
Naturwerkstein-Verband e.V.**
www.natursteinverband.de



FMI Fachverband Mineralwolleindustrie e.V.
www.fmi-mineralwolle.de



Fachverband Eisenhüttenschlacken e.V.
www.fehs.de



Bundesverband der Gipsindustrie e.V.
www.gips.de, www.gips.eu



Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie e.V.
www.kalk.de



**Bundesverband Kalksandstein-
industrie e.V.**
www.kalksandstein.de



**Bundesverband der Deutschen
Kies- und Sandindustrie e.V.**
www.bks-info.de



Industrieverband Hartschaum e.V.
www.ivh.de

**Industrieverband Keramische
Fliesen + Platten e.V.**
www.fliesenverband.de



Industrieverband WerkMörtel e.V.
www.iwm.de



**Bundesverband Mineralische
Rohstoffe e.V.**
www.bv-miro.org



Vereinigung Rohstoffe und Bergbau e.V.
www.v-r-b.de



Wirtschaftsvereinigung Metalle
www.wvmetalle.de



**Bundesverband der
Deutschen Ziegelindustrie e.V.**
www.ziegel.de