

Methoden und Maßstäbe für die Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten gemäß § 8 des Gesetzes zum Schutz des Bodens (BBodSchG) vom 17.3.1998 sowie § 4 Abs. 5 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

Bekanntmachung
über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach
der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

Gemäß § 4 Abs. 5 Satz 2 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung werden die Methoden und Maßstäbe zur Ableitung der nach § 8 Bundes-Bodenschutzgesetz festzulegenden Prüf- und Maßnahmenwerte veröffentlicht. Die Veröffentlichung dient ausschließlich der Sicherstellung des Vollzugs des Bundes-Bodenschutzgesetzes und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Die Anwendung der Methoden und Maßstäbe und ihrer Grundlagen ist auf andere Rechtsgebiete des Umwelt- und Gesundheitsschutzes nicht ohne weiteres übertragbar.

Die Methoden und Maßstäbe zur Ableitung dienen

- der sachgerechten und einheitlichen Anwendung der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV im Einzelfall
- sowie der Sicherstellung gleichwertiger Einzelfallentscheidungen bei Stoffen, für die die BBodSchV keinen Prüf- oder Maßnahmenwert enthält.

Abweichungen von diesen Methoden und Maßstäben sind nur bei gesicherten neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen zulässig. Zu gegebener Zeit erfolgt eine Anpassung der Ableitungsmaßstäbe an den neuen wissenschaftlichen Erkenntnisstand.

Bonn, den

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Im Auftrag

Dr. Schäfer

Inhalt

1 ALLGEMEINES	6
2 PRÜF- UND MAßNAHMENWERTE NACH ANHANG 2 NR. 1 BBODSCHV FÜR KINDERSPIELFLÄCHEN, WOHNGEBIETE, PARK- UND FREIZEITANLAGEN SOWIE INDUSTRIE- UND GEWERBEGRUNDSTÜCKE	8
2.1 Abgrenzung der Nutzungen	8
2.2 Maßnahmenwerte des Anhang 2 Nr. 1.1 für die direkte Aufnahme von Dioxinen / Furanen auf Kinderspielflächen, in Wohngebieten, Park- und Freizeitanlagen und Industrie- und Gewerbegrundstücken	10
2.3 Humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe	11
2.3.1 Ableitung der humantoxikologischen Bewertungsmaßstäbe im Rahmen von § 8 BBodSchG sowie § 4 BBodSchV	12
2.3.1.1 Definition	12
2.3.1.2 Datenbasis	12
2.3.1.3 Schutzniveau	14
2.3.1.4 Kriterien für adverse Effekte	14
2.3.1.5 Bewertungsmaßstab für krebserzeugende Stoffe	15
2.3.1.6 Annahmen zur Resorption	16
2.3.1.7 Extrapolation, Verwendung von Sicherheitsfaktoren	17
2.3.1.8 Zeitbezug	19
2.3.1.9 Berechnung von Körperdosen (LOAEL, NOAEL) aus tierexperimentellen Daten	19
2.3.1.10 Vorgehensweise hinsichtlich der Bewertungsmaßstäbe für Kanzerogene	21
2.3.1.11 Zur Frage einer höheren Empfindlichkeit von Kindern gegenüber krebserzeugenden Stoffen	24
2.3.1.12 Validierung der TRD-Ableitungen	27
2.3.2 Gefahrenbezug	27
2.3.2.1 Verständnis einer gefahrenbezogenen Dosis	27
2.3.2.2 Stoffe mit Wirkungsschwelle	28
2.3.2.3 Stoffe ohne Wirkungsschwelle	30
2.3.3 Hintergrundbelastung / Ausschöpfungsquote	31
2.3.4 Liste vorliegender humantoxikologischer Bewertungsmaßstäbe und Begründungen	33
2.4 Expositionannahmen im Rahmen der Ableitung von Prüfwerten	34
2.4.1 Nutzungsszenarien im Überblick	34
2.4.1.1 Orale Bodenaufnahme	35
2.4.1.1.1 Expositionsfaktoren	35
2.4.1.1.2 Direkte Bodenaufnahme bei Kanzerogenen	38
2.4.1.1.3 Berechnungsformeln für die orale Bodenaufnahme	39
2.4.1.2 Inhalative Bodenaufnahme in den Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete sowie Park- und Freizeitanlagen	40
2.4.1.2.1 Expositionsfaktoren	41
2.4.1.2.2 Berechnungsformeln	42
2.4.1.3 Inhalative Bodenaufnahme im Szenario Industrie- und Gewerbegrundstücke	44
2.4.1.3.1 Expositionsfaktoren	44
2.4.1.3.2 Berechnungsformeln	48
2.4.1.4 Dermaler Bodenkontakt und perkutane Aufnahme	50
2.4.1.4.1 Datengrundlage und Methode	50
2.4.1.4.2 Weitere Einflußfaktoren auf die perkutane Resorption bei bodenassoziierten Schadstoffen	56
2.4.1.4.2.1 Einfluß der Dicke der Bodenschicht auf der Haut	56
2.4.1.4.2.2 Einfluß der Expositionszeit	57
2.4.1.4.2.3 Bodeneigenschaften	57
2.4.1.4.2.4 Tiermodell	57

2.4.1.4.4.3 Konsequenzen für die Berücksichtigung der perkutanen Resorption bei der Ableitung von Prüfwerten	58
2.4.1.4.3.1 Vorgehensweise zur Berücksichtigung der perkutanen Resorption von Pentachlorphenol	58
2.4.1.5 Berücksichtigung einmaliger hoher Aufnahmemengen bei Stoffen mit hoher akuter Toxizität	62
2.5 Kriterien für die Plausibilitätsbetrachtung der rechnerischen Ergebnisse bei der Ableitung von Prüfwerten	63
3 PRÜF- UND MAßNAHMENWERTE NACH ANHANG 2 NR. 2 BBODSCHV FÜR BÖDEN UNTER ACKERBAU, GARTENBAU, NUTZGARTEN SOWIE GRÜNLAND	65
3.1 Vorbemerkung	65
3.2 Abgrenzung der Nutzungen	65
3.3 Schutzgutbezug	66
3.4 Vorgehensweise	67
3.5 Vorgaben zulässiger Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen	68
3.6 Abgeleitete höchst zulässige Schadstoffkonzentrationen in Pflanzen	69
3.7 Schwermetalltransfer Boden/ Pflanze	70
4 LITERATUR	75

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Übersicht zu den für TRD-Werte relevanten Sicherheitsfaktoren.....	17
Tabelle 2: Speziespezifische Parameter zur Berechnung von Körperdosen.....	20
Tabelle 3: Noxen mit epidemiologischen oder experimentellen Hinweisen auf eine erhöhte Empfindlichkeit des infantilen Organismus (Quellenangaben in Schneider, 1998)	25
Tabelle 4: Stoffe mit vorliegenden humantoxikologischen Bewertungsmaßstäben (TRD-Werten).....	33
Tabelle 5: In Abhängigkeit von der Nutzung zu betrachtende Expositionspfade.....	34
Tabelle 6: Ergebnisse von in vivo-Untersuchungen am Tier zur perkutanen Resorption von bodengebundenen Schadstoffen (für die Stoffe wird zusätzlich der Haut-Wasser-Permeabilitätskoeffizient angegeben).....	56
Tabelle 7: Einordnung von Stoffen nach den Kriterien von McKone anhand der physiko-chemischen Eigenschaften	57
Tabelle 8: Beispielhaft für Blei und Cadmium genannte Richtwerten für Schadstoffe in pflanzlichen Lebensmitteln (BGVV, 1997) in mg/kg Frischmasse in Angebotsform (verzehrbare Anteile).....	71
Tabelle 9: Zulässige Höchstgehalte an Cadmium und Blei nach Futtermittelverordnung (FMVO, 1992), ergänzt durch VDI-Richtwerte für Futtermittel (VDI, 1991, 1992) in mg/kg Futtermittel mit 88 % TS	71
Tabelle 10: Zur Ableitung von Boden-Prüfwerten beispielhaft für Cd und Pb herangezogene höchst zulässige Schadstoffgehalte in Pflanzen [mg/kg TM], rechnerisch ermittelt aus den 2-fachen ZEBS-Werten bzw. den 1-fachen FMVO-Werten sowie umgerechnet auf TM unter Berücksichtigung der Wassergehalte [WG %] der verzehrbaren Anteile (Nährwerttabellen, SOUCI et al., 1986) bzw. von 12 % WG bei Grünlandaufwuchs;.....	72
Tabelle 11: Ergebnisse der Auswertungen der Datenbank TRANSFER zu Ackerbau, Erwerbsgemüsebau, Klein- und Hausgärten; für Cd und Pb errechnete Bodenwerte in µg/kg; AN = Ammoniumnitrat-Extrakt, KW = Königswasser-Extrakt; B = Bestimmtheitsmaß; zusammengefaßt aus KNOCHE et al. (1997)	75
Tabelle 12: Ergebnisse der Auswertungen der Datenbank TRANSFER zu Grünland und Futterbau, Bodenwerte in mg/kg für Cd und Pb; Grünlandaufwuchs incl. 3% Verschmutzungszuschlag; KW = Königswasser-Extrakt, B = Bestimmtheitsmaß; zusammengefaßt aus KNOCHE et al. (1997).....	76

1 Allgemeines

Gemäß § 8 Absatz 1 BBodSchG legt die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) Prüf- und Maßnahmenwerte fest. Dabei sind

Prüfwerte: Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt und

Maßnahmenwerte: Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind.

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BBodSchV, stellt in § 4 fest, daß Ergebnisse von Untersuchungen nach dieser Verordnung unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalls insbesondere auch anhand von Prüf- und Maßnahmenwerte zu bewerten sind. Soweit die BBodSchV für einen Schadstoff keinen Prüf- oder Maßnahmenwert festsetzt, sind für die Bewertung von Untersuchungsergebnissen im Einzelfall die zur Ableitung der entsprechenden Werte in Anhang 2 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung herangezogenen Methoden und Maßstäbe zu beachten.

Die Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten stellt auf § 8 Abs. 1 BBodSchG und dessen Bezugnahme auf die Erfüllung der sich aus § 4 des Gesetzes ergebenden Pflichten zur Gefahrenabwehr bei bestehenden schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten ab. Die Werte geben nach dem Maßstab des § 4 BBodSchG die relevanten Schutzgüter an; Ausgangspunkt sind im Wesentlichen Bodenfunktionen in ihrer Bedeutung für

- den Menschen im direkten Kontakt mit Boden,
- die Reinhaltung von Nahrungs- und Futterpflanzen und
- das Bodensickerwasser auf dem Weg zum Grundwasser.

Schutzgüter sind dabei die menschliche Gesundheit, die Qualität von Nahrungspflanzen und Futtermitteln sowie das Bodensickerwasser auf dem Weg zum Grundwasser. Diese Schutzgüter

werden bei der Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten in spezifischer Weise differenziert. Dies schließt nicht aus, daß im Einzelfall einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast unter Beachtung aller Umstände auch weitere Schutzgüter zu bewerten sind, etwa die Lebensraumfunktion von Böden; einschlägige Methoden und Maßstäbe sind hierzu noch in Entwicklung.

Zur Einbindung einschlägiger Vollzugserfahrungen der Länder sind Arbeiten im Rahmen der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), der Länderarbeitsgemeinschaften für Abfall (LAGA) und Wasser (LAWA) sowie der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsämter (AOLG, vormals AGLMB) in die Erarbeitung von Eckpunkten und fachlichen Grundlagen für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte einbezogen (vor allem LABO / LAGA 1996).

Neben den genannten Ländergremien wurde in einer Reihe von Fach- und Abstimmungsgesprächen auch wissenschaftlicher Sachverstand in die Erarbeitung der Prüfwerte einbezogen (im einzelnen hierzu: BMU-Umwelt, 1998).

Die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte berücksichtigt hinsichtlich der Exposition

- Stoffeigenschaften, die die Ausbreitung von Stoffen und ggf. ihre Verfügbarkeit bei der Aufnahme beeinflussen,
- Bodeneigenschaften, die die stofflichen Verbindungen und deren Verhalten in der Umwelt bedingen,
- Verhaltensunterschiede des Menschen (Spielen, Arbeiten; unterschiedliche Aufnahmepfade und Aufenthaltsdauer) und
- die Qualität und Anzahl der verfügbaren Daten (statistische Angaben, epidemiologische Feststellungen).

Für die Ableitung von Prüfwerten wird die Exposition so bemessen, daß "im ungünstigen Expositionsfall" auf das Vorliegen einer Gefahr für das Schutzgut zu schließen ist. Dabei ist auch das Ausmaß der möglichen Beeinträchtigung des Schutzgutes zu beachten. Je nach Zuverlässigkeit und Umfang der für die Expositionsabschätzung zur Verfügung stehenden Datenmenge wird für den "ungünstigen Fall" von einem hohen Perzentil der möglichen Expositionsbedin-

gungen ausgegangen. Prüfwerte für den Schutz der menschlichen Gesundheit im direkten Kontakt mit Boden werden als Gesamtgehalt des jeweiligen Schadstoffes angegeben. Maßnahmenwerte werden in der BBodSchV - bis auf die Ausnahme Dioxin - nicht angegeben, weil die fachlichen Grundlagen und Methoden noch ausstehen, um den Maßnahmenwert als den für den Menschen resorptionsverfügbaren Gehalt eines Schadstoffes im Boden anzugeben. Die Messung des resorptionsverfügbaren Anteils am Gesamtgehalt eines Schadstoffes im Boden wird als wesentliche methodische Voraussetzung für die Einführung von Maßnahmenwerten angesehen.

Die Anwendung der Methoden und Maßstäbe zur Berechnung der Prüfwerte ist im einzelnen für jeden Stoff des Anhanges 2 BBodSchV in einer Dokumentation des Umweltbundesamtes dargestellt (Umweltbundesamt 1999). Für andere Stoffe und Stoffeigenschaften wie insbesondere flüchtige Stoffe und Nitroaromaten sind unter Umständen weitere Ableitungsmaßstäbe heranzuziehen, die ebenfalls in der Dokumentation des Umweltbundesamtes (1999) genannt sind.

2 Prüf- und Maßnahmenwerte nach Anhang 2 Nr. 1 BBodSchV für Kinderspielflächen, Wohngebiete, Park- und Freizeitanlagen sowie Industrie- und Gewerbegrundstücke

2.1 Abgrenzung der Nutzungen

Der Nutzungsbezug der Prüf- und Maßnahmenwerte erfordert die Zuordnung der in Anhang 2 der BBodSchV festgelegten einzelnen Werte zu bestimmten Nutzungen. Liegt innerhalb einer Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche auf Teilflächen eine von der vorherrschenden Nutzung abweichende empfindlichere Nutzung vor, sind diese Teilflächen nach den für ihre Nutzung jeweils festgesetzten Maßstäben zu bewerten. Für Werte nach Anhang 2 Nr. 1 BBodSchV sind folgende Nutzungen unterschieden (vgl. auch Nr. 1.1 im Anhang 2 der BBodSchV):

1. Kinderspielflächen

Hierunter fallen Aufenthaltsbereiche für Kinder, die ortsüblich zum Spielen genutzt werden, ohne den Spielsand von Sandkästen, der i.d.R. gesonderten Regelungen unterliegt. Diese Definition verweist darauf, daß es sich hier um die tatsächlich für das Spielen genutzten Flächen handelt. Die bestimmungsgemäß für das Spielen von Kindern hergerichteten Flächen (Kinderspielplätze) fallen in diese Kategorie. Im Rahmen der Daseinsvorsorge der öffentli-

chen Hand gilt bei amtlich ausgewiesenen Kinderspielplätzen eine besondere öffentliche Sorgfalt; insofern sind diese auch nach den Maßstäben des öffentlichen Gesundheitswesens zu bewerten.

2. Wohngebiete

Abgestellt wird auf die dem Wohnen dienende Gebiete einschließlich Haus- und Kleingärten oder sonstige Gärten entsprechender Nutzung, auch soweit sie nicht im Sinne der Baunutzungsverordnung planungsrechtlich dargestellt oder festgesetzt sind. Die Baunutzungsverordnung spricht als "Wohngebiete" unter anderem Kleinsiedlungsgebiete, reine und allgemeine Wohngebiete und Dorfgebiete an. Hier sind Park- und Freizeitanlagen ausgenommen, die als eigene Nutzungskategorie bewertet werden. Soweit unbefestigte Flächen in Wohngebieten als Kinderspielflächen genutzt werden, sind diese als solche zu bewerten. Diese Abgrenzung gegenüber der erstgenannten Nutzungsform ermöglicht es, Teilflächen mit einer von der vorherrschenden Nutzung abweichenden, empfindlicheren Nutzung nach den für ihre Nutzung jeweils festgesetzten Maßstäben zu beurteilen. Werden die ebenfalls angesprochenen Hausgärten zum Anbau von Gemüse zum Eigenverzehr genutzt, ist im Einzelfall zu prüfen, ob diese Nutzung eine solche Relevanz hat, daß auch eine Bewertung nach den für den Wirkungspfad Boden-Pflanze vorgegebenen Kriterien erfolgen muß.

3. Park- und Freizeitanlagen

Unter Park- und Freizeitanlagen werden Anlagen für soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke, insbesondere öffentliche und private Grünanlagen sowie unbefestigte Flächen, die regelmäßig zugänglich sind, verstanden. Die regelmäßige Zugänglichkeit ist eine Bedingung, die auf den bei der Ableitung der Werte unterstellte Aufenthalt von Kindern abstellt.

4. Industrie- und Gewerbegrundstücke

Hierunter werden unbefestigte Flächen von Arbeits- und Produktionsstätten, die nur während der Arbeitszeit genutzt werden, die aber nicht Gegenstand von Arbeiten sind, verstanden. Militärisch genutzte Flächen werden grundsätzlich dieser Kategorie zugeordnet.

Für die Bewertung von weiteren Stoffe, für die die BBodSchV keine Prüf- oder Maßnahmenwerte nennt, insbesondere für flüchtige Stoffe, können die Nutzungen spezifiziert werden (Umweltbundesamt, 1999).

2.2 Maßnahmenwerte des Anhang 2 Nr. 1.1 für die direkte Aufnahme von Dioxinen / Furanen auf Kinderspielflächen, in Wohngebieten, Park- und Freizeitanlagen und Industrie- und Gewerbegrundstücken

Generell sollten sich Ableitungsmaßstäbe für diese Maßnahmenwerte auf die für den Menschen resorptionsverfügbaren Schadstoffanteile im Boden beziehen. Hinsichtlich des Schutzzweckes menschliche Gesundheit werden verschiedene Methoden zur Bestimmung des resorptionsverfügbaren Anteils eines Schadstoffes im Boden entwickelt und getestet. Untersuchungen mit verschiedenen Extraktionsmitteln (Hack, Kraft, Selenka 1997) machen deutlich, daß Matrixeffekte eine große Bedeutung haben können, ein Beispiel hierfür ist Blei in unterschiedlichen Bodenmaterialien. Auch die Heterogenität des Materials ist ggf. zu berücksichtigen. Genormte und damit auch fachlich abgesicherte Methoden zur Resorptionsverfügbarkeit liegen noch nicht vor; zur Auswahl und Validierung des „richtigen“, physiologienahen Elutionsverfahrens laufen derzeit sowohl Forschungs- als auch Normungsaktivitäten.

Daneben kann die Ableitung eines Maßnahmenwertes hilfsweise auch an der Ermittlung des Gesamtgehaltes eines Stoffes im Boden festgemacht werden, wenn die Festlegung eines Maßnahmenwertes gegenüber der Festlegung eines Prüfwertes aus Gründen der Verhältnismäßigkeit des durch einen Prüfwert ausgelösten Untersuchungsaufwandes als das vollzugsgerechtere Instrument erscheint. Dies ist für Dioxine/Furane der Fall.

Berechnungsergebnisse der analog zu der weiter unten beschriebenen Vorgehensweise für die Prüfwerte bestätigen den von der Bund-Länder-AG "Dioxine" festgelegten Bodenrichtwert für Kinderspielflächen. Als Werte für Kinderspielflächen und Wohngebiete sowie für Park- und Freizeitflächen werden daher die von der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine genannten Werte übernommen. Weitere Prüfungen bei Überschreiten dieser Werte im Sinne weiterer Messungen und z.B. Untersuchungen zum Humanbiomonitoring sind im Regelfall nicht sachgerecht und wären aufgrund der erheblichen Kosten nicht verhältnismäßig. Die genannten Werte werden daher als Maßnahmenwerte festgelegt. Zur Anwendung dieser Maßnahmenwerte wird festgelegt, daß bei Vorliegen dioxinhaltiger Laugenrückstände aus Kupferschiefer ("Kieselrot") eine Anwendung der Maßnahmenwerte aufgrund der geringen Resorption im menschlichen Organismus nicht unmittelbar zum Schutz der menschlichen Gesundheit, sondern vielmehr

zum Zweck der nachhaltigen, d.h. vorbeugenden Gefahrenabwehr erfolgt. Damit wird dem heute als weitgehend gesichert geltenden Kenntnisstand Rechnung getragen, daß Dioxine/Furane in Kieselrot nur eine geringe Resorptionsverfügbarkeit aufweisen.

2.3 Humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe

Die für die Ableitung der Prüfwerte herangezogenen Methoden und Maßstäbe müssen dem aktuellen Stand des Wissens entsprechen. Humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe werden nach einer einheitlichen Methodik herangezogen. Neben der oralen Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden ist auch die inhalative und ggf. dermale Aufnahme zu beachten. Hierzu werden tolerable resorbierte Dosen (TRD) als Bewertungsmaßstab für die innere Belastung herangezogen (Kalberlah, Hassauer, Schneider, 1998), die in ihrer Definition, Ableitungsmethodik und ihrem Schutzniveau weitgehend den analog von der Weltgesundheitsorganisation WHO oder von anderen Organisationen wie der US-amerikanischen Umweltbehörde "Environmental Protection Agency" (EPA) eingeführten Werten entsprechen. Abweichungen der TRD-Werte von diesen Werten können sich insbesondere ergeben, wenn die genannten Gremien kein einheitliches Ergebnis vorlegen oder neuere Studien eine Neubewertung notwendig machen. Die TRD-Werte kennzeichnen definitionsgemäß die tägliche Belastung, bei der bei Exposition über Lebenszeit auch bei empfindlichen Personen nicht mit Gesundheitsschädigungen zu rechnen ist.

Die humantoxikologischen Bewertungsmaßstäbe werden als wissenschaftliche Bewertungen von Daten abgeleitet und begründet, die auch empirische und plausibel begründete Extrapolationen auf das Schutzgut menschliche Gesundheit enthalten können.

Die tolerablen resorbierten Dosen (TRD) stellen als Bewertungsmaßstäbe eine mögliche Grundlage dar, Prüfwerte für den Boden zu begründen. Grundsätzlich wären auch andere humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe verwendbar, soweit sie die sich aus den nachfolgenden Darstellungen ergebenden Anforderungen erfüllen (LABO / LAGA 1996). Tatsächlich zeigen die für die einzelnen Stoffe der BBodSchV durchgeführten Berechnungen der Prüfwerte auch z.B. im Falle von Blei und Arsen, daß ergänzend weitere humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe herangezogen werden (Umweltbundesamt 1999).

2.3.1 Ableitung der humantoxikologischen Bewertungsmaßstäbe im Rahmen von § 8 BBodSchG sowie § 4 BBodSchV

2.3.1.1 Definition

Tolerierbare resorbierte Dosen (TRD) werden definiert als tolerierbare täglich resorbierte Körperdosen eines Gefahrstoffs, bei denen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bei Einzelstoffbetrachtung nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis keine nachteiligen Effekte auf die menschliche Gesundheit erwartet werden bzw. bei denen nur von einer geringen Wahrscheinlichkeit für Erkrankungen ausgegangen wird. Kombinationswirkungen sind dabei nicht berücksichtigt. Der TRD-Wert bezeichnet die täglich ausschließlich über den betrachteten Pfad resultierende innere Belastung, die gerade noch zu tolerieren ist.

TRD-Werte liegen für die nach Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Anhang 2 Nr. 1 bezeichneten Stoffe für den inhalativen und den oralen Pfad vor. Erforderlichenfalls wird auch die dermale Stoffaufnahme berücksichtigt. Sie werden als täglich resorbierte Schadstoffmenge pro kg Körpergewicht ($\text{mg/kg} \cdot \text{d}$) angegeben. Idealerweise basiert ein TRD-Wert auf Kenntnissen zu den Wirkungen bei den empfindlichsten Mitgliedern der Bevölkerung. Häufig stehen solche Daten (Humandaten) nicht oder nicht hinreichend zur Verfügung. In diesen Fällen wird der TRD-Wert mit Hilfe von Faktoren aus tierexperimentellen Daten oder ungenügenden Humandaten extrapoliert.

Für die inhalative Belastung werden medienbezogene Werte angegeben, z.B. als Luftkonzentration in mg/m^3 , wenn bei lokaler Wirkung auf den Atemtrakt die Ermittlung einer Körperdosis nicht sinnvoll ist. Da es sich hierbei nicht um resorbierte Dosen handelt, werden diese Konzentrationswerte nicht als TRD-Werte sondern als **Referenz-Konzentrationen (RK)** bezeichnet.

Das Konzept der Toxizitätsäquivalente kann in geeigneten Fällen angewendet werden.

2.3.1.2 Datenbasis

Als Sekundärquellen zur ausführlichen Dokumentation der toxischen Eigenschaften der behandelten Substanzen können folgende Quellen dienen:

- Air Quality Guidelines der WHO
- Guidelines for Drinking Water Quality der WHO

- Bewertungen von WHO/FAO-Expertengremien zu Lebensmittelzusatzstoffen oder -kontaminanten
- Berichte im Rahmen des International Programme on Chemical Safety (IPCS) der WHO (Environmental Health Criteria)
- Monographien der International Agency for Research on Cancer (IARC) der WHO
- Luftqualitätskriterien des Umweltbundesamts (Einzelveröffentlichungen)
- Risk Reduction Monographs des Environment Directorate der Europäischen Union
- Stoffberichte des Beratergremiums Umweltrelevanter Altstoffe (BUA)
- Medizinisch-toxikologische Begründungen der MAK-Werte sowie entsprechende Veröffentlichungen zu Arbeitsplatzgrenzwerten im Ausland wie z.B. Arbeitsplatzwertbegründungen der ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, USA)
- Toxikologische Bewertungen der Berufsgenossenschaft der chemischen Industrie
- Integrated Risk Information System (IRIS) der US-amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA (Environmental Protection Agency)
- Stoffberichte der Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)
- Health Effects Assessment Summary Tables der EPA
- Health Effects Assessment Documents, Ambient Water Quality Criteria und Drinking Water Health Advisories der EPA.
- Priority Substance List Assessment Reports der kanadischen Regierung

In Einzelfällen können auch z.B. "toxicity reviews" des englischen "Health and Safety Executive", der amerikanischen Arbeitsschutzbehörde "National Institute for Occupational Safety and Health" (NIOSH) oder holländische oder schwedische Veröffentlichungen entsprechende Einrichtungen eine wichtige Datenbasis bieten.

Folgende online-Datenbanken enthalten einschlägig verwendbare Veröffentlichungen zu toxischen Wirkungen im Niedrigdosisbereich:

- RTECS
- HSDB
- ECDIN
- Somed
- Chemical Abstracts
- Toxline
- Toxall

Für die Darstellung und Bewertung von Krebsrisikoangaben können die

- Beurteilungsmaßstäbe zur Begrenzung des Krebsrisikos durch Luftverunreinigungen der Arbeitsgruppe "Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen" des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI)
- Bewertungen des Deutschen Krebsforschungszentrums Heidelberg
- Air Quality Guidelines der Weltgesundheitsorganisation WHO und
- das Integrated Risk Information System (IRIS) der US - EPA

genutzt werden. Für den Zweck der Ableitung von Boden-Prüfwerten werden keine eigenständigen Einstufungen des Krebspotentials vorgenommen; Angaben zum Krebsrisikos werden übernommen.

2.3.1.3 Schutzniveau

Ausgangspunkt für die Ableitung von TRD-Werten sind Beobachtungen beim Menschen (z.B. vom Arbeitsplatz) oder im Tierversuch. Es wird jeweils für kurzfristige und langfristige Exposition und für die Aufnahmepfade inhalativ, oral und dermal der sogenannte "LOAEL" bzw. "NOAEL" ermittelt:

- LOAEL lowest observed adverse effect level = die niedrigste Gefahrstoffdosis, bzw. -konzentration, bei der noch adverse Effekte beobachtet wurden
- NOAEL no observed adverse effect level = die höchste Gefahrstoffdosis bzw. -konzentration, bei der keine adversen Effekte mehr beobachtet wurden.

Dabei wurden die empfindlichsten Endpunkte bei den empfindlichsten Tierspezies zugrundegelegt, wenn nicht begründete Hinweise auf eine nicht gegebene Übertragbarkeit auf den Menschen bestanden. Falls zwar ein LOAEL, nicht aber ein NOAEL in der Literatur berichtet wurde, wurde letzterer mit Hilfe von Faktoren (siehe unten) abgeschätzt. Dies entspricht üblicher Praxis, auch wenn dem (abgeschätzten) NOAEL dann keine Beobachtung ("observed effect") mehr zugrunde liegt (definitische Ungenauigkeit). Hinsichtlich kanzerogener Effekte ist kein NOAEL zu ermitteln.

2.3.1.4 Kriterien für adverse Effekte

Welche Effekte als advers anzusehen sind, wird in Anlehnung an die WHO-Definition bewertet. Die WHO (1994) gibt folgende Definition für den Begriff „adverser Effekt“:

Veränderung in Morphologie, Physiologie, Wachstum, Entwicklung oder Lebenserwartung eines Organismus, die zu einer Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit oder zu einer Beeinträchtigung der Kompensationsfähigkeit gegenüber zusätzlichen Belastungen führt oder die Empfindlichkeit gegenüber schädlichen Wirkungen anderer Umwelteinflüsse erhöht¹⁾.

¹⁾ Übersetzung der Verfasser, der Originaltext lautet: „Change in morphology, physiology, growth, development or life span of an organism which results in impairment of functional capacity or impairment of capacity to com-

Im einzelnen werden unter adversen Effekten neben den histopathologisch bzw. klinisch erfaßbaren Veränderungen auch solche Effekte verstanden wie z.B.:

- gravierende Körpergewichtsreduktionen (>10%),
- enzymatische Veränderungen, falls diese indikativ für beginnende pathologische Prozesse sind (insbesondere mit Dosis-/Wirkungskorrelationen),
- signifikante Verhaltensveränderungen und neurophysiologisch erfaßbare Abweichungen.

Andererseits werden z.B. leichte Effekte auf das Körpergewicht oder enzymatische Veränderungen ohne Korrelat zu in höherer Dosis dokumentierten Organschäden nicht als advers betrachtet. Auch reversible Effekte werden nach Art und Größe als advers gewertet, die unterschiedliche qualitative Bedeutung gegenüber irreversiblen Effekten ggf. bei der Extrapolation (z.B. durch einen geringeren Faktor für den Abstand zwischen LOAEL und NOAEL bei Reizeffekten) berücksichtigt.

2.3.1.5 Bewertungsmaßstab für krebserzeugende Stoffe

Für kanzerogene Wirkungen wird kein TRD-Wert abgeleitet, weil grundsätzlich nicht von einer tolerierbaren Stoffdosis gesprochen werden kann. Stattdessen wird bei kanzerogenen Stoffen von einer resorbierte Körperdosis ausgegangen, die einem einzelstoffbezogenen zusätzlichen rechnerischen Risiko von 1 zu 100 000 (1×10^{-5}) durch lebenslange Exposition gegenüber dem betreffenden Gefahrstoff an Krebs zu erkranken, entspricht. Diese Risikohöhe geht auf ein Votum des Sachverständigenrates für Umweltfragen zurück (SRU, 1993). Die Gesundheitsministerkonferenz folgt dem SRU in der Erläuterung ihrer Entschliebung vom 17./18. November 1994 zum Stellenwert quantitativer Risikoabschätzungen im umweltbezogenen Gesundheitsschutz. Das Risiko von 10^{-5} könnte demnach für Einzelsubstanzen das Ziel für eine stufenweise Absenkung von Konzentrationswerten sein. In diesem Sinne ist hier das rechnerische Risiko von 10^{-5} für kanzerogene Wirkungen zugrunde zu legen. Es ist dem Schutzniveau des TRD-Wertes gleichgesetzt. Diese Festlegung entspricht 1/40 des vom Länderausschuß für Immissionsschutz (LAI) verwendeten Bewertungsmaßstabes für Vielstoffbelastungen (Risiko 1:2.500 oder 40×10^{-5} ,

pensate for additional stress or increase in susceptibility to the harmful effects of other environmental influences.“

LAI, 1992), den er für einen ersten Schritt der Minimierung des Risikos durch alle krebserzeugenden Luftverunreinigungen anstrebt.

Die Grundlage der dem rechnerischen Risiko entsprechenden stoffspezifischen Dosis ist das „unit risk“, das aus Veröffentlichungen anderer kompetenter Organisationen oder Institutionen wie LAI, DKFZ (Deutsches Krebsforschungszentrum Heidelberg), WHO und US-EPA zu übernehmen ist. Der Bewertungsmaßstab für krebserzeugende Stoffe hebt die hinreichende Wahrscheinlichkeit einer schädlichen Wirkung einer durch eine Bodenkontamination / Altlast bedingten Zusatzbelastung aus dem „Rauschpegel“ einer ubiquitären Wirkung durch die weitgehend in der Umwelt verteilten Schadstoffe heraus. Unterhalb dieses Bewertungsmaßstabes sind die durch eine Bodenkontamination / Altlast bedingten Zusatzbelastungen für den Menschen in der Regel kaum meßbar und zuzuordnen. Gleichwohl bedeutet die Nicht-Meßbarkeit aber keineswegs, daß das Vorkommen krebserzeugender Stoffe in Böden und in der Umwelt damit unbedenklich wäre.

Die „akzeptierbare“ Zunahme der Tumorinzidenz um einen Fall bei 100.000 Exponierten berücksichtigt nur das statistische Kriterium der Inzidenz, und zwar durchgängig für alle Tumorarten. Krebserkrankungen wird aber ein höchst unterschiedlicher Stellenwert im Hinblick auf Frühwarnsymptome, Malignität und Metastasierungseignung, Heilbarkeit, Behandlungskosten und vor allem Verlauf und dessen Einfluß auf die Lebensqualität zugeordnet (siehe Sachverständigenrat für Umweltfragen 1995, Kasten in Tz. 86). Eine derartig differenzierte Betrachtung wird für die „Ableitungsmaßstäbe ...“ jedoch nicht vorgenommen. Sie wäre in Zukunft erneut zu prüfen, wenn im Sinne der Anforderung des Sachverständigenrates für Umweltfragen ein übergreifendes Konzept für die Bewertung der unterschiedlichen Kalamität von Krebserkrankungen gefunden werden kann.

2.3.1.6 Annahmen zur Resorption

Bei bestimmten Expositionsszenarien können mehrere Aufnahmewege (häufig inhalativ und oral) gleichzeitig eine Rolle spielen. Für die Möglichkeit einer angemessenen Berücksichtigung der pfadspezifischen Anteile werden die humantoxikologischen Bewertungsmaßstäbe als resorbierte Dosen ausgewiesen. Um eine innere Gesamtbelastung zu ermitteln, wird die jeweilige pfadspezifisch zugeführte Schadstoffmenge mit der Resorptionsquote multipliziert, um die anteilige innere Belastung zu erhalten. Es wird stoffspezifisch angegeben (Umweltbundesamt 1999), welche Re-

sorptionsquote zur Ableitung des TRD-Wertes aus den tierexperimentellen Daten eingesetzt und welche Quote beim Menschen zur Rückrechnung auf die zugeführten Schadstoffmengen verwendet wird.

Bei vielen Stoffen existieren keine Untersuchungen zur Resorptionsquote bei Mensch oder Tier. In diesen Fällen wird, falls die qualitative Betrachtung der Stoffeigenschaften für eine gute Bioverfügbarkeit spricht, als angenommene Resorption 100 % verwendet.

2.3.1.7 Extrapolation, Verwendung von Sicherheitsfaktoren

Bei der Ableitung wird möglichst auf detailliert berichtete und belastbare Humandaten zurückgegriffen. Soweit diese nicht vorliegen, wird auf tierexperimentelle Untersuchungen zurückgegriffen und mit Faktoren auf das Schutzgut empfindliche Personen(gruppen) extrapoliert. Die verwendeten Sicherheitsfaktoren entsprechen im wesentlichen denen, die von WHO und EPA verwendet werden. Weitere (Sicherheits-)Faktoren, die auch von der WHO und der EPA angewendet werden und die unwägbar Risiken oder einer unzureichenden Datenlage Rechnung tragen, werden nicht vorgesehen. Die einzelnen Sicherheitsfaktoren beruhen nur zu einem Teil auf Konventionen, im wesentlichen bezüglich des angestrebten Schutzniveaus und der statistischen Sicherheit. Zu einem weiteren Teil beruhen sie auf biologisch plausiblen Annahmen zu den Variabilitäten und Empfindlichkeitsunterschieden zwischen Mensch und Tier und stellen in diesem Sinne eher eine Extrapolation als die Einrechnung eines Sicherheitsspielraumes dar (Kalberlah und Schneider, 1998). Ausgehend von der dokumentierten Effektdosis bzw. -konzentration werden im Einzelnen folgende Sicherheitsfaktoren (SF) zum Ansatz gebracht, um den TRD-Wert abzuleiten:

Tabelle 1: Übersicht zu den für TRD-Werte relevanten Sicherheitsfaktoren

Art der SF'en		Art der Extrapolation:
a) SF _a :	Zur Abschätzung eines chronischen NOAEL durch Hochrechnung von subchronischer auf chronische Expositionsdauer (entfällt bei Vorliegen bewertbarer chronischer experimenteller oder epidemiologischer Untersuchungen)	Unterschied zwischen Lang- und Kurzzeitbelastung bei Mensch oder Versuchstier
b) SF _b :	Zur Abschätzung eines NOAEL _{TV} ¹⁾ aus einem experimentellen LOAEL _{TV} (entfällt bei Vorliegen bewertbarer [sub]chronischer epidemiologischer Daten) mit Hilfe der Konvention NOAEL _{TV} = LOAEL _{TV} : SF _b	

oder:	zur Abschätzung eines $\text{NOAEL}_E^{2)}$ aus einem epidemiologisch ermittelten LOAEL_E mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_E = \text{LOAEL}_E : \text{SF}_b$ (entfällt bei bekanntem NOAEL_E oder $\text{LOAEL}_E^{3)}$ oder NOAEL_e)	Gestalt der Dosis-Wirkungskurve bei Mensch und/oder Versuchstier
oder:	zur Abschätzung eines NOAEL_e aus einem LOAEL_e mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_e = \text{LOAEL}_e : \text{SF}_b$ (entfällt bei bekanntem NOAEL_e)	
c) SF_c :	zur Überbrückung der zwischenartlichen Varianz zwischen Mensch und Versuchstier mit Hilfe der Konvention $\text{LOAEL}_E = \text{LOAEL}_{TV} : \text{SF}_c$ bzw. $\text{NOAEL}_E = \text{NOAEL}_{TV} : \text{SF}_c$ (entfällt bei Vorliegen bewertbarer [sub]chronischer epidemiologischer Daten)	Zwischenartliche Varianz zwischen Mensch und Versuchstier
d) SF_d :	zur Überbrückung der innerartlichen Varianz beim Menschen, falls der NOAEL_E ersatzweise aus einem Tierversuch abgeleitet wurde mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_e = \text{NOAEL}_E : \text{SF}_d$	Innerartliche Varianzen beim Menschen
oder:	zur Abdeckung der innerartlichen Varianz beim Menschen, falls der NOAEL_E epidemiologisch ermittelt wurde mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_e = \text{NOAEL}_E : \text{SF}_d$ (entfällt bei bekanntem LOAEL_e oder NOAEL_e)	

¹⁾ TV = aus Tierversuchen

²⁾ E = für die gesunde erwachsene Bevölkerung

³⁾ e = für empfindliche Personengruppen

Üblicherweise werden für die einzelnen Faktoren im Sinne eines Default-Wertes (= gesetzter Wert) jeweils 10 angenommen (Kalberlah et al. 1998). Maximal ergibt sich bei multiplikativer Verknüpfung ein Sicherheitsfaktor von insgesamt 10 000. Ein derartig großer Gesamtsicherheitsfaktor muß als Ausdruck sehr hoher Datenunsicherheiten angesehen werden. Grundsätzlich sind Sicherheitsfaktoren durch bessere Schätzungen zu ersetzen, wenn Informationen hierzu vorhanden sind. Folgende beispielhaft aufgeführten Gründe können zu einer Abänderung (i.d.R. Verringerung) der Sicherheitsfaktoren führen:

- SF_a : Es existieren Daten, die nahelegen, daß beim Übergang von subchronischer zu chronischer Exposition nur eine geringe Progredienz (Wirkungsverstärkung) der Effekte zu erwarten ist.
- SF_b : Die Effekte beim beobachteten LOAEL waren bereits marginal und/oder der Verlauf der Dosis/Wirkungsbeziehung läßt erwarten, daß der vermutete NOAEL in geringem Abstand zum LOAEL liegt.
- SF_c : Es existieren begründete Hinweise (z.B. aus Modellrechnungen) auf geringe Speziesunterschiede zwischen Tier und Mensch (hinsichtlich Toxikodynamik oder -kinetik).
- SF_d : Die zugrundegelegte Untersuchung umfaßt bereits Effekte bei besonders sensiblen Bevölkerungsgruppen (z.B. epidemiologische Untersuchungen an großen Bevölkerungsgruppen, die auch empfindliche Personen einschließen).

Ist eine Beurteilung einer schädlichen Bodenveränderung durch Stoffe mit hoher Datenunsicherheit (Gesamtsicherheitsfaktor > 3.000) geboten, sind über die wissenschaftlichen Grundlagen und Bewertungskriterien der TRD-Werte hinaus normativ zu setzende stoff- und wirkungsspezifische Konventionen heranzuziehen, zu begründen und offen zu legen.

3.3.1.8 Zeitbezug

Die Abgrenzung zwischen kurzfristiger (akuter und subakuter) und langfristiger (subchronischer und chronischer) Exposition wird von verschiedenen Organisationen unterschiedlich gehandhabt. Vor diesem Hintergrund werden von dem Versuchstiermodell Nagetier ausgehend folgende Zeitspannen

zugeordnet:	akut	bis 1 d	}	kurzfristig
	subakut	bis 30 d		
	subchronisch	bis 180 d	}	langfristig
	chronisch	> 180 d		

Unter kurzfristiger Exposition wird ein Zeitraum bis zu 4 Wochen verstanden (sowohl in Bezug auf die tierexperimentellen Bedingungen als auch in Bezug auf den Geltungsbereich des TRD-Wertes für kurzfristige Exposition für den Menschen), während TRD-Werte für langfristige Exposition auch bei Lebenszeitexposition hinreichend Schutz gewähren sollen.

Ergebnisse kurzfristiger Studien werden grundsätzlich nicht zur Ableitung eines langfristigen TRD-Werts herangezogen. Unter die kurzfristigen Effekte werden auch Beobachtungen aus Tierversuchen gezählt, bei denen fruchtschädigende (fetotoxische und/oder teratogene) Effekte nach Gefahrstoffexposition während der Trächtigkeit auftraten. Bei diesen Effekten steht häufig der Einwirkungszeitpunkt (Tag der Gravidität), d.h. die Phase der Fruchtentwicklung gegenüber der Expositionsdauer im Vordergrund.

2.3.1.9 Berechnung von Körperdosen (LOAEL, NOAEL) aus tierexperimentellen Daten

Im Tierversuch, aber auch beim Menschen sind häufig Konzentrationsangaben (Gefahrstoff in der Nahrung oder in der Luft) auf Körperdosen und/oder Werte für intermittierende Exposition auf kontinuierliche Exposition umzurechnen. Ferner sind bei der Übertragung von Tier auf Mensch bei inhalativer Aufnahme verschiedene Atemvolumina zu beachten. Falls diese Umrechnungen nicht vom Autor einer Studie selbst mit konkreten Daten angegeben wurden, erfolgt die Berechnung nach einem allgemeinen Schema mit folgenden Parametern:

a) Tier/Mensch

Für die speziesspezifischen Daten werden folgende Parameter eingesetzt:

Tabelle 2: Speziesspezifische Parameter zur Berechnung von Körperdosen

Spezies	Lebensdauer (Jahre)	Gewicht (kg)	Atemvolumen (m ³ /d)	Wasseraufnahme (l/d)	Futterfaktor ¹⁾
Maus	2,0	0,03	0,039	0,0057	0,13
Ratte	2,0	0,35	0,223	0,049	0,05
Hamster	2,4	0,14	0,13	0,027	0,083
Meerschwein	4,5	0,84	0,40	0,20	0,040
Kaninchen	7,8	3,8	2,0	0,41	0,049
Mensch	70,0	70,0	20,0	2,0	0,028

¹⁾ Futterfaktor: Die Angaben in mg/kg Futter sind mit diesem Wert zu multiplizieren, es ergeben sich die Körperdosen in mg/kg · d. Falls in der Literatur hiervon abweichende Angaben vorliegen, werden diese berücksichtigt.

Die Umrechnung von Tier auf Mensch erfolgt über das Gewicht.

b) Berechnung von Körperdosen aus Luftkonzentrationen

Auf Basis von Humandaten wird wie folgt vorgegangen (KG = Körpergewicht):

$$\text{Körperdosis} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] = \frac{\text{Konzentration in } \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 20 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \cdot \text{Resorptionsquote}}{70 \text{ kg KG}}$$

Auf Basis von tierexperimentellen Daten wird wie folgt vorgegangen, zum Beispiel für die Ratte:

$$\text{Körperdosis} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] = \frac{\text{Konzentration in } \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 0,223 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \cdot \text{Resorptionsq.}}{0,35 \text{ kg KG}}$$

Die Rückrechnung von der Körperdosis auf eine Luftkonzentration erfolgt für den Menschen analog in umgekehrter Richtung mit den Standardannahmen für den Menschen: 70 kg Körpergewicht, 20 m³/d Atemvolumen und der entsprechenden Resorptionsquote. Besonderheiten bei lokalen Reizeffekten sind gesondert zu betrachten.

c) Umrechnung von intermittierender auf kontinuierliche Exposition bei inhalativer Exposition

Falls eine Studie mit nicht kontinuierlicher Exposition zugrunde lag, wurde linear auf kontinuierliche Exposition umgerechnet (auf 24 Stunden pro Tag und 7 Tage pro Woche). Eine derartige Umrechnung ist nicht statthaft, wenn z.B. die absolute Dosis ("Bolusgabe") oder Konzentrationspitzen in der Luft für die Wirkung ausschlaggebend ist. In solchen Fällen wird auf die Umrechnung verzichtet.

2.3.1.10 Vorgehensweise hinsichtlich der Bewertungsmaßstäbe für Kanzerogene

Die Bewertung der Kanzerogenität einer Substanz erfolgt nach zwei Gesichtspunkten:

1. Zeigt die Substanz kanzerogene Effekte ? (Besitzt der Stoff kanzerogenes Potential ?)
2. Wie ist die Wirkungsstärke bezüglich kanzerogener Effekte beim Menschen zu beurteilen ?
(Welche kanzerogene Potenz kommt dem Stoff zu ?)

Bewertung des kanzerogenen Potentials - Kanzerogenitätseinstufungen

Zur Kennzeichnung des kanzerogenen Potentials der Stoffe werden die Einstufungen der Europäischen Union, des Ausschusses für Gefahrstoffe (AGS), der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft, der Internationalen Krebsagentur (IARC) der WHO und/oder der US-EPA zugrundegelegt.

Die Kennzeichnung der Europäischen Union gemäß § 4 der Gefahrstoffverordnung wird als für die Bundesrepublik verbindlich übernommen, alternativ wird die des AGS (Technischen Regeln für Gefahrstoffe, TRGS 905) herangezogen. Liegt keine Einstufung der EU oder des AGS vor, wird auf die der Senatskommission der DFG zurückgegriffen, bzw. wenn auch diese fehlt, auf Einstufungen der anderen Organisationen. Dabei wird die jeweils verwendete Datenbasis oder das Jahr der Einstufung nicht berücksichtigt.

Bewertung der kanzerogenen Potenz

Die kanzerogene Potenz wird mittels einer Krebsrisikoberechnung nach dem unit risk-Konzept abgeschätzt und gibt das mit der Aufnahme einer bestimmten Dosis verbunden Risiko für einen Schadenseintritt an.

Qualitätskriterien für unit risk-Schätzungen

Die Berechnung des unit risk erfordert in der Regel die Extrapolation von hohen Konzentrationen in den Niedrigdosisbereich. Diese Extrapolationen können mit erheblichen Unsicherheiten verbunden sein. Daher ist stoffbezogen die Qualität von Krebsrisikoberechnungen zu beurteilen und über die Berücksichtigung die kanzerogene Potenz als quantitativem Bewertungsmaßstab zu entscheiden. Die Bewertung von kanzerogener Potenz und von kanzerogenem Potential werden dabei getrennt. So kann das unit risk eines Stoffes, der beim Menschen als eindeutig krebserzeugend angesehen wird, als qualitativ ungenügend angesehen werden, wenn die fehlende Dosis-Wirkungsbeziehung eine sichere quantitative Aussage nicht zuläßt. Umgekehrt kann das unit risk eines Schadstoffes, der nur bei einer Spezies kanzerogen wirkt (mit Dosis-Wirkungsbeziehung) und deshalb im Sinne z.B. der Gefahrstoffverordnung nicht als eindeutig kanzerogen im Tier angesehen wird, als qualitativ gut angesehen werden. Die Qualität vorliegender unit risk-Ableitungen wird in folgende Kategorien gegliedert (Kalberlah et al., 1999):

Kategorie UR++: "unit risk gut geeignet":

Prinzipiell erscheint die linearisierte Abschätzung des zusätzlichen Krebsrisikos im Niedrigrisikobereich (0 bis 10 % Zusatzrisiko) aus gut durchgeführten Tierversuchen und/oder gut abgesicherten epidemiologischen Studien als Grundlage für weitere Risikobetrachtungen gut geeignet. Kenntnisse zum Wirkmechanismus sprechen nicht gegen die gewählte Extrapolationsmethode. Stoffe, bei denen eindeutig eine Wirkungsschwelle für Kanzerogenität vorhanden und quantifizierbar ist, sollen nicht in Kategorie UR++ eingestuft werden.

Kategorie UR+: "unit risk geeignet":

Prinzipiell erscheint die linearisierte Abschätzung des zusätzlichen Krebsrisikos im Niedrigrisikobereich (0 bis 10 % Zusatzrisiko) als Grundlage für weitere Risikobetrachtungen geeignet. Kenntnisse zum Wirkmechanismus sprechen nicht gegen die gewählte Extrapolationsmethode. Die Abgrenzungskriterien für die Zuordnung zur entsprechenden Kategorie sind zu beachten.

Kategorie UR-: "unit risk nicht geeignet":

Prinzipiell erscheint eine linearisierte Abschätzung des zusätzlichen Krebsrisikos im Niedrigri-

sikobereich (0 bis 10 % Zusatzrisiko) als Grundlage für weitere Risikobetrachtungen nicht geeignet, oder es bestehen gravierende Mängel in der Datenlage (Tierversuch oder epidemiologische Studie) und/oder in der verwendeten Extrapolationsmethodik, oder Kenntnisse zum Wirkmechanismus sprechen gegen die gewählte Extrapolationsmethode.

Vorgehensweise bei durch unit risk ungeeigneten Risikoquantifizierungen

Während bei sehr guter und guter unit risk-Qualität (Kategorie UR++ und UR+) die Ergebnisse dieser Risikoextrapolation verwendet werden, liegt für den Fall nicht ausreichender Qualität in der Risikoquantifizierung (Kategorie UR-) kein national oder international konsertiertes Konzept vor. In diesen Fällen wird wie folgt vorgegangen:

- Bei Humankanzerogenen kann bei eindeutiger kanzerogener Potenz wegen Studienmängel, nicht ausreichenden Expositionsdaten, zu kleinem Kollektiv etc. die Risikoextrapolation als qualitativ ungeeignet (UR-) bewertet werden. Hierunter können Kanzerogene der EU-Kategorie 1 sowie Kanzerogene der EU-Kategorie 2 oder 3 fallen, bei denen ein unit risk auf epidemiologischer Basis abgeleitet wurde. Für diese Fälle wird wegen des qualitativ hochwertigen Kanzerogenitätsnachweises, die unit risk-Abschätzung trotz ungenügender Qualität beibehalten.
- Dies gilt wegen der vermutlich fehlenden Wirkungsschwelle auch für gentoxische Stoffe, für die sich die Bewertung UR- ergeben kann, wenn das tierexperimentelle Versuchsdesign deutliche Mängel aufweist.
- Bei Stoffen mit anzunehmender heterogener oder unbekannter Wirkungsstruktur wie Kanzerogene, bei denen Speziesspezifität nicht ausgeschlossen werden kann, mit vermuteten nichtgentoxischem Wirkmechanismus oder bei denen keine angemessene Dosis-Wirkungsbeziehung vorliegt, findet zur Betrachtung kanzerogener Wirkungen bei der Bodenwertberechnung neben der unit risk-Abschätzung eine weitere Vorgehensweise Anwendung (Konietzka, 1999):

Gegenüber der niedrigsten Dosis, bei der Krebs im Tierversuch mit Signifikanz belegt werden kann (cancerogenic effect level, CEL_{\min}) soll ein ausreichender Sicherheitsabstand gewahrt werden, der mindestens die Größenordnung wie für schwere nicht kanzerogene Effekte besitzt. Vereinfachend kann von einem ersten detektierbaren (signifikanten) Krebsrisiko im Tierversuch bei mindestens 10% (Risiko 1:10) der Versuchstiere ausgegangen werden. Als Grundlage für die hieraus vorzunehmende Ableitung von Boden-Prüfwerten muß aller-

dings auf ein Risiko von 1:100.000 geschlossen werden. Daher wird als Bezugsgröße die $CEL_{\min}/10.000$ aus den Kanzerogenitätsstudien ermittelt. Parallel zu den Bodenprüfwertberechnungen für nicht kanzerogene Wirkungen auf Basis des TRD-Wertes wird mit dieser Bezugsgröße eine Bodenprüfwertberechnung für kanzerogene Wirkungen durchgeführt. Führt die Berechnung mit $CEL_{\min}/10.000$ zu einem niedrigeren Bodenwert, so ist in diesen Fällen die Kanzerogenität als relevanter toxikologischer Endpunkt zu betrachten. Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung für den Stoff wird weiterhin diskutiert, ob die zu der Beurteilung als UR- führenden Gründe so gravierend sind, daß der unit risk-Abschätzung geringere Bedeutung zukommt oder ob sie als zusätzliches Argument unter Vergleich zu den Berechnungsergebnissen mit TRD-Wert und $CEL_{\min}/10.000$ zur Bestimmung eines plausiblen Prüfwertes herangezogen werden müssen.

Krebserzeugende Substanzen, für die bisher kein unit risk abgeleitet wurde, werden analog behandelt; d.h. wenn die Kanzerogenitätseinstufung auf Basis tierexperimenteller Daten erfolgte, werden sie so betrachtet, als sei bisher nur eine ungenügende Risikoquantifizierung vorgenommen worden (UR-).

2.3.1.11 Zur Frage einer höheren Empfindlichkeit von Kindern gegenüber krebserzeugenden Stoffen

Ausgangssituation

Bei der Prüfwertableitung im Szenario Kinderspielflächen wird davon ausgegangen, daß orale Bodenaufnahme nur in den ersten acht Lebensjahren stattfindet. Unter der Annahme, daß Kinder und Erwachsene gleich sensitiv auf die Wirkung kanzerogener Stoffe reagieren, kann die mit dem tolerierten Risiko verbundene kumulative Dosis auf acht Jahre verteilt werden (siehe 2.4.1.1.2). Die Annahme einer vergleichbaren Sensitivität von Kindern und Erwachsenen ist anhand stoffspezifischer Daten für die in der BBodSchG, Anhang 2 Nr. 1 genannte Stoffe überprüft worden. Danach liegen für diese Stoffe keine klaren Hinweise auf eine erhöhte Empfindlichkeit von Kindern vor; für andere Stoffe kann dies gleichwohl gegeben sein (Schneider 1998). Als ein grundlegendes Defizit erscheint es, daß eine generalisierende (modellhafte) Betrachtung noch nicht vorliegt.

Für die Wirkung ionisierender Strahlung liefern epidemiologische Studien Belege für ein höheres Krebsrisiko bei Exposition in der Kindheit gegenüber der Exposition von Erwachsenen. Diese Belege stammen von Untersuchungen an Überlebenden der Atombombenabwürfe in Japan, an Anwohnern eines Atombombentestgebietes im Pazifik und an Tumorpatienten mit Strahlentherapie.

Relevante Daten zu chemischen Stoffen stammen überwiegend aus Tierversuchen. In dieser Beziehung gut untersucht sind Vinylchlorid sowie einige Nitrosamine und -amide. Ebenso liegen einige Studien zu Benzo(a)pyren (B(a)P), weiteren polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wie Dimethylbenzanthracen (DMBA) sowie komplexen, PAK-haltigen Gemischen wie Dieselruß vor. In den Untersuchungen wurden unterschiedliche Studiendesigns verwendet. Gemeinsam zeigen sie auf, daß eine Exposition in frühen Lebensphasen unter ansonsten vergleichbaren Bedingungen zu höherer Tumorzufälligkeit führt als die Exposition erwachsener Tiere. Für eine Reihe weiterer Stoffe liegen ähnliche Ergebnisse aus unterschiedlichen Studien vor. Sie sind nachfolgend dargestellt. Die in der Tabelle 3 genannten Stoffe gelten als genotoxische Kanzerogene. Tatsächlich machen mechanistische Untersuchungen plausibel, daß die höheren Tumorzufälligkeiten durch ein Zusammenwirken der genotoxischen Aktivität der Stoffe mit der hohen Zellteilungsaktivität in Zielorganen des wachsenden Organismus verursacht wird. Ein vergleichbares Verhalten ist grundsätzlich auch bei anderen Stoffen mit genotoxischer Wirkung anzunehmen.

Tabelle 3: Noxen mit epidemiologischen oder experimentellen Hinweisen auf eine erhöhte Empfindlichkeit des infantilen Organismus (Quellenangaben in Schneider, 1999)

Substanzname	Gentoxizität	Datenbasis
Ionisierende Strahlung	ja	Humandaten
Vinylchlorid	ja	Tierdaten
Diethylnitrosamin	ja	Tierdaten
Methyl- und Ethylnitrosoharnstoff	ja	Tierdaten
Nitrosomorpholin	ja	Tierdaten
N-Methyl-N'-nitrosoguanidin	ja	Tierdaten
Benzidin	ja	Tierdaten

PAK (B(a)P, Teerpech-Aerosol, Dieselruß, DMBA)	ja	Tierdaten
2-Acetylaminofluoren	ja	Tierdaten
Aflatoxin B ₁	ja	Tierdaten
Cycasin und Methylazoxymethanol	ja	Tierdaten
Urethan	ja	Tierdaten

Untersuchungen mit Stoffen, für die andere Kanzerogenesemechanismen angenommen werden, erbrachten hingegen keine klaren Belege für eine erhöhte Empfindlichkeit des infantilen Organismus. Polybromierte Biphenyle, Ethylenthioharnstoff und Diphenylhydantoin sind Stoffe ohne gentoxische Wirkung in verschiedenen Testsystemen. Diese Stoffe wurden in Langzeitstudien getestet. Dabei zeigten sich keine relevanten Unterschiede in der Tumorzahl bei Tiergruppen die sowohl pränatal via Muttertier, postnatal mit der Muttermilch als auch nach dem Entwöhnen chronisch mit dem Futter exponiert wurden gegenüber Tieren mit ausschließlicher Exposition nach dem Entwöhnen.

Bei Saccharin, einem in hohen Dosen als Blasenkanzerogen wirkendem Stoff ohne gentoxische Aktivität, wurde allerdings eine Wirkungsverstärkung beobachtet, wenn die Tiere vor und nach der Geburt exponiert waren. Im Gegensatz zu den Versuchen mit den oben genannten gentoxischen Stoffen war die Langzeitexposition im Erwachsenenalter aber für die Tumorbildung notwendig.

Die Datenlage zu kanzerogenen Metallen ist nicht aussagekräftig. Als relevanter Hinweis ist jedoch eine Studie mit Nickelacetat zu werten. Dabei wurden nach Verabreichung in den Bauchraum der Muttertiere durch transplazentare Exposition bei den Nachkommen Nierentumore hervorgerufen. Eine ausführliche Darstellung ist in Schneider (1999) nachzulesen.

Als Schlußfolgerung ergibt sich folgendes:

- Für einige gentoxische Kanzerogene liegen Belege für eine höhere Empfindlichkeit des kindlichen Organismus vor. Diese Stoffe z.B. Vinylchlorid, sind jedoch nicht Gegenstand der Prüfwertableitung im Rahmen der BBodSchV Anhang 2 Nr. 1.4.

- Werden im Einzelfall der Gefahrenbeurteilung nach § 4 (5) der BBodSchV allerdings Bewertungen insbesondere für diese Stoffe erforderlich, so ist hierbei eine erhöhte Empfindlichkeit der Kinder im Expositionszeitraum zu beachten. Soweit die toxikologischen Daten für eine Quantifizierung nicht ausreichen, kann eine höhere Empfindlichkeit von Kindern mit Hilfe eines Default-Wertes (gesetzter Wert) von i.d.R. 10 berücksichtigt werden, durch den die risikobezogene Dosis zu verringern ist.

Für Benzo(a)pyren resp. PAK ist zusätzlich folgendes zu beachten:

- Für PAK ist wie oben angesprochen festgestellt worden, daß epidemiologische oder experimentelle Hinweise auf eine erhöhte Empfindlichkeit des infantilen Organismus vorliegen, und zwar sowohl für PAK-Gemische (DMBA, Teerpech-Aerosole) als auch für B(a)p.

2.3.1.12 Validierung der TRD-Ableitungen

Die Ableitung eines TRD-Wertes soll nach Möglichkeit durch Vorlage und Beratung in Expertenkreisen validiert werden.

2.3.2 Gefahrenbezug

2.3.2.1 Verständnis einer gefahrenbezogenen Dosis

Bei einer Belastung des Menschen mit einem Schadstoff bis zur Höhe des auf empfindliche Personengruppen der Allgemeinbevölkerung zugeschnittenen $NOAEL_e$ ist eine Schädigung der Gesundheit selbst empfindlicher Personen nicht wahrscheinlich. Eine Überschreitung dieser "praktisch sicheren Dosis" stellt nicht zwangsläufig eine Gesundheitsgefährdung dar; es kann aber gesundheitlich bedenklich sein, wenn die Überschreitung erheblich ist und über längere Dauer erfolgt. Bei einer Belastung der gesunden erwachsenen Bevölkerung in Höhe der niedrigsten Dosis mit für sie noch als wahrscheinlich schädlich bewerteter Wirkung ($LOAEL_E$) erscheint dagegen eine Schädigung der Gesundheit empfindlicher Personen bereits gewiß.

Der Gefahrenbegriff im Sinne des BBodSchG ist allerdings nur mit der hinreichenden Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts, nicht mit dem sicheren Eintreten der Gefahr, korreliert. Die gefahrenbezogene Dosis GD liegt zwischen dem $NOAEL_e$ und dem $LOAEL_E$. Für empfindliche Individuen wäre der Gefahrenbezug zwischen "unwahrscheinlich" ($NOAEL_e$) und

”sehr wahrscheinlich” ($LOAEL_E$), mithin auf dem Niveau ”hinreichend wahrscheinlich” anzusetzen. Für die Bestimmung der gefahrenbezogenen Dosis ist eine Interpolation notwendig, die von dem $NOAEL_e$ bzw. TRD-Wert ausgeht und zu einem Ergebnis führt, das deutlich kleiner ist als der $LOAEL_E$ und nach Möglichkeit dem vermuteten $LOAEL_e$ entspricht (Konietzka und Dieter, 1998).

2.3.2.2 Stoffe mit Wirkungsschwelle

Das Folgende gilt nur für chronische/lebenslange Expositionen, so daß für die Abschätzung einer gefahrenbezogenen Dosis grundsätzlich nur extrapolierte oder beobachtete Daten chronischer Belastungen herangezogen werden können.

Die gefahrenbezogene Dosis GD ist in dem Bereich zwischen ”innere Gesamtexposition größer als $NOAEL_e$ ” und ”innere Gesamtexposition kleiner als $LOAEL_E$ ” zu suchen. Für die Ableitung der gefahrenbezogenen Dosis muß eine Abschätzung vom $NOAEL_e$ aus auf einen Wert ”kleiner als $LOAEL_E$ ” möglichst nahe heran an den vermuteten $LOAEL_e$ vorgenommen werden. Ein sinnvolles und plausibles Ergebnis für eine gefahrenbezogene Dosis ergibt sich aus der Multiplikation des TRD-Wertes mit jeweils dem geometrischen Mittelwert der humanrelevanten Sicherheitsfaktoren (SF), die für die Extrapolation des TRD-Wertes verwendet worden sind. Dieser Mittelwert entspricht der Quadratwurzel aus dem Gesamtextrapolationsfaktor zwischen dem chronischen $NOAEL_e = TRD$ und dem chronischen gemessenen $NOAEL_{TV}$ (TV = aus Tierversuchen), $LOAEL_E$ oder $NOAEL_E$.

Der Bezug zu den humanrelevanten Sicherheitsfaktoren begründet sich aus Art und Notwendigkeit ihrer Anwendung:

- Mit den Faktoren SF_b und SF_d soll die kritische Dosis-Wirkungskurve für den Menschen (E und e) berücksichtigt und deren toxikologische Relevanz bewertet werden. Die Höhe der Faktoren wird abhängig von der vermuteten Steilheit der Dosis-Wirkungskurve gewählt.
- Der SF_c soll die toxikokinetischen und toxikodynamischen Unterschiede zwischen Versuchstier und Mensch überbrücken. Die Höhe des Faktors ist nicht nur von systematischen Unterschieden (die Wirkstärke ist abhängig von dem Konzentrations-/Zeitintegral im Zielorgan, das sich wiederum entsprechend dem Grundumsatz der verschiedenen Spezies unterscheidet), sondern auch von der vermuteten oder bekannten zwischenartlichen Variabilität

der Sensitivität abhängig.

Begründen diese Extrapolationen eine zum Schutz der menschlichen Gesundheit noch tolerierbare Dosis, so führt die Reduzierung dieses (humanbezogenen) Gesamtsicherheitsfaktors zu einer Erhöhung dieser Dosis in einen Bereich zwischen der Wirkungsschwelle für empfindliche Personen und dem $LOAEL_E$. Da die Lage der gefahrenbezogenen Dosis unbekannt ist und mit vertretbarem Aufwand experimentell i.d.R. nicht ermittelt werden kann, muß ein angemessenes Surrogat definiert werden. Die Wahl des geometrischen Mittelwertes der humanrelevanten SF als Multiplikator zur Ableitung dieses gesuchten Surrogates aus der tolerierbaren resorbierten Dosis erscheint aus folgenden Gründen plausibel:

- Durch die Bindung an die humanrelevanten SF besteht Stoffspezifität, jedem Stoff wird ein spezifischer Surrogat- $LOAEL_e$ zugeordnet.
- Durch die Beachtung der Höhe der Sicherheitsfaktoren besteht Erkenntnisabhängigkeit, da stoffspezifische Erkenntnisse zum Dosis-Wirkungsverlauf in die Extrapolation bzw. Höhe des Faktors eingehen.
- Die denkbaren Ergebnisse sind plausibel, der theoretische $LOAEL_e$ wird maximal erreicht, aber nicht überschritten.

Die geometrische Mittelwertbildung entspricht der gegenseitigen Unabhängigkeit der einzelnen humanrelevanten Sicherheitsfaktoren. Unter Berücksichtigung der jeweils stoffspezifisch zugrundeliegenden Datenbasis wird die Interpolation einer gefahrenbezogenen Dosis für Stoffe mit Wirkungsschwelle mit Hilfe eines entsprechenden Gefahrenfaktors $F_{(Gef)}$ vorgenommen. Es ist wie folgt vorzugehen:

1. Datenbasis $LOAEL_E$ ($F_{(Gef)1} = \sqrt{SF_b \cdot SF_d}$):

$$\text{Gefahrenbezogene Dosis GD} = \text{TRD-Wert} \cdot \sqrt{SF_b \cdot SF_d}$$

2. Datenbasis $NOAEL_E$ ($F_{(Gef)2} = \sqrt{SF_d}$):

$$\text{Gefahrenbezogene Dosis GD} = \text{TRD-Wert} \cdot \sqrt{SF_d}$$

3. Datenbasis $LOAEL_e$ ($F_{(Gef)3} = SF_b$):

$$\text{Gefahrenbezogene Dosis GD} = \text{TRD-Wert} \cdot SF_b$$

4. Datenbasis $NOAEL_{TV}$ oder $LOAEL_{TV}$ ohne Kenntnisse über die Steilheit der Dosis-Wirkungskurven in Versuchstier und Mensch ($F_{(Gef)4} = \sqrt{SF_c \cdot SF_d}$):

$$\text{Gefahrenbezogene Dosis GD} = \text{TRD-Wert} \cdot \sqrt{SF_c \cdot SF_d}$$

5. Datenbasis $LOAEL_{TV}$ bei nachweislich gleicher Steilheit der Dosis-Wirkungskurven in Versuchstier und Mensch ($F_{(Gef)5} = \sqrt{SF_b \cdot SF_c \cdot SF_d}$):

$$\text{Gefahrenbezogene Dosis GD} = \text{TRD-Wert} \cdot \sqrt{\text{SF}_b} \cdot \text{SF}_c \cdot F_d$$

Der TRD-Wert wird dabei in allen Fällen als „zugeführte Dosis“ (nicht als resorbierter Anteil) angegeben und in die Berechnung der gefahrenbezogenen Dosis einbezogen. Stoffspezifische Angaben enthält die Dokumentation des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt 1999).

Für Stoffe mit Wirkungsschwelle ergibt sich daraus,

- bei toxikologisch weniger gut charakterisierten Stoffen ist der durch das Produkt der humanrelevanten Sicherheitsfaktoren gebildete Abstand zwischen TRD-Wert und tierexperimentell ermitteltem LOAEL_{TV} relativ groß. Die durch Multiplikation des TRD-Wertes mit der Quadratwurzel dieser Sicherheitsfaktoren abgeschätzte gefahrenbezogene Dosis GD liegt deshalb ebenfalls deutlich unterhalb dieses LOAEL_{TV} und überschreitet damit den TRD-Wert relativ wenig. Die Sicherheitsspanne wird, trotz absolut hoher Multiplikation, durch die GD also immer nur zu einem relativ geringen Anteil ausgeschöpft.
- bei toxikologisch gut charakterisierten Stoffen ist der humanrelevante Gesamt-Sicherheitsfaktor zwischen TRD-Wert und dem meist epidemiologisch oder mit anderen Humandaten ermittelten LOAEL relativ gering. Die gefahrenbezogene Dosis GD liegt deshalb nach dem oben formulierten Verfahren relativ knapp unter dem epidemiologisch ermittelten LOAEL, also relativ weit über dem TRD-Wert. Von der Sicherheitsspanne wird also durch die Multiplikation ein höherer Bruchteil ausgeschöpft, obwohl der Multiplikator niedriger ist, als bei einer Datenbasis „Tierversuche“.

2.3.2.3 Stoffe ohne Wirkungsschwelle

In Analogie zu den Betrachtungen für Stoffe mit Wirkungsschwelle muß ein Gefahrenfaktor $F_{(\text{Gef})}$ für einen krebserregenden Stoff durch die Multiplikation mit der dem zusätzlichen Risiko entsprechenden Dosis zu einer gefahrenbezogenen Dosis führen, die Gefahren im Sinne des BBodSchG hinreichend wahrscheinlich erscheinen läßt.

Wegen der Wirkung von Kanzerogenen erscheint es plausibel, ein gefahrenbezogenes Risiko für Kanzerogene mit einem in der Regel kleineren maximalen Faktor aus dem zusätzlichen akzeptablen Risiko abzuleiten als entsprechende Werte für nicht kanzerogene Stoffe. Für Stoffe ohne Wirkungsschwelle wird daher das „gefahrenbezogene“ Risiko auf der Basis einer Hochrechnung (Quantifizierung der kanzerogenen Potenz) für das akzeptable zusätzliche Krebsri-

siko (ZR_{akz}) abgeleitet, indem dieses zusätzliche rechnerische Risiko mit dem gewählten Faktor $F_{(Gef)} = 5$ multipliziert wird:

$$\text{Gefahrenbezogenes Risiko} = ZR_{akz} \cdot 5$$

(ZR_{akz} = zusätzliches, akzeptables Krebsrisiko)

Für kanzerogenverdächtige Stoffe, die nur experimentell mit der Auslösung von Krebs in Verbindung gebracht werden können und/oder für die eine Quantifizierung der kanzerogenen Potenz qualitativ ungenügend ist, ist eine ausreichend tragfähige wissenschaftliche Datenbasis für die Berechnung eines akzeptablen zusätzlichen Krebsrisikos (ZR_{akz}) nicht gegeben. Wegen des im Vergleich zu den Nicht-Kanzerogenen verbleibenden Kanzerogenitätsverdachts kann in Anlehnung an die Vorgehensweise der WHO für Trinkwasserleitwerte ein zusätzlicher Sicherheitsfaktor in Höhe von 10 bzw. ein Multiplikator von 0,10 für die Gefährdungsabschätzung solcher Stoffe verwendet werden. Bei lediglich möglicher kanzerogener Wirkung kann dieser Multiplikator zusätzlich auf den pfadgleichen TRD-Wert für langfristige Exposition angewendet werden, so daß ein Wert erhalten wird, der 10mal tiefer ist, als der abgeleitete toxikologische TRD für dieselbe Substanz. Zur Ermittlung einer gefahrenbezogenen Dosis wird dieser Wert in gleicher Weise mit dem von der Datenbasis abhängigen Faktor $F_{(Gef)}$ multipliziert, wie er für alle Substanzen und abhängig von der Datenlage (Punkte 1 - 5) definiert wurde:

$$\text{Gefahrenbezogene Dosis}_{(mkanz.)} = \text{TRD-Wert} \cdot 0,1 \cdot F_{(Gef)}$$

Die Entscheidung, welcher toxikologische Endpunkt einer Werteableitung zugrunde gelegt werden soll, muß, insbesondere vor dem Hintergrund nicht eindeutig ermittelbarer Kanzerogenitätspotentiale (EU-Legaleinstufung C 3, mögliches Kanzerogen), im stoffspezifischen Einzelfall der Ableitung entschieden werden. Für Stoffe ohne Wirkungsschwelle wäre folglich z.B. für $ZR_{akz} = 10^{-5}$ das "gefahrenbezogene" Risiko rechnerisch erreicht, wenn von 100.000 lebenslang mit der entsprechenden Schadstoffdosis belasteten Menschen zusätzlich fünf aufgrund dieser Exposition an Krebs erkranken würden ($ZR_{akz} \cdot 5$).

2.3.3 Hintergrundbelastung / Ausschöpfungsquote

Die gefahrenbezogene Körperdosis soll durch die gesamte Belastung über alle Pfade zum Menschen hin für den relevanten Stoff nicht überschritten werden. Die Gesamtbelastung des Men-

schen besteht aus der Belastung durch die schädlichen Bodenveränderung und aus einer Hintergrundexposition über Nahrungsmittel und Umgebungsluft.

Für die Berücksichtigung dieser Hintergrundbelastung sollten nach Möglichkeit Daten zur realen Belastung mit dem entsprechenden Stoff herangezogen werden. Es liegen allerdings nur für wenige Stoffe empirische Daten über die ("Hintergrund"-)Belastung der Nahrung und der Luft vor. Nach einer überschlägigen Berechnung für die Stoffe Arsen, Blei und Cadmium hat sich die Annahme einer 80 %igen Auslastung angeboten. Auch für die übrigen Stoffe ist nicht davon auszugehen, daß die tatsächliche Belastung der Nahrung und der Luft diesen Wert wesentlich überschreitet und sich damit zum Nachteil des Schutzgutes auswirkt. Es wird daher von einer Hintergrundbelastung mit 80 % des TRD-Wertes als Regelannahme ausgegangen. Im Falle von systemischer Wirkung gilt dies auch für die Betrachtung der inhalativen Exposition.

Für weitere Stoffe, für die Datengrundlagen hinsichtlich der Hintergrundbelastung (wenn möglich aus Duplikatstudien) vorliegen, können nach oben und nach unten abweichende Annahmen getroffen werden. Der Gefahrenbezug wird insoweit betroffen, als die tatsächliche oder angenommene Hintergrundbelastung des Menschen als entsprechende Teilmenge des TRD-Wertes von der gefahrenbezogenen Körperdosis abgezogen wird.

In der Annahme zur Höhe der Hintergrundbelastung ist in der Regel auch eine geringfügig erhöhte Aufnahme über andere, hier nicht betrachtete, von Bodenbelastungen ausgehende Wirkungspfade eingeschlossen (z.B. bodenbürtigem Hausstaub, wofür eine exakte Quantifizierung zur Zeit nicht möglich ist). Ist eine erhebliche Aufnahme über mehrere Pfade anzunehmen, so sollte dies grundsätzlich im Einzelfall ermittelt werden.

Da im Falle von kanzerogenen Wirkungen das durch die schädliche Bodenveränderung verursachte **zusätzliche** Krebsrisiko beurteilt wird, entfällt hier die rechnerische Berücksichtigung der Hintergrundbelastung. Auch bei Stoffen mit lokaler Wirkung auf den Atemtrakt entfällt die Berücksichtigung der Gesamthintergrundbelastung.

2.3.4 Liste vorliegender humantoxikologischer Bewertungsmaßstäbe und Begründungen

Für nachstehende Stoffe oder Stoffgruppen liegen beim Umweltbundesamt humantoxikologische Bewertungen (soweit von der Datengrundlage her möglich mit TRD-Werten) und Begründungen vor (siehe auch Eikmann et al. 1999).

Tabelle 4: Stoffe mit vorliegenden humantoxikologischen Bewertungsmaßstäben (TRD-Werten)

Lfd. Nr.	Name	CAS-Nr.:
1.	Acenaphthen	83-32-9
2.	Acrylnitril	107-13-1
3.	Aldrin	309-00-2
4.	Ammonium u. Verb	-
5.	Anthracen	120-12-7
6.	Antimon u. Verb	7440-36-0 (Sb)
7.	Arsen und Verb.	7440-38-2 (As)
8.	Asbest	1332-21-4 (As)
9.	Benzin	8006-61-9
10.	Benzo(a)pyren	50-32-8
11.	Benzol	71-43-2
12.	Beryllium u. Verb.	7440-41-7 (Be)
13.	Blei u. Verb.	7439-92-1
14.	Buthylbenzylphthalat	85-68-7
15.	Cadmium u. Verb.	7440-43-9 (Cd)
16.	Chlorbenzol	108-90-7
17.	Chloroform	67-66-3
18.	Chrom (VI)	18540-29-9 (VI)
19.	Chrom (auß. Cr. VI)	-
20.	Cobalt	7440-48-4
21.	Cyanide	57-12-5
22.	DDT	50-29-3 (p,p-DDT)
23.	Di-n-buthylphthalat	84-74-2
24.	Dibromethan	106-93-4
25.	Dichlorbenzol; m-	541-73-1
26.	Dichlorbenzol; o-	95-50-1
27.	Dichlorbenzol; p-	106-46-7
28.	Dichlorethan; 1,1-	75-34-3
29.	Dichlorethan; 1,2-	107-06-2
30.	Dichlorethen; 1,1-	75-35-4
31.	Dichlorethen; 1,2-	156-59-2(cis)
32.	Dichlormethan	75-00-2
33.	Dichlorphenol	120-83-2 (2,4-)
34.	Dichlorpropan; 1,2-	78-87-5
35.	Diethylhexylphthalat	117-81-7
36.	Diethylphthalat	84-66-2
37.	Dihydroxybenzol; 1,2-	120-80-9
38.	Dinitrophenol; 2,4-	51-28-5
39.	Dinitrotoluol; 2,4-	121-14-2
40.	Dinitrotoluol; 2,6-	606-20-2
41.	Dinitrotoluol; techn.	25321-14-6
42.	Epichlorhydrin	106-89-8
43.	Ethylbenzol	100-41-4
44.	Fluoranthren	206-44-0
45.	Fluoren	86-73-7
46.	Fluoride	7681-49-4 (NaF)
47.	Fluorsilikate	16893-85-9 (Na-)
48.	HCH; Gemisch	-
49.	HCH ; alpha-	319-84-6
50.	HCH ; beta-	319-85-7

Lfd. Nr.	Name	CAS-Nr.:
51.	HCH ; gamma-	58-89-9
52.	Hexachlorbenzol	118-74-1
53.	Hydrochinon	123-31-3
54.	Kresole	1319-77-3
55.	Kupfer u. Verb.	7440-50-8 (Cu)
56.	Mineralöle	8012-95-1
57.	Moybdän	7439-98-7
58.	Monochlorphenole	96-57-8 (2-CP)
59.	Naphthalin	91-20-3
60.	Natriummetavanadat	13718-26-8
61.	Nickel u. Verb.	7440-02-0 (Ni)
62.	Nitrobenzol	98-95-3
63.	Oktan	111-65-9
64.	PAH	-
65.	Pentachlorphenol	87-86-5
66.	Phenanthren	85-01-8
67.	Phenol	108-95-2
68.	Polychlor. Biphenyle	1336-36-3
69.	Polychlor. Naphthaline	-
70.	Pyridin	110-86-1
71.	Quecksilber (org.)	115-09-3
72.	Quecksilber (anorg.)	7439-97-6
73.	Selen u. Verb.	7782-49-2 (Se)
74.	Styrol	100-42-5
75.	TCDD/F	1746-01-6
76.	Teer/-öle	8007-45-2
77.	Tetraalkylblei	75-74-1 Pb(Et)4
78.	Tetrachlorethan; 1,1,2,2-	79-34-5
79.	Tetrachlorethen (PER)	127-18-4
80.	Tetrachlormethan	56-23-5
81.	Tetrachlorphenol	58-90-2 (2,3,4,6)
82.	Tetrahydrofuran	109-99-9
83.	Thallium u. Verb.	7440-28-0(Tl)
84.	Thiocyanate, anorg.	-
85.	Toluol	108-88-3
86.	Trichlorbenzol; 1,2,4-	120-82-1
87.	Trichlorethan; 1,1,1-	71-55-6
88.	Trichlorethan; 1,1,2-	79-00-5
89.	Trichlorethen	79-01-6
90.	Trichlorphenole; 2,4,5-	95-95-4
91.	Trimethylbenzol; 1,3,5-	108-67-8
92.	Trinitrotoluol; 2,4,6-	118-96-7
93.	Uran	7440-61-1
94.	Vanadiumpentoxid	1314-62-1
95.	Vanadylsulfat	27774-13-6
96.	Vinylchlorid	75-01-4
97.	Xylole	1330-20-7
98.	Zink u. Verb.	7440-66-6 (Zn)
99.	Zinn; anorg.	7440-31-5

2.4 Expositionannahmen im Rahmen der Ableitung von Prüfwerten

2.4.1 Nutzungsszenarien im Überblick

In Kapitel 2.1 wurden die für die Prüfwertberechnung für den direkten Übergang Boden - Mensch relevanten Nutzungsszenarien beschrieben:

- Kinderspielflächen
- Wohngebiete
- Park- und Freizeitanlagen
- Industrie- und Gewerbeflächen.

In Abhängigkeit von den Charakteristika der potentiell exponierten Personengruppen ist davon auszugehen, daß in den verschiedenen Szenarien unterschiedliche Expositionspfade relevant sind. Folgende Expositionspfade werden im Regelfall betrachtet:

- orale Bodenaufnahme
- inhalative Bodenaufnahme (Inhalation kontaminierter Stäube)
- dermale Bodenaufnahme (perkutane Resorption).

Danach ergeben sich für die verschiedenen Szenarien folgende zu berücksichtigende Expositionspfade.

Tabelle 5: In Abhängigkeit von der Nutzung zu betrachtende Expositionspfade

Exposition durch	orale BA ¹⁾	inhalative BA	dermale BA
Kinderspielflächen	X	X	X
Wohngebiete	X	X	X
Park- und Freizeitanlagen	X	X	X
Industrie- und Gewerbeflächen		X	

¹⁾ BA = Bodenaufnahme

Nachfolgend wird die Berechnung von Bodenwerten für die genannten Expositionspfade beschrieben.

2.4.1.1 Orale Bodenaufnahme

2.4.1.1.1 Expositionsfaktoren

Die Beurteilung der Wirkung von Schadstoffgehalten in Böden im Hinblick auf die menschliche Gesundheit hat nicht nur auf Basis einheitlicher toxikologischer Grundlagen, sondern auch auf Grund einheitlich verwendeter Annahmen und Faktoren zur Beschreibung der Expositionsbedingungen zu erfolgen. Dabei entscheidet i.d.R. die Nutzung der Fläche über den jeweils zu betrachtenden relevanten Expositionspfad und die betroffenen Personengruppen.

Es ist festzuhalten, daß die für die Ableitung von Bodenwerten zugrundezulegenden Bodenaufnahmeraten nicht streng wissenschaftlich i.S. umfangreicher Tests begründet sind. Sie können und sollten sich soweit wie möglich auf empirische Daten stützen. Vielfach ist es aber unumgänglich, auf Konventionen zurückzugreifen, die aber anhand empirischer Untersuchungen plausibel begründet sein müssen. Es werden folgende Annahmen für die Abschätzung der ingestiven Bodenaufnahme herangezogen:

Kinder: 10 kg Körpergewicht; 0,5 g Bodenaufnahme pro Tag.

Die Kalkulation der Expositionsbedingungen des Szenarios "spielendes Kind auf Kinderspielplatz" wird analog für die anderen Nutzungskategorien Wohngebiet bzw. Park- und Freizeitanlagen interpretiert, indem für diese eine jeweils geringere Exposition um den Faktor 2 bzw. Faktor 5 angenommen wird, die durch die geringere Zugänglichkeit des (offenen) Bodenmaterials gegeben ist. Die Expositionsfaktoren für das Szenario "spielendes Kind" sind an den in der internationalen Literatur angegebenen Untersuchungsbefunden orientiert.

Zur Begründung wird folgendes angeführt:

- Körpergewicht: Es wird davon ausgegangen, daß das Szenario "Kinderspielfläche" für Kinder im Alter von 1 bis 8 Jahren relevant ist. In der Literatur ist unumstritten, daß Kinder im Alter von 1 bis 3 Jahren verhaltensbedingt wesentlich mehr Bodenmaterial aufnehmen als Kinder im Alter von 4 bis 8 Jahren. In einer Zusammenstellung der AGLMB (BAGS, 1995) wird der Medianwert des Körpergewichtes von 1 bis 3jährigen mit 9,1 bis 15 kg, derjenige von 4 bis 6jährigen mit 16,2 bis 21,6 kg und der 7 bis 9jährigen mit 23,27 bis 29 kg ange-

geben; für den ungünstigen, seltenen Fall werden 7,6 und 13,54 bzw. 18,7 kg angegeben. Auf der Grundlage dieser Daten wird für die Ableitung von Prüfwerten im Sinne des ungünstigen Falles von einem Körpergewicht von 10 kg ausgegangen.

- Bodenaufnahme / Menge: Messungen und Beobachtungen zur durch Kinder beim Spielen regelmäßig aufgenommenen Bodenmengen liegen vorwiegend aus den USA und aus den Niederlanden vor. Die Interpretation und eine Übertragung der Ergebnisse auf deutsche Verhältnisse hat eine Reihe methodischer Probleme zu beachten. So benutzen die Schlüsselstudien unterschiedliche Untersuchungskonzepte bei unterschiedlichen untersuchten Zielgruppen. Beispiele hierfür sind etwa, ob und inwieweit die Aufnahme von Boden mit der von Hausstaub korreliert wird, ob und inwieweit die Aufnahme von Schadstoffen durch die Nahrung und durch andere Quellen erfaßt wird. Zudem ist zu berücksichtigen, daß der Untersuchungszeitraum (z.B. zwei mal vier Tage) zu kurz ist, um Aussagen über die gewöhnlich übliche Aufnahme abzuleiten und daß teilweise Probleme durch eine unvollständige Probennahme hinsichtlich Nahrungsmitteln, Urin und Stuhl beobachtet werden und Unsicherheit über die Heterogenität der Stoffgehalte der untersuchten Böden besteht. Schließlich ist auch die soziale Stellung der untersuchten Kinder zu beachten (z.B. Universitätskindergarten in den USA). Die U.S.-EPA hat eine Überarbeitung des "Exposure Factors Handbook" vorgelegt (EPA, 1997). Hierin wird festgehalten, daß die in der Literatur angegebenen Mittelwerte eine Annahme von 200 mg/Tag Bodenaufnahme stützen, wobei jedoch die Möglichkeit eingeräumt wird, daß sich eine höhere Aufnahme ergibt, wenn über einen längeren Zeitraum gemessen würde. Aus den Studien ergeben sich laut EPA obere Perzentilwerte (90. Perzentil) von 106 mg/Tag bis 1 432 mg/Tag, im Mittel 383 (nur Boden-ingestion) bzw. 587 mg/Tag (Boden- und Staubingestion).

Eine neuere Untersuchung mit 64 Kindern im Alter von 1 bis 6 Jahren in den USA, die in der Nähe eines mit Arsen kontaminierten Bereichs lebten, ergab eine Bodenaufnahme von im Mittel 117 mg/Tag und einem 90. Perzentil von 277 mg/Tag. Der Maximalwert lag bei 899 mg/Tag (Walker und Griffin, 1998). Diese Angaben stützen die hier gewählte Vorgehensweise, im Sinne des Grundsatzes, daß der ungünstige Fall zur Ableitung von Prüfwerten herangezogen werden soll, von 500 mg/Tag auszugehen.

- Bodenaufnahme / Frequenz: Die Unterstellung, daß eine Bodenaufnahme an 365 Tagen im Jahr stattfindet, erscheint unter mitteleuropäischen Witterungsbedingungen und bei den bestehenden sozialen Verhältnissen nicht plausibel. Es muß davon ausgegangen werden, daß bei "schlechtem Wetter" andere Freizeitmöglichkeiten genutzt werden. Andererseits gibt das o.g. EPA-Handbuch zu bedenken, daß, obwohl die Expositionsmessungen durchweg im Sommer vorgenommen worden sind, eine Bodenaufnahme während der Wintermonate nicht als null anzusehen ist. Im Sinne einer Annahme des ungünstigen Falles ist daher eine entsprechend angepaßte Frequentierung anzunehmen. Allerdings liegen entsprechende Untersuchungen des Freizeitverhaltens für Deutschland nicht vor. Als plausible Annahme wird daher eine Nutzungsfrequenz von 240 Tagen im Jahr angenommen. Dies erscheint auch im Hinblick auf die Exposition bei anderen Nutzungen (Wohngebiete) als eine konsistente Annahme.

Zur Beurteilung von Industrie- und Gewerbeflächen und der dort vorherrschenden inhalativen Bodenaufnahme, erscheint die Anwendung eines pauschalen Multiplikationsfaktors auf die anderen Nutzungsklassen wegen der unterschiedlichen Aufnahmepfade nicht begründet. Der andere Expositionspfad, der ggfs. andere Wirkort und die möglicherweise unterschiedliche Resorption in der Lunge und im Magen-Darm-Trakt machen die Quantifizierung der inhalativen Bodenaufnahmerate notwendig.

Versuche zur Quantifizierung der ingestiven Bodenaufnahme durch Erwachsene haben bei sehr schmaler Datenbasis zur Annahme einer minimalen ingestiven Bodenaufnahme geführt. Sie dokumentiert im Grunde nur, daß Erwachsene Boden oral aufnehmen, die Menge aber zu vernachlässigen ist. Zur Abschätzung der ingestiven Bodenaufnahme durch Erwachsene geben die US-amerikanischen Studien keine ausreichend verlässliche Entscheidungsgrundlage für die Ableitung von Bodenwerten. In der Literatur (und auch in dem weiter oben genannten Exposure Factor Handbook) (EPA, 1997) wird von 50 mg/Tag ausgegangen. Diese Annahme stellt einen selbst im Vergleich zu den für die Bodenaufnahme durch Kinder angestellten Überlegungen recht willkürlichen Versuch dar, zu signalisieren, daß die Bodenaufnahme durch Erwachsene nicht "vergessen" worden ist.

Das Bemühen, die Variabilität von Wirkungsdaten sowie die Bandbreite ((Un-)Sicherheit) von Annahmen und Daten zur Exposition zu berücksichtigen, hat vor allem in den USA, NL und

UK zu Ansätzen geführt, statistische Häufigkeitsverteilungen mit sogenannten Monte-Carlo - Methoden zu berechnen. Hierdurch soll eine verbesserte Absicherung der getroffenen Konventionen erreicht werden. Eine Analyse von Häufigkeitsverteilungen kann, soweit die statistischen Voraussetzungen hinsichtlich der Kollektivgröße etc. gegeben sind, auch zur weiteren Sachverhaltsermittlung im Einzelfall eingesetzt werden. Insbesondere können statistische Analysen von Häufigkeitsverteilungen dazu dienen, zu prüfen, ob mehrfache Verknüpfungen von "ungünstigen Fällen" zu einem unverhältnismäßig unwahrscheinlichen Fall führen.

-5

2.4.1.1.2 Direkte Bodenaufnahme bei Kanzerogenen

Als toxikologische Basisdaten liegen im Falle von Kanzerogenen Krebsrisikoberechnungen vor, die das zusätzliche Krebsrisiko bei lebenslanger Aufnahme einer Einheitsdosis darstellen (siehe Kap. 2.3.1). Bei krebserzeugenden Stoffen wird von einem kalkulatorischen Krebsrisiko von

$1 \cdot 10^{-5}$ je Einzelstoff durch die orale Bodenaufnahme ausgegangen. Ein Gefahrenbezug wird dann gesehen, wenn das Populationsrisiko von $5 \cdot 10^{-5}$ überschritten wird. Dementsprechend beträgt die gefahrenbezogene Körperdosis das 5fache der mit einem Krebsrisiko von $1 \cdot 10^{-5}$ verknüpften Dosis (siehe Kap. 2.3.2).

Bei den nachfolgenden Berechnungen wird im Falle der kanzerogenen Stoffe mit Bezug auf das Lebenszeitrisko proportional auf die Expositionszeit bzw. die zu bewertende kumulierte Dosis umgerechnet. Dies bedeutet, daß die einem kalkulatorischen Risiko von entsprechend 1 : 100.000 aufgenommene lebenslange Schadstofffracht auf die 8 Jahre, in denen die orale Bodenaufnahme relevant ist, verteilt werden muß. Dies ergibt mit einem angenommenen Lebensalter von 70 Jahren und der angenommenen Bodenaufnahmezeit von 8 Jahren den Faktor L von 8,75 ($70 \text{ a} / 8 \text{ a}$). Diese Vorgehensweise unterstellt, daß ab dem achten Lebensjahr keine Exposition durch orale Aufnahme aus der schädlichen Bodenveränderung mehr erfolgt und daß von einer linearen Beziehung zwischen Krebsrisiko und Expositionszeit ausgegangen wird..

Zur Frage einer höheren Sensibilität von Kindern gegenüber kanzerogenen Stoffen liegen für einige Stoffe experimentelle Hinweise vor. Diese wurden zusammenfassend in Kap. 2.3.1.11 beschrieben.

2.4.1.1.3 Berechnungsformeln für die orale Bodenaufnahme

Berechnungsformel für nichtkanzerogene Wirkung

Mit den oben beschriebenen Expositionsfaktoren

- Körpergewicht 10 kg
- tägliche orale Bodenaufnahme: 500 mg/d
- Aufenthaltszeit 240 d/a

ergibt sich eine orale Bodenaufnahmerate von 33 mg/kg · d im Szenario Kinderspielflächen.

Für die Szenarien Wohngebiet sowie Park- und Freizeitflächen ergeben sich mit der Annahme einer um den Faktor 2 bzw. 5 geringeren täglichen Bodenaufnahme folgende Bodenaufnahmeraten:

- Wohngebiet: 16,5 mg/kg · d
- Park- und Freizeitflächen: 6,6 mg/kg · d

Der Prüfwert für Kinderspielflächen wird dann wie folgt berechnet:

Formel 1:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Gefahrenbezogene Körperdosis}}{\text{Bodenaufnahmerate}} \\ &= \frac{\text{Zugeführte Dosis} \cdot (\text{Gefahrenf. } F_{(Gef)} - \text{Standardw. Hintergrund})}{\text{Bodenaufnahmerate}} \end{aligned}$$

$$= \frac{\text{Zugeführte Dosis} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right] \cdot (F_{(Gef)} - 0,8)}{33 \frac{\text{mg}}{\text{kg} \cdot \text{d}}}$$

Gefahrenbezogene Körperdosis = nach Kap. 2.3.2 .
 Bodenaufnahmerate = nach Kap. 2.4.1.1
 zugeführte Dosis (auf Zufuhr

umgerechnete tolerierbare resorbierte Dosis)	= nach Kap. 2.3.1
Gefahrenfaktor	= nach Kap. 2.3.2
Standardwert Hintergrund	= nach Kap. 2.3.3

Die Berechnung für Wohngebiete bzw. Park- und Freizeitflächen erfolgt analog mit dem jeweiligen Wert für die Bodenaufnahmerate.

Berechnungsformel für kanzerogene Wirkung

Mit den oben beschriebenen Expositionsannahmen zur Bodenaufnahme nur während der ersten 8 Lebensjahre ergibt sich wie oben beschrieben ein Expositionszeitfaktor L von 8,75. Bewertungsgrundlage ist die Dosis, die einem Risiko von 1 : 100.000 (= $1 \cdot 10^{-5}$) entspricht. Der Gefahrenfaktor ist wie oben beschrieben im Falle von kanzerogenen Wirkungen 5. Mit den obigen Bodenaufnahmeraten ergibt sich als Berechnungsformel für die orale Exposition gegenüber kanzerogenen im Szenario Kinderspielflächen:

Formel 2:

$$\begin{aligned}
 \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Gefahrenbezogene Körperdosis} \cdot \text{Expositionszeitfaktor } L}{\text{Bodenaufnahmrage}} \\
 &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \cdot \text{Gefahrenfaktor } F_{(\text{Gef})} \cdot L}{\text{Bodenaufnahmerate}} \\
 &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right] \cdot 5 \cdot 8,75}{33 \frac{\text{mg}}{\text{kg} \cdot \text{d}}}
 \end{aligned}$$

Expositionszeitfaktor = nach Kap. 2.4.1.1.2 i.V. mit 2.3.1.11

Dosis bei Risiko 10^{-5} = nach Kap. 2.3.1.5

Die Berechnung für Wohngebiete bzw. Park- und Freizeitflächen erfolgt analog mit dem jeweiligen Wert für die Bodenaufnahmerate.

2.4.1.2 Inhalative Bodenaufnahme in den Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete sowie Park- und Freizeitanlagen

2.4.1.2.1 Expositionsfaktoren

Ergänzend zu der Berechnung der oralen Schadstoffaufnahme wird die inhalative Aufnahme von Boden-Feinpartikeln insbesondere für solche Stoffe berücksichtigt, bei denen die inhalative Aufnahme wesentlich toxischer ausfällt als die orale (andere Endpunkte, andere Resorption).

Im Nutzungsszenario Kinderspielflächen kommt der Wert von 1 mg/m^3 Staub in der Luft zur Anwendung. Dieser Wert basiert auf einem Simulationsversuch bei Gartenarbeit unter trockenen Witterungsbedingungen zur Abschätzung der Exposition eines während der Gartenarbeit in der Nähe spielenden Kindes. Der Versuch ist im Bericht der Arbeitsgruppe "Risikoabschätzung und -bewertung in der Umwelthygiene" des Ausschusses für Umwelthygiene (AUH) der AGLMB (BAGS, 1995) angeführt. Es wurden 6 mg/m^3 atembarer Staub gemessen, so daß die hier als wirkungsrelevant angenommene Menge plausibel erscheint.

In der Prüfwertberechnung für inhalative Aufnahme ist ein Anreicherungsfaktor Boden/Staub zu berücksichtigen.

Anreicherungsfaktor (A)

Die Feinkornfraktion des Bodens weist aufgrund physikalischer Gegebenheiten eine relativ zur Grobkornfraktion (und zur Masse) höhere Anreicherung von Schadstoffen auf. Zur Berücksichtigung dieser relativ höheren Anreicherung von Schadstoffen in der Feinkornfraktion wird ein Anreicherungsfaktor von 5 für anorganische Stoffe und Faktor 10 für organische Stoffe angenommen. Soweit in Einzelfällen für zu bewertende Böden besondere Materialien wie z.B. Kohlestaub vorkommen und bewertungsrelevant sind, ist der Anreicherungsfaktor unter Umständen anzupassen.

Der Faktor 5 für anorganische Stoffe ist für Blei aus der Studie Dresch et al. (1976) belegt, andere Untersuchungen stützen dies (Reich und Frels, 1992). Über die Anreicherung organischer Stoffe liegen keine Informationen aus der Literatur vor. Erfahrungen aus den Dioxin-Messungen im Kieselrot zeigen, daß abhängig von den verglichenen Korngrößenfraktionen verschiedene starke Anreicherungen gefunden werden. Der Faktor zehn scheint aber ausreichend konservativ.

2.4.1.2.2 Berechnungsformeln

Bodenaufnahmeraten

Für das Expositionsszenario Kinderspielfläche und inhalative Bodenaufnahme wird für das Schutzgut Kind

- mit einem Körpergewicht von 10 kg,
- einem Atemvolumen bei mäßiger Aktivität 15 m³/d (= 0,625 m³/h),
- einer Spielzeit von 2 h/d an 240 d/a,
- einem angenommenen Staub-Konzentrationswert von 1 mg/m³ Luft

eine Aufnahmerate von 0,082 mg/kg · d zugrundegelegt. Für die Szenarien Wohngebiet sowie Park- und Freizeitflächen ergeben sich wiederum mit der Annahme einer um den Faktor 2 bzw. 5 geringeren täglichen Bodenaufnahme folgende Bodenaufnahmeraten:

- Wohngebiet: 0,041 mg/kg · d
- Park- und Freizeitflächen: 0,0205 mg/kg · d

Der Bodenwert für die inhalative Staubaufnahme auf Kinderspielflächen ergibt sich dann wie folgt:

Formel 3:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Zugeführte Dosis} \cdot (\text{Gefahrenf. } F_{(Gef)} - \text{Standardw. Hintergrund})}{\text{Bodenaufnahmerate} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{\text{Zugeführte Dosis} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right] \cdot (F_{Gef} - 0,8)}{0,082 \frac{\text{mg}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \cdot A} \end{aligned}$$

Die Berechnung für Wohngebiete bzw. Park- und Freizeitflächen erfolgt analog mit dem jeweiligen Wert für die Bodenaufnahmerate.

Respirationstoxische Stoffe

Für Stoffe, bei denen die lokale Wirkung im Atemtrakt bewertungsrelevant ist, wird eine tolerable Luftkonzentration, die Referenz-Konzentration (RK) angegeben (siehe 2.3.1). In diesem

Fall wird bei der Prüfwertberechnung keine Körperdosis berechnet. Bei Wirkungen auf den Atemtrakt ist davon auszugehen, daß die lokale Konzentration am Wirkort und nicht die in den Körper aufgenommene Dosis entscheidend für die Ausprägung der Wirkung ist. Es kann deshalb eine Äquipotenz der Expositionskonzentration bei Individuen unterschiedlichen Körpergewichts angenommen werden. Mit den obigen Angaben zur Aufenthaltszeit kann ein Gewichtungsfaktor G von 18,25 (24 h/2 h x 365 d/240 d) angegeben werden, der die anteilige Aufenthaltszeit berücksichtigt. Als Staubkonzentration wird wie oben 1 mg/m³ verwendet.

Formel 4:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Referenzkonzentration } RK \cdot F_{\text{Gef}} \cdot \text{Gewichtungsfaktor } G}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{RK \left[\frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right] \cdot F_{\text{Gef}} \cdot 18,25}{1 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A} \end{aligned}$$

Kanzerogene Stoffe

Im Falle von Stoffen mit krebserzeugender Wirkung wird analog zur Vorgehensweise bei oraler Exposition verfahren. Bewertungsgrundlage ist die zugeführte Körperdosis, die aus einer lebenslangen Inhalation des Stoffes resultiert, und zwar bei einer Konzentration, die einem zusätzlichen Krebsrisiko von 1 zu 100.000 entspricht. Der Gefahrenfaktor F_(Gef) ist wiederum 5. Die Annahme, daß nur in den ersten 8 Lebensjahren eine Exposition gemäß den hier behandelten Szenarien erfolgt, resultiert im Expositionszeitfaktor 8,75. Wie bei nichtkanzergener inhalativer Belastung wird die Anreicherung von Schadstoffen im Staub mit dem Anreicherungsfaktor A (für Metalle 5, für organische Stoffe 10) berücksichtigt.

Formel 5:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \cdot \text{Gefahrenfaktor } F_{(Gef)} \cdot \text{Expositionszeitfaktor } L}{\text{Bodenaufnahmerate} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right] \cdot 5 \cdot 8,75}{0,082 \frac{\text{mg}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \cdot A} \end{aligned}$$

Wie für nichtkanzerogene respirationstoxische Stoffe beschrieben, wird auch im Falle von kanzerogenen Stoffen, die vorwiegend lokale Tumoren im Atemtrakt verursachen, auf die Berechnung einer tolerablen Körperdosis verzichtet. Als Bewertungsgrundlage wird die Luftkonzentration zugrundegelegt, die einem zusätzlichen Krebsrisiko von 1 zu 100.000 entspricht. Analog zur Vorgehensweise bei Formel 4 findet die anteilige Expositionszeit von 2 h pro Tag und 240 Tagen pro Woche im Gewichtungsfaktor G ($24/2 \times 365/240 = 18,25$) Berücksichtigung. Es wird wiederum die Staubkonzentration zu 1 mg/m^3 festgelegt.

Formel 6:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Konz. bei Risiko } 10^{-5} \cdot F_{(Gef)} \cdot \text{Gewichtungsf. } G \cdot \text{Expositionszeitf. } L}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{\text{Konz. bei Risiko } 10^{-5} \left[\frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right] \cdot 5 \cdot 18,25 \cdot 8,75}{1 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A} \end{aligned}$$

2.4.1.3 Inhalative Bodenaufnahme im Szenario Industrie- und Gewerbegrundstücke

2.4.1.3.1 Expositionsfaktoren

Wesentlicher Expositionspfad für die Ableitung der Prüfwerte im Szenario Industrie- und Gewerbegrundstücke ist die langfristige inhalative Aufnahme. Bei der Abschätzung der inhalativen Exposition sind mehrere expositionsabhängige Parameter zu berücksichtigen. Bei partikulären Verunreinigungen handelt es sich um die Atemrate, die Expositionshäufigkeit, die Be-

stimmung der lungengängigen Fraktion bzw. des Anteils atembaren Staubes am Gesamtstaub, die Deposition der eingeatmeten staubförmigen Partikel, die Anreicherung bzw. den Kontaminationsanteil im Boden im Verhältnis zum Staub sowie der Staubkonzentration in der Außenluft. Eine umfassende Abschätzung aller Faktoren zur Charakterisierung des Expositionsszenarios ist für die Ableitung von Prüfwerten nicht erforderlich.

Vereinfachend werden folgende expositionsabhängige Faktoren festgelegt:

- a) angenommene Staubkonzentration (mg/m^3) entspricht dem Anteil des aufgenommenen Staubes
- b) dauernde hohe körperliche Aktivität wird ausgeschlossen
- c) Expositionshäufigkeit (h, d)
- d) Anreicherungsfaktor (Anteil feinkörnige Staubpartikel / Schadstoffkonzentration Boden)
- e) Deposition 100 %.

In Abgrenzung zu den Regelungen des Arbeitsschutzes wird auf folgendes hingewiesen:

Eine maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK) nach Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) ist die Konzentration eines Arbeitsstoffes in der Luft, bei der im allgemeinen die Gesundheit des Arbeitnehmers nicht beeinträchtigt wird. MAK-Werte werden auf Vorschlag der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft vom Ausschuß für Gefahrstoffe (AGS) aufgestellt als höchstzulässige Konzentration von Arbeitsstoffen als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei wiederholter und langfristiger, in der Regel achtstündiger Exposition, jedoch bei Einhaltung einer durchschnittlichen Wochenarbeitszeit von 40 h im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigen und diese nicht unangemessen belästigt (entsprechend GefStoffV § 3 (5)).

Eine Technische Richtkonzentration (TRK) nach Gefahrstoffverordnung ist die Konzentration eines Stoffes in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem Stand der Technik erreicht werden kann (§ 3 (7) GefStoffV). TRK-Werte werden vom AGS aufgestellt.

Die Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz werden in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe, TRGS, festgelegt (TRGS 900, Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz – "Luftgrenzwerte", Bundesarbeitsblatt 5/1998, S.63). Die TRGS geben allein Werte für Arbeitsstoffe in ml/m^3 für die Luft am Arbeitsplatz an, nicht für andere Medien und andere Schadstoffe. Sie enthalten

insbesondere keine auf Feststoffe und Böden bezogenen Angaben. Für die Festlegung der Höhe der Werte sind maßgeblich (nach: HVBG, 1994):

- die Möglichkeit, die Stoffkonzentrationen im Bereich des TRK-Wertes analytisch zu bestimmen,
- der derzeitige Stand der verfahrens- und lüftungstechnischen Maßnahmen unter Berücksichtigung des in naher Zukunft technisch Erreichbaren,
- die Berücksichtigung vorliegender arbeitsmedizinischer Erfahrungen oder toxikologischer Erkenntnisse.

Die genannten Kriterien machen deutlich, daß zum Zweck der toxikologisch begründeten Ableitung von Bodenwerten nicht auf die auch durch technische Gesichtspunkte mitbestimmten TRK-Werte abgestellt werden kann. Der unterschiedliche Schutzzweck (Luft am Arbeitsplatz, Boden in der Umgebung der Anlage und an unversiegelten Stellen eines Betriebsgeländes) macht darüber hinaus deutlich, daß eine Überschneidung der Regelungsbereiche (Arbeitsschutz - umweltbezogene Gefahrenbeurteilung schädlicher Bodenveränderungen) nicht gegeben ist. Dessen ungeachtet gelten die Maßstäbe des Arbeitsschutzes beim Arbeiten an und mit kontaminierten Böden.

Expositionsdauer (D)

Da sich die toxikologischen Basisdaten auf eine dauerhafte Exposition (24 h/d, 365 d/a) beziehen, aber im Bereich von Industrie- und Gewerbegrundstücken die Exposition nur während der Arbeitszeit gegeben ist, wird ein Gewichtungsfaktor eingeführt. Dieser Faktor gibt die Relation Stunden pro Jahr zu Stunden Aufenthaltsdauer im Bereich von belasteten Industrie- und Gewerbegrundstücken pro Jahr an.

Dabei wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Arbeitszeit: 8 h/d an 5 d/w und 45 w/a.
- Reduzierung der Exposition gegenüber Staub durch Bodenfeuchte und andere Faktoren auf 1/3 des Jahres.

Die Expositionsdauer (D) berechnet sich demnach wie folgt:

$$D = 45 \text{ w/a} \times 5 \text{ d/w} \times 8 \text{ h/d} : 3 = 600 \text{ h/a.}$$

Als Gewichtungsfaktor Z ergibt sich somit:

$$Z = 365 \text{ d/a} \times 24 \text{ h/d} : 600 \text{ h/a} = 14,6.$$

Die Anzahl der Tage mit für den Wirkungspfad relevanter Verwehung von Bodenmaterial ist nur mit vereinfachten Annahmen abzuschätzen. Zu berücksichtigen sind i.w. zwei Einflußfaktoren:

- a) Windgeschwindigkeit
- b) Niederschlag (als Einflußfaktor auf die Bodenfeuchte, die die Abwehung verhindert).

Wiesert et al. (1996) geben an, daß Winderosion im wesentlichen bei Windgeschwindigkeiten von mehr als 7 m/s (gemessen in 10 m Höhe) eine Rolle spielt (diese Zahl ist wenig belegt, Verwirbelungen am Boden werden nicht berücksichtigt). Angaben einer Wetterstation (Bocholt) besagen, daß an 92 - 100 Tagen des Jahres Windgeschwindigkeiten von mehr als 6 m/s (in 10 m Höhe) auftreten. Für die Belastung von angrenzenden Flächen ist zu berücksichtigen, daß die Windrichtung wechselt. An etwa einem Drittel aller Tage im Jahr fällt an der genannten Wetterstation mindestens 1 mm Niederschlag. Diese Angaben sind naturgemäß regional sehr unterschiedlich.

Angenommene Staubkonzentration (E)

In Anlehnung an die Konventionen der US-EPA (EPA 1997) mit $0,1 \text{ mg/m}^3$ als niedrige bzw. 2 mg/m^3 als hohe Staubkonzentration sowie des RIVM mit $0,165 \text{ mg/m}^3$ als mittlere bzw. $0,382 \text{ mg/m}^3$ als höchste ermittelte Staubkonzentration in niederländischen Industriegebieten wird der Ableitung eine Staubexposition von 1 mg/m^3 für 2 h/d und $0,1 \text{ mg/m}^3$ für 6 h/d zugrundegelegt. Daraus ermittelt sich eine durchschnittliche Staubkonzentration von $0,325 \text{ mg/m}^3$ für 8 h/d (Arbeitszeit als Expositionszeit).

Anreicherungsfaktor (A)

Als Anreicherungsfaktor für Schadstoffe in der Feinkornfraktion des Bodens wird 5 für Metallverbindungen bzw. 10 für organische Stoffe festgelegt. Die Begründung für diese Faktoren wurde bereits in Kapitel 2.3.4.3.1 dargelegt.

2.4.1.3.2 Berechnungsformeln

Bewertungsgrundlage für die Betrachtung nichtkanzergener Wirkungen ist die dem TRD-Wert für langfristige inhalative Exposition entsprechende Luftkonzentration bzw. im Falle von Stoffen mit lokaler Wirkung auf den Atemtrakt die Referenz-Konzentration RK.

Die anteilige Aufenthaltszeit unter Arbeitsplatz-typischen Bedingungen wird mit dem oben beschriebenen Gewichtungsfaktor Z berücksichtigt.

Formel 7:

Im Falle von Stoffen mit lokaler Wirkung auf den Atemtrakt resultiert mit der Referenz-

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{TRD - analoge Konz.} \cdot (F_{(Gef)} - \text{Hintergrund}) \cdot \text{Gewichtungsf. } Z}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{\text{TRD - analoge Konz.} \left[\frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right] \cdot (F_{(Gef)} - 0,8) \cdot 14,6}{0,325 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A} \end{aligned}$$

Konzentration RK eine analoge Formel. Allerdings findet in diesen Fällen die allgemeine Hintergrundbelastung keine Berücksichtigung.

Formel 8:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Referenzkonzentration RK} \cdot F_{(Gef)} \cdot \text{Gewichtungsfaktor } Z}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{\text{RK} \left[\frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right] \cdot F_{(Gef)} \cdot 14,6}{0,325 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A} \end{aligned}$$

Kanzerogene Stoffe

Die Ableitung von Prüfwerten für kanzerogene Stoffe erfolgt weitgehend analog zu der für nichtkanzerogene. Bewertungsgrundlage ist die Schadstoffkonzentration in der Luft, die einem zusätzlichen Risiko von 1 zu 100.000 entspricht. Der Gefahrenfaktor im Falle kanzerogener Wirkungen ist wiederum 5.

Da bei kanzerogenen Stoffen die kumulative Exposition über die gesamte Lebenszeit zu berücksichtigen ist und die Krebsrisikoberechnungen sich auf eine kontinuierliche Exposition über die gesamte Lebenszeit (70 Jahre) beziehen, wird die Relation Lebenszeit zu Expositionszeit wie folgt berechnet:

Die Lebenszeit, ausgedrückt in Stunden, beträgt bei einer angenommenen mittleren Lebenserwartung von 70 Jahren $70 \text{ a} \times 365 \text{ d/a} \times 24 \text{ h/d} = 613.200 \text{ h}$.

Die Expositionszeit im Bereich einer unbefestigten Industrie-/Gewerbefläche beträgt nach den in Kapitel 2.3.4.4.1 genannten Prämissen bei einer Arbeitszeit von 20 Jahren 12.000 h, bei einer Arbeitszeit von 40 Jahren 24.000 h. Der Gewichtungsfaktor (Z) beträgt somit 51,6 bei einer Arbeitszeit von 20 Jahren und 25,8 bei einer Arbeitszeit von 40 Jahren.

Formel 9:

$$\begin{aligned} \text{Prüfwert [mg/kg]} &= \frac{\text{Konz. bei Risiko } 10^{-5} \cdot F_{(\text{Gef})} \cdot \text{Gewichtungsfaktor } Z}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor } A} \\ &= \frac{\text{Konz. bei Risiko } 10^{-5} \left[\frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right] \cdot 5 \cdot 51,6 \text{ (bzw. } 25,8)}{0,325 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A} \end{aligned}$$

2.4.1.4 Dermaler Bodenkontakt und perkutane Aufnahme

2.4.1.4.1 Datengrundlage und Methode

Experimentelle Untersuchungen zur perkutanen Bioverfügbarkeit von bodenassoziierten Schadstoffen am Tier liegen nur für wenige Stoffe vor (siehe Tabelle 8 sowie EPA, 1992). Eine relevante Resorption durch die Haut wird vor allem bei organischen Stoffen mit amphiphilem Verhalten (d.h. mit lipophilem Charakter bei gleichzeitig nicht zu geringer Wasserlöslichkeit) vermutet. Die Situation bei anorganischen Stoffen ist noch schwieriger zu beurteilen. Generell wird bei Metallverbindungen die perkutane Resorption aus dem Boden für vernachlässigbar gehalten. Aufgrund der komplexen Bindungssituation im Boden und den im Vergleich zu organischen Stoffen fehlenden Anhaltspunkten wird im Falle der anorganischen Stoffe davon ausgegangen, daß die dermale Exposition nicht von Bedeutung ist.

Von den hier zur Diskussion stehenden organischen Substanzen wurde Pentachlorphenol von der Arbeitsgruppe um Wester und Maibach (Wester et al., 1993a) *in vitro* und *in vivo* am Rhesusaffen untersucht (siehe unten). Dieselbe Arbeitsgruppe unternahm auch analoge Untersuchungen an Rhesusaffen mit DDT und Benzo(a)pyren (Wester et al., 1990) sowie mit polychlorierten Biphenylen (Wester et al., 1993b).

Weiter liegen Arbeiten einer Gruppe aus New Jersey, USA, zu Benzol, Xylol, Toluol und Phenol vor (Skowronski et al., 1990; Abdel-Rahman et al., 1992; Abdel-Rahman et al., 1993; Skowronski et al., 1994). Für alle Stoffe wurde eine praktisch vollständige Resorption der auf die Haut aufgetragenen Menge beobachtet. Diese *in vitro*- und *in vivo*-Untersuchungen (Rattenmodell) wurden jedoch mit einer Suspension des Bodens in den Substanzen (Konzentration der Stoffe im Boden > 20 %) durchgeführt. Sie repräsentieren deshalb eher das Verhalten von reinen Stoffen und sind nicht aussagekräftig für die Situation in Böden. Außerdem wurden die Untersuchungen in einer Anordnung durchgeführt, die das Verdampfen der flüchtigen Stoffe verhindert. Dies führt zu höheren Resorptionsquoten als unter realen Bedingungen. Dabei wurde erst der Boden auf die Haut der Tiere aufgebracht und die Substanzen anschließend in reiner Form zugegeben, so daß eine Durchmischung mit und Bindung an den Boden nicht gewährleistet war (siehe auch Diskussion hierzu in EPA, 1992). Aus diesen Gründen werden die Ergebnisse dieser Untersuchungen nicht zur Beurteilung der perkutanen Resorption von bodenassoziierten Schadstoffen herangezogen.

Bei fehlenden experimentellen Daten besteht die Möglichkeit, durch Modellierung eine Abschätzung der realen Verhältnisse vorzunehmen. Folgende Modellansätze sind vorhanden (eine Übersicht hierzu siehe in EPA, 1992):

Abschätzung der perkutanen Resorption von Stoffen nach dermaletem Bodenkontakt

- ausgehend von den Haut-Permeabilitätskoeffizienten für Schadstoffe in wässriger Umgebung (Haut-Wasser-Permeabilitätskoeffizient, K_p) (Reifenrath, 1994)
- ausgehend vom Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und von der Henry-Konstanten (McKone, 1990).

Beide Ansätze sind eingeschränkt durch den Mangel an Daten zur Validierung. In Tabelle 6 sind die wesentlichen experimentellen *in vivo*-Befunde zur perkutanen Resorption von Schad-

stoffen aus Boden dargestellt. Die Mehrzahl der Arbeiten stammt aus der Arbeitsgruppe um Wester und Maibach. Die Ergebnisse können mit den Modellaussagen verglichen werden.

McKone (McKone, 1990, sowie Weiterentwicklung in McKone und Howd, 1992) schlug ein Modell für nichtionische organische Substanzen vor, das den Diffusionsprozeß aus dem Boden durch die Haut beschreibt und damit eine Abschätzung des perkutan resorbierten Anteils ermöglicht. Wesentliche Einflußgrößen sind dabei der Oktanol-Wasserverteilungskoeffizient $P_{O/W}$ und die Henry-Konstante K_h . Auf die mathematischen Details des Modells wird an dieser Stelle nicht eingegangen. Im Ergebnis lassen sich nach McKone (1990) die Substanzen nach ihren physiko-chemischen Eigenschaften einteilen: Für Stoffe mit einer Lipophilie im Bereich von Werten für $P_{O/W}$ von 10 bis 10^6 wird die Resorption in Abhängigkeit von der Henry-Konstante¹⁾ wie folgt vorhergesagt:

Klasse 1:	$K_h < 0,001$:	100 %	in 12 h
Klasse 2:	$0,001 < K_h < 0,01$:	40 % - 100 %	in 12 h
Klasse 3:	$K_h > 0,01$:	< 40 %	in 12 h
Klasse 4:	$K_h > 0,1$:	< 3 %	in 12 h

In Tabelle 7 ist eine qualitative Einordnung der Stoffe nach diesen Kriterien gegeben. Einige der sehr lipophilen Stoffe (DDT, Benzo(a)pyren, PCB) überschreiten danach knapp die Grenze für den Oktanol-Wasserverteilungskoeffizienten von 10^6 . Näherungsweise können aber auch diese Stoffe aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften der Klasse 1 zugeordnet werden.

Der Versuch einer Validierung anhand der experimentellen Ergebnisse aus 7 zeigt, daß das Modell von McKone (1990) für diese Stoffe zu hohe resorbierte Anteile vorhersagt. Vom Modell werden Resorptionsquoten abgeschätzt, die weit über den experimentell gefundenen Werten liegen. Die höchste Resorption im in vivo-Versuch wies Pentachlorphenol mit 24,4 % auf. Dabei ist zu beachten, daß die experimentellen Ergebnisse bei längerer Expositionszeit (24 h)

¹⁾ Die Henry-Konstante kann dimensionslos (K_h) oder mit der Einheit $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, dann als H benannt, angegeben werden: $H = 101080 \cdot R \cdot T \cdot K_h = 2430 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol} \cdot K_h$
mit $R =$ ideale Gaskonstante ($8,206 \cdot 10^{-5} \text{ Pa} \cdot \text{m}^3 \text{ K}/\text{mol}$) und $T =$ Temperatur (293 K)

gewonnen wurden, während die Modellaussagen für den Zeitraum von 12 Stunden gelten. Eine Korrektur auf gleiche Zeiträume würde die Diskrepanz noch verschärfen.

Tabelle 6: Ergebnisse von in vivo-Untersuchungen am Tier zur perkutanen Resorption von bodengebundenen Schadstoffen (für die Stoffe wird zusätzlich der Haut-Wasser-Permeabilitätskoeffizient angegeben)

Substanz	in vivo-Modell	Resorption	Applikationszeit	Hautbedeckung mg/cm ²	Quelle	Einordnung nach McKone ¹⁾	K _p ²⁾ cm/h
Pentachlorphenol	Rhesusaffe	24,4 %	24 h	40	Wester et al., 1993a	1	0,65 (s)
DDT	Rhesusaffe	3,3 %	24 h	40	Wester et al., 1990	P _{O/W} > 10 ⁶	0,43 (s)
Benzo(a)pyren	Rhesusaffe	13,2 %	24 h	40	Wester et al., 1990	P _{O/W} > 10 ⁶	1,2 (s)
Chlordan	Rhesusaffe	4,2 %	24 h	40	Wester et al., 1992	1	0,052 (s)
2,4-Dichlorphenoxyessigsäure	Rhesusaffe	10 - 16 % 2,2 % 0,05 %	24 h 16 h 8 h	1 oder 40	Wester et al., 1996		
PCB	Rhesusaffe	14 %	24 h	?	Wester et al., 1993b	P _{O/W} > 10 ⁶	0,71 (s) (HCBP)
2,4,6-Trinitrotoluol	Schwein	3,3 %	96 h	1	Reifenrath, 1994	1	0,011 ³⁾ (exp.)
Benzo(a)pyren (aus Erdöl)	Ratte	1,1 % 3,7 % 9,2 %	24 h 48 h 96 h	9 9 9	Yang et al., 1989	P _{O/W} > 10 ⁶	1,2 (s)

¹⁾ Einordnung der Substanzen nach den Kriterien von McKone (1990), siehe unten.

²⁾ wenn nicht anders angegeben: aus EPA (1992) entnommen

³⁾ aus Reifenrath (1994) entnommen

Die relativen Aussagen des Modells, nach denen bei flüchtigen Stoffen mit Henry-Konstanten $> 0,01$ (Klassen 3 und 4) eine starke Abnahme der Resorption stattfinden sollte, erscheint aber plausibel. Bei flüchtigen Stoffen besteht eine Konkurrenz zwischen dem Durchtritt durch die Haut und der Verflüchtigung aus dem Boden, der sich auf der Haut befindet, in die Luft. McKone gibt für Benzol (Klasse 4) eine um 2 Größenordnungen geringere Hautresorption an als für 2,4,6-Trinitrotoluol (Klasse 1).

Tabelle 7: Einordnung von Stoffen nach den Kriterien von McKone anhand der physiko-chemischen Eigenschaften

Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Aldrin		o-Dichlorbenzol	Chlorbenzol
Benzo(a)pyren		1,2-Dichlorpropan	Chloroform
DDT		1,1,2,2-Tetrachlorethan	m-, p-Dichlorbenzol
Hexachlorbenzol		1,2,4-Trichlorbenzol	Dichlormethan
Hexachlorcyclohex.			Tetrachlorethen
Pentachlorphenol			Toluol
Phenol			1,1,1-Trichlorethan
Polychlor. Biphenyle			Trichlorethen
			1,3,5-Trimethylbenzol
			o-, m-, p-Xylol

Stoffe der Gruppen 3 und 4 sind Stoffe mit einer hohen Henry-Konstante ($K_h = 0,01$). Pentachlorphenol und Phenol besitzen wegen ihres polaren Charakters und einer geringeren Flüchtigkeit eine deutlich kleinere Henry-Konstante. Dies gilt auch für die lipophilen chlororganischen Verbindungen mit geringer Flüchtigkeit und Benzo(a)pyren.

Die Modellbetrachtungen von McKone (1990) lassen für Stoffe mit hoher Henry-Konstante ($K_h > 0,01$) eine geringe bis mäßige perkutane Resorption aus dem Boden von wenigen Prozent erwarten. Burmaster und Maxwell (1991) errechneten mit dem McKone-Modell für Benzol, das ähnliche physiko-chemische Eigenschaften aufweist wie einige hier zu behandelnde Stoffe (z.B. Toluol, Ethylbenzol), für übliche Bodenschichtdicken auf der Haut eine Resorption von 1

bis 2 %. Die Verflüchtigung von der Haut konkurriert demnach mit der perkutanen Resorption und führt zu einer geringeren Resorption. Für keinen Stoff der Gruppe liegen allerdings valide experimentelle Untersuchungen vor, mit denen eine Überprüfung des Modells möglich wäre.

Reifenrath (1994) untersuchte experimentell die perkutane Resorption von 2,4,6-Trinitrotoluol *in vitro* und *in vivo* und verglich die Ergebnisse mit Modellaussagen auf Basis des Haut-Wasser-Permeabilitätskoeffizienten K_p . Während das Modell eine praktisch vollständige Resorption vorhersagte, lag die *in vivo*-Resorption bei nur ca. 3 %.

Die Haut-Wasser-Permeabilitätskoeffizienten der untersuchten Stoffe lassen keine Korrelation zum Resorptionsverhalten aus dem Boden erkennen. Folglich sind auch theoretische Abschätzungen anhand des Haut-Wasser-Permeabilitätskoeffizienten - zumindest in dieser Form - mit hohen Unsicherheiten behaftet.

2.4.1.4.2 Weitere Einflußfaktoren auf die perkutane Resorption bei bodenassoziierten Schadstoffen

2.4.1.4.2.1 Einfluß der Dicke der Bodenschicht auf der Haut

Die theoretischen Betrachtungen anhand des McKone-Modells (McKone, 1990; Burmaster und Maxwell, 1991) zeigen bei einigen Substanzen einen starken Einfluß der Bodenschichtdicke auf der Haut. Dies gilt insbesondere für sehr lipophile Stoffe mit $P_{O/W} > 10^5$. Yang et al. (1989) konnten das für Benzo(a)pyren bei *in vitro*-Untersuchungen bestätigen. Bei einer Bedeckung mit 56 mg/cm^2 war die relative Resorption geringer als bei 9 mg/cm^2 . Hierzu im Widerspruch steht allerdings die Untersuchung von Wester et al. (1996) mit 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, die weder *in vitro* noch *in vivo* eine Abhängigkeit von der Bodenschichtdicke fanden. Die verwendeten Bedeckungen der Haut mit Boden waren 1 bzw. 40 mg/cm^2 .

Bei der Abschätzung der Exposition gegenüber alllastenbürtigen Stoffen wird generell von Bodenbedeckungen der Haut von max. $1,7 \text{ mg/cm}^2$ (95. Perzentil) ausgegangen (BAGS, 1995, siehe unten). Diese Empfehlung beruht im wesentlichen auf den Arbeiten von Finley et al. (1994). Bei diesen Werten kann näherungsweise angenommen werden, daß der größte Teil des Schadstoffs mit Haut in Berührung kommt. Damit hat die Bodenschichtdicke auf der Haut einen vernachlässigbaren Einfluß auf den resorbierten Anteil an der gesamten auf der Haut lie-

genden Schadstoffmenge (in % der Schadstoffmenge im Boden auf der Haut). Die Annahmen zur Hautbedeckung werden auch durch neuere Datenerhebungen bestätigt (Kissel et al., 1996).

2.4.1.4.2.2 Einfluß der Expositionszeit

Üblicherweise wird von einer linearen Abhängigkeit der resorbierten Schadstoffmenge von der Expositionszeit bzw. von einer geringen Retardationszeit im Bereich von Minuten und anschließend linearem Verlauf ausgegangen (EPA, 1992). Wester et al. (1996) fanden im Falle von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, daß bei Applikation der reinen Substanz zwar ein linearer Verlauf mit der Zeit beobachtbar war, bei Applikation in Boden jedoch eine Retardationszeit von mehreren Stunden auftrat.

In anderen Untersuchungen (siehe z.B. zu Benzo(a)pyren von Yang et al., 1989) wurde hingegen diese Beobachtung nicht bestätigt, so daß evtl. ein stoffspezifisches Phänomen vorliegt. Im folgenden wird von einer linearen Abhängigkeit und einer vernachlässigbaren Retardation ausgegangen.

2.4.1.4.2.3 Bodeneigenschaften

Die Adsorption von Schadstoffen an Bodenpartikeln wird außer durch die Schadstoffeigenschaften auch stark durch die Bodeneigenschaften wie Gehalt an organischer Substanz und an Tonmineralien, sowie Ionenaustauschkapazität bestimmt. Die Übertragung der experimentellen Ergebnisse, die mit einem speziellen Boden gewonnen wurden, auf andere ist entsprechend mit Unsicherheiten behaftet, stellt aber für den Zweck der Prüfwertableitung eine Näherung bezüglich der realen Standortsituation dar.

2.4.1.4.2.4 Tiermodell

Die Resorption, die im in vivo-Modell mit Nagerspezies ermittelt wird, liegt meist über der aus in vitro-Daten geschätzten oder in vivo beobachteten Resorption beim Menschen (Watkin und Hull, 1991). Gründe hierfür sind in der anatomischen Struktur der Haut und der dichteren Behaarung der Fellträger zu sehen. Affen zeigen im Vergleich zu Ratten eine geringere perkutane Schadstoffresorption und ähneln diesbezüglich mehr dem Menschen als Nager (Franklin et al., 1989). Die in den Untersuchungen der Arbeitsgruppe um Wester und Maibach (Wester et al.,

1990; 1992; 1993a u. b; 1996) verwendeten Rhesusaffen sind danach ein geeignetes Modell, um die Verhältnisse beim Menschen abzuschätzen.

2.4.1.4.4.3 Konsequenzen für die Berücksichtigung der perkutanen Resorption bei der Ableitung von Prüfwerten

Generell wird für organische Stoffe die perkutane Resorption bei direktem Bodenkontakt als relevant angesehen. Für die hier behandelten Stoffe liegen - mit der Ausnahmen Pentachlorphenol, DDT, PCB und Benzo(a)pyren - jedoch keine experimentellen Untersuchungen vor, die eine valide Abschätzung möglich machen würden. Die höchste Aufnahme wurde für PCP festgestellt (24 % in 24 h). Für PCB (14 % in 24 h), Benzo(a)pyren (13 % in 24 h) und DDT (3 % in 24 h) war die perkutane Aufnahme deutlich geringer.

Abschätzungen aus dem theoretischen Modell von McKone (1990) lassen Tendenzaussagen zu. Jedoch fehlen Validierungsmöglichkeiten speziell für die Gruppe der leichtflüchtigen Stoffe. Für Pentachlorphenol liegen hinreichende experimentelle Daten vor. PCP kann aber wegen der starken Unterschiede in der Henry-Konstante nicht als Leitsubstanz für andere hier behandelte flüchtige Stoffe herangezogen werden. Lediglich für Phenol kann ein zu PCP vergleichbares Verhalten angenommen werden.

2.4.1.4.3.1 Vorgehensweise zur Berücksichtigung der perkutanen Resorption von Pentachlorphenol

Es erfolgt eine Abschätzung der perkutanen Resorption für Pentachlorphenol anhand der Daten von Wester et al. (1993a).

Die Autoren applizierten ¹⁴C-markiertes Pentachlorphenol auf die Haut von Rhesusaffen

- entweder als acetonische Lösung
- oder als PCP-kontaminierter Boden.

Die Konzentration des PCP im Boden betrug 17 mg/kg, die Bedeckung der Haut mit Boden war 40 mg/cm². Der Boden wurde wie folgt charakterisiert: 26 % Sand, 26 % Ton, 48 % Schluff, 0,9 % organische Substanz.

Die Resorption aus Boden erwies sich hierbei als ähnlich hoch wie aus Aceton: während nach Applikation von Boden eine Resorption von 24,4 % festgestellt wurden, waren es bei Auftragung der acetonischen Lösung 29,2 %. Wegen des geringen Einflusses der Bodensorption auf die Bioverfügbarkeit ist es wahrscheinlich, daß die Schichtdicke des Bodens auf der Haut in diesem Fall eine geringe Rolle spielte.

Im folgenden wird für Pentachlorphenol ausgehend von der experimentell beobachteten Resorption von ca. 24 % über 24 Stunden für die geschätzte Expositionszeit von 5 Stunden unter Annahme eines linearen Zusammenhangs zwischen Expositionszeit und resorbierter Menge eine Resorptionsquote von 5 % verwendet.

Grundlagen für die Berechnung der Exposition bei perkutaner Resorption im Szenario "Kinderspielflächen"

Für die Berechnung der perkutanen Resorption für das Szenario Kinderspielflächen müssen verschiedene expositionsbeschreibende Parameter festgelegt werden. Dabei wird im wesentlichen den Vorschlägen des Ausschusses für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder (AGLMB) (BAGS, 1995) gefolgt:

exponierte Personengruppe:	Kinder (2 - 3 Jahre) mit Körpergewicht 10 kg
Expositionszeit:	5 h. Es wird von einer Aufenthaltszeit von 2 Stunden pro Tag ausgegangen. Es ist jedoch anzunehmen, daß die Entfernung des Bodens von der Haut durch Abwaschen nicht in jedem Fall direkt nach dem Spielen erfolgt. Deshalb wird eine Expositionszeit von 5 h angesetzt.
Bedeckte Körperoberfläche:	2100 cm ² (nach BAGS, 1995, 95. Perzentil, siehe unten)
Bedeckung der Haut mit Boden:	1,7 mg/cm ² (nach BAGS, 1995, 95. Perzentil, gestützt durch neuere Daten: Kissel et al., 1996a und b)
Resorption von PCP:	nach Wester et al. (1993a): 24 % in 24 h. Annahme eines linearen Zusammenhangs: für die 5-stündige Expositionszeit wird eine Resorption von 5 % angenommen.

Formel 14:

$$\begin{aligned}
 \text{Bodenaufnahmerate} &= \frac{\text{Körperoberfläche} \cdot \text{Bodenschichtdicke} \cdot \text{Resorption}}{\text{Körpergewicht}} \\
 &= \frac{2100 \text{ cm}^2 \cdot 1,7 \frac{\text{mg}}{\text{cm}^2} \cdot 0,05 \frac{1}{\text{d}}}{10 \text{ kg}} \\
 &= 17,85 \frac{\text{mg}}{\text{kg} \cdot \text{d}}
 \end{aligned}$$

Die Rechnung ergibt die aufnahmerelevante Bodenkontaktmenge und gibt die Intensität des Schadstoffkontaktes an. Zur Beibehaltung einheitlicher Begriffe wird er analog zur oralen Exposition als Bodenaufnahmerate bezeichnet.

Im Falle von PCP kann dieser Wert für die Bodenaufnahmerate bei dermale Kontakt direkt mit der Bodenaufnahmerate für oralen Bodenkontakt verglichen werden, da bei oraler Exposition eine Resorption von 100 % angenommen wird. Diese ist mit 33 mg/kg · d etwa doppelt so hoch wie die für PCP errechnete dermale Bodenaufnahmerate.

Die Summation der Bodenaufnahmeraten ermöglicht die Ermittlung eines Prüfwertes bei gleichzeitigem Vorliegen beider Expositionspfade. Diese Berechnung wird in der Prüfwertableitung zu Pentachlorphenol durchgeführt (Umweltbundesamt, 1999).

Vorgehen bei anderen Stoffen

Leichtflüchtige Stoffe

Die Aussagen des Modells von McKone (1990) lassen erwarten, daß für die Stoffgruppe mit hoher Henry-Konstante die Resorption deutlich unter der von Pentachlorphenol liegt. Eine Ausnahme stellt Phenol dar. Wegen der übereinstimmenden physiko-chemischen Eigenschaften können die Ergebnisse zu PCP näherungsweise auf Phenol übertragen werden.

Für die leichtflüchtigen organischen Schadstoffe unterscheiden sich die physiko-chemischen Daten, die für die Hautresorption wichtig sind (insbesondere die Henry-Konstante), stark von Pentachlorphenol. Aufgrund des geringeren Dampfdrucks des PCP liegt das Gleichgewicht bei dieser Substanz stärker auf Seiten der wäßrigen Phase. Die Verflüchtigung als zur Hautresorp-

tion konkurrierender Weg verliert an Bedeutung. Aus diesem Grund ist PCP nicht als Leitsubstanz für die leichtflüchtigen organischen Stoffe anzusehen.

Ein Vergleich der Bedeutung der einzelnen Expositionspfade für Pentachlorphenol zeigt, daß bei dieser Substanz unter den getroffenen Annahmen die orale Exposition bedeutsamer ist als die dermale. Die perkutane Schadstoffaufnahme beträgt ca. 50 % der oralen. Für die organischen Stoffe mit höherer Flüchtigkeit ist dementsprechend anzunehmen, daß die Bedeutung des dermalen Bodenkontaktes deutlich geringer ist (\ll 50 % der oralen Bodenaufnahme). Zudem zeigt die Prüfwertableitung, daß die Verflüchtigung und der Transport über die Bodenluft in bewohnte Räume für diese Stoffe den potentiell wichtigsten Expositionspfad darstellt und alle anderen Expositionspfade überwiegt. Deshalb wird die dermale Aufnahme bei diesen Stoffen nicht weiter quantitativ berücksichtigt.

DDT, Polychlorierte Biphenyle und Benzo(a)pyren sowie andere lipophile schwerflüchtige Stoffe

Für diese Stoffe bzw. Stoffgruppen liegen Untersuchungsergebnisse aus der Arbeitsgruppe Wester vor. Im Ergebnis waren für alle Stoffe die Resorptionsraten deutlich niedriger als für PCP. Im Falle der PCP resultierte aus der in vivo-Untersuchung an Rhesusaffen eine Resorption von 14 % bei einer Exposition über 24 Stunden. Eine Überprüfung der möglichen Konsequenzen für die Prüfwertableitung analog der oben für PCP beschriebenen Vorgehensweise ergab, daß die Einbeziehung der dermalen Exposition praktisch ohne Konsequenzen auf die Prüfwertermittlung bliebe. Entsprechend ist die dermale Exposition bei DDT noch unbedeutender. Eine analoge Situation ist auch für die lipophilen Stoffe aus Tabelle 7, Klasse 1 (Aldrin, Hexachlorcyclohexan, Hexachlorbenzol) anzunehmen. Es erscheint deshalb gerechtfertigt, beim gegenwärtigen Kenntnisstand zu diesen Stoffen die dermale Exposition wegen geringer quantitativer Relevanz unberücksichtigt zu lassen.

Im Falle des Benzo(a)pyren handelt es sich um einen kanzerogenen Stoff mit lokaler Wirkungsweise. D.h. er wird in die Haut aufgenommen, dort metabolisiert und führt zu Hauttumoren. Unter diesen Gesichtspunkten erscheint eine Überprüfung der Bedeutung dieses Expositionspfades angezeigt.

2.4.1.5 Berücksichtigung einmaliger hoher Aufnahmemengen bei Stoffen mit hoher akuter Toxizität

Bei der Ableitung der Prüfwerte wurde eine langfristige Aufnahme niedriger Dosen zugrunde gelegt, um chronische und subchronische toxische Wirkungen durch die Aufnahme von Bodenkontaminanten zu vermeiden. Akute toxische Wirkungen können u.U. jedoch nach der einmaligen Aufnahme hoher Dosen eines Schadstoffes verursacht werden. Solche Expositionen sind nur unter extremen Bedingungen denkbar, die bei Zusammentreffen ungünstiger Einflußfaktoren wie z.B. massive Bodenverunreinigungen, hohe Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen, pica-Verhalten u.a. erfüllt sein können. Als pica-Verhalten bezeichnet man die absichtliche Aufnahme größerer Mengen (im Grammbereich) von Boden. Pica-Verhalten wird auch bei älteren Kindern beobachtet.

Zur Prüfung der Relevanz akut toxischer Wirkungen bei einmalig hoher Bodenaufnahme wird von folgenden Überlegungen ausgegangen:

- Es wird eine einmalige Bodenaufnahme von 10 g und ein Körpergewicht von 10 kg angenommen.
- Ausgehend von der niedrigsten berichteten letalen Dosis beim Menschen wird als toxikologischer Bewertungsmaßstab ein Abstand von einem Faktor 10 zu ersten Vergiftungserscheinungen angenommen.

Im Falle von Cyaniden ergeben sich aus den Überlegungen zur akuten Toxizität Konsequenzen für die Höhe der Prüfwerte. Für Cyanide wird in der Literatur eine niedrigste Letaldosis von 0,56 mg/kg genannt. Mit den obigen Vorgaben ergibt sich hieraus ein Bodenwert von 56 mg/kg. Dieser Wert liegt niedriger als die für alle Szenarien für langfristige Exposition berechneten Bodenwerte. Da in den Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebieten sowie Park- und Freizeitflächen eine einmalige hohe Bodenaufnahme nicht ausgeschlossen ist, ist für diese Szenarien der Prüfwert auf Basis der Betrachtungen zur akuten Toxizität festzulegen.

Prinzipiell wird auch im Szenario Industrie- und Gewerbeflächen eine einmalige hohe Bodenaufnahme durch Kinder für möglich gehalten. Ein regelmäßiger Aufenthalt von Kindern auf Industriegeländen ist zwar unter regulären Bedingungen praktisch ausgeschlossen. Nicht immer ist jedoch davon auszugehen, daß diese Gebiete so gesichert sind, daß ein einmaliges Eindringen von Kindern auszuschließen ist. Allerdings sind hierbei größere Kinder als gefährdete

Gruppe anzusehen. Exposition gegenüber Schadstoffen im Boden ist durch Tätigkeiten wie Erdbewegungen, Bewerfen mit Erde und Wälzen auf dem Boden möglich. Eine Abschätzung der Exposition unter solchen Bedingungen ist schwierig. Es ist wahrscheinlich, daß gegenüber dem pica-Verhalten von Kleinkindern die Exposition auch unter extremen, nur selten auftretenden Bedingungen geringer ist. Diesem quantitativ nicht näher einzugrenzenden Umstand wird dadurch Rechnung getragen, daß der im Szenario "Kinderspielflächen" für die Betrachtung der akuten Toxizität bei Kleinkindern errechnete Bodenwert für das Szenario "Industrie- und Gewerbeflächen" mit dem Faktor 2 multipliziert wird. Der resultierende Prüfwert sollte bei Überschreitung insbesondere Anlaß geben, die mögliche Exposition von Kindern zu prüfen.

2.5 Kriterien für die Plausibilitätsbetrachtung der rechnerischen Ergebnisse bei der Ableitung von Prüfwerten

Alle Berechnungsergebnisse werden in der Plausibilitätsbetrachtung insbesondere dahingehend geprüft, ob epidemiologische Studien vorliegen, die die Berechnungsergebnisse bestätigen oder ggf. Modifizierungen nahelegen. So können sich aus epidemiologischen Studien Anhaltspunkte dafür ergeben, daß die Resorptionsquote eines bestimmten Schadstoffes bei Aufnahme aus Böden sich von seiner Resorptionsquote bei Aufnahme mit Lebensmitteln unterscheidet und die herangezogenen Körperdosis-Werte dies zuwenig berücksichtigen. Daneben ist das Rechnergebnis auch mit Daten zu Hintergrundgehalten in Böden zu vergleichen. Rechnerische Ergebnisse, die kleiner oder gleich den Hintergrundwerten der Böden sind, können zwar eine toxiologisch unerwünschte Belastung anzeigen, sie spiegeln jedoch keine einer Bodenveränderung zuzuordnende Gefahr wider und erscheinen daher als Prüfwert nicht geeignet. Weitergehend kann postuliert werden, daß in einem solchen Fall die Zufuhr dieses Schadstoffes über die orale Bodenaufnahme erst dann als Gefahr zu interpretieren ist, wenn sie sich von der Zufuhr über Lebensmittel abhebt.

Insoweit fachlich begründete Kriterien zur Plausibilitätsprüfung werden nachstehend zusammengefasst:

- Abgleich des rechnerischen Ergebnisses mit Daten zu Hintergrundgehalten von Böden vor dem Hintergrund, daß ein Prüfwert sinnvollerweise höher als die ubiquitären Gehalte liegt.
- Vergleich des rechnerischen Ergebnisses mit beurteilungsrelevanten humantoxikologischen Belastungsdaten (Humanbiomonitoring), sofern diese Daten Aussagen im Hinblick auf die

relevanten Endpunkte zulassen.

In die im Einzelfall einer schädlichen Bodenveränderung ausgelösten Untersuchungs- und Prüfschritte kann das Humanbiomonitoring einbezogen werden, um eine innere Belastung beim Menschen festzustellen.

- Wahl des Prüfwertes aus dem niedrigsten Ergebnisses der sowohl für inhalativen als auch ingestiven Bodenaufnahme parallelen Berechnung.
Kommt die Berechnung für beide Pfade zu gleichen Konzentrationen soll dieses Ergebnis durch Wahl eines niedrigeren Prüfwertes berücksichtigt werden.
- Berücksichtigung des perkutanen Aufnahmepfades, ggf. in Summation mit dem ingestiv aufgenommenen Schadstoffmengen.
- Abgleich mit Betrachtung zu akuten Wirkungen bei einmalig hoher Bodenaufnahme, soweit dies mit den vorliegenden Daten möglich ist.
- Abgleich der Berechnungen mit Erkenntnissen zu Geruchsschwellenkonzentrationen zur Prüfung möglicher erheblicher Belästigungen.
- Hinweise auf typischerweise vorkommende gemeinsame Wirkungen mit anderen Stoffen.
- Bei der Plausibilitätsprüfung zur kanzerogenen Potenz sind die Maßstäbe aus Kap. 2.3.1.5 und 2.3.1.10 zu beachten.
- Prüfung der Abstufung zwischen Prüfwert für Kinderspielflächen und für Industrie- und Gewerbegrundstücke;

Es wird davon ausgegangen, daß die Abstufung dann sachgerecht ist, wenn sichergestellt ist, daß es bei Einhaltung der Prüfwerte für Industrie- und Gewerbegrundstücke nicht zu sekundären Verunreinigungen auf umgebenden Flächen kommen kann, wenn Bodenmaterial von Industrie- und Gewerbegrundstücken ungezielt und diffus abgeschwemmt und verweht oder durch Rutschungen verbracht wird.

3 Prüf- und Maßnahmenwerte nach Anhang 2 Nr. 2 BBodSchV für Böden unter Ackerbau, Gartenbau, Nutzgarten sowie Grünland

3.1 Vorbemerkung

Bei der Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Anhang 2 Nr. 2 BBodSchV steht die Bodenfunktion als Standort für den Anbau von Nutzpflanzen im Vordergrund. Hinsichtlich der Pflanzen sind verschiedene Fallgestaltungen und Schutzgüter zu unterscheiden:

- Ausschluß von humantoxischer Wirkungen beim Verzehr von pflanzlichen Lebensmitteln, insbesondere von Weizen, Kartoffeln und Gemüse,
- Vermarktbarkeit von Nahrungspflanzen aus Acker- und Erwerbsgartenbau als Lebensmittel,
- Verwertbarkeit von Ackerfutter und Grünlandaufwuchs als Futtermittel.

Ergänzend kommt auch der Ausschluß phytotoxischer Wirkungen auf Nahrungs- und Futterpflanzen infolge schädlicher Bodenveränderungen als Schutzgut in Frage. Soweit Stoffe in lebensmittel- oder futtermittelrechtlichen Richtlinien oder Vorschriften (Festlegungen zu Höchstmengen, Richtlinien der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle ZEBS für Metalle in Nahrungsmitteln, Grenzwerte für Futtermittel) geregelt sind, werden diese Festlegungen als ein Ableitungsmaßstab für die in der Pflanze nicht zu überschreitenden Schadstoffgehalte herangezogen. Ein zweiter wesentlicher Ableitungsmaßstab ergibt sich aus dem stoffspezifischen Anteil eines Stoff-Gehaltes im Boden, der von der Nahrungspflanze systemisch aufgenommen werden kann oder im Bodenmaterial, das der Pflanze anhaftet, zur Belastung des Futtermittels beiträgt.

3.2 Abgrenzung der Nutzungen

Der Nutzungsbezug der Prüf- und Maßnahmenwerte erfordert, daß die in Anhang 2 festgelegten Werte im einzelnen bestimmten Nutzungen zugeordnet werden. Für die Prüfwerte nach Nr. 2 werden Nutzungen des Bodens als Ackerbau, Gartenbau, Nutzgarten sowie Grünland unterschieden. Für die Bodennutzungen Ackerbau, Gartenbau und Nutzgärten sind einheitliche Prüf- und Maßnahmenwerte insbesondere auch aus Gründen der Nachvollziehbarkeit für die Bodennutzer sinnvoll. Dabei wird davon ausgegangen, daß bei Unterschreitung der aus den Lebensmittelrichtwerten abgeleiteten maximal zulässigen Pflanzenkonzentrationen auch unter toxiko-

logischen Gesichtspunkten der Eigenverzehr von in privaten Nutzgärten angebautem Obst und Gemüse unbedenklich ist (s.w.u.). Da für Ackerflächen, die zum Anbau von Futtergräsern genutzt werden, die gleichen Transferbeziehungen Boden/Pflanze anzunehmen sind wie bei Grünlandflächen, werden diese wie Grünland beurteilt. Für Ackerflächen zum Silomaisanbau werden bei Einhaltung der Werte für Grünland i. d. Regel die Vorgaben der Futtermittelverordnung gewährleistet. Daher wird auch für diese Flächen eine Anwendung der Werte für Grünland vorgesehen.

3.3 Schutzgutbezug

Bezüglich einer Gefahrenbeurteilung beim Pfad Boden/Pflanze sind in Abhängigkeit der Bodennutzung folgende Fallgestaltungen zu unterscheiden:

- a) Vermarktung von Nahrungspflanzen aus Ackerbau und Erwerbsgemüsebau,
- b) Vermarktung/Verwertung von Futterpflanzen aus Acker-Futterbau und Grünlandnutzung,
- c) Verzehr von Obst und Gemüse aus Eigenanbau in Privatgärten (Haus-/Kleingärten).

Als Schutzgüter ergeben sich damit

- die Vermarktungsfähigkeit/Verwertbarkeit von Lebens- bzw. Futtermitteln (Fallgestaltung a und b),
- die menschliche Gesundheit (c; a und b mittelbar).

Die Pflanzengesundheit (phytotoxische Wirkungen von Bodenkontaminationen auf Pflanzen) kann daneben von Bedeutung sein.

Hinsichtlich einer Schwermetallbelastung von Pflanzen auf kontaminierten Böden sind vorrangig zwei verschiedene Einwirkungspfade von Bedeutung. Zum einen werden in der Bodenlösung enthaltene Schwermetalle von den Pflanzenwurzeln aufgenommen und anschließend innerhalb der Pflanze transportiert (systemischer Aufnahmepfad). Zum anderen wird durch äußerliche Verschmutzung mit kontaminiertem Bodenmaterial eine Schwermetallbelastung von Pflanzen hervorgerufen, die im Falle von Nahrungspflanzen auch durch Waschen und küchentechnische Aufbereitung nicht vollständig entfernt werden kann (Verschmutzungspfad).

Zur Prognose des Schwermetalltransfers Boden/Pflanze über den systemischen Aufnahmepfad ist aus agrikulturchemischer/bodenkundlicher Sicht eine Bodenuntersuchungsmethode anzuwenden, die eine geeignete Schätzgröße für die für eine Wurzelaufnahme bedeutsame Schwermetallfraktion im Boden liefert. Nach allen bisherigen Erfahrungen kommt dafür am ehesten eine Bodenextraktion mit verdünnten Salzlösungen (z. B. Ammoniumnitrat-Extraktion nach DIN 19730) in Frage. Allerdings kann diese für die systemische Aufnahme relevante Schwermetallfraktion im Boden auch indirekt auf Basis einer den annähernden Schwermetallgesamtgehalt charakterisierenden Bodenuntersuchungsmethode (z. B. Königswasser-Extraktion nach DIN 38414, Teil 7) unter zusätzlicher Berücksichtigung verfügbarkeitsbestimmender Bodenparameter (wie z. B. pH, C_{Org}-, Tongehalt) geschätzt werden. Für den Schwermetalltransfer Boden/Pflanze über den Verschmutzungspfad kommt weniger der pflanzenverfügbaren Schwermetallfraktion, sondern dem Schwermetallgesamtgehalt Bedeutung zu.

Wenn auch grundsätzlich stets beide Aufnahmepfade wirksam sind, so bestehen hinsichtlich der relativen Bedeutung für den Schwermetallgehalt von Pflanzen jedoch deutliche element- und pflanzenart- bzw. pflanzenorganspezifische Unterschiede. Im Extrem kann dabei einerseits die systemische Aufnahme allein bestimmend (z. B. Cd-Gehalt in Weizenkörnern), und in anderen Fällen (z. B. Pb-Gehalt von Grünlandaufwuchs) gegenüber dem Verschmutzungspfad nur unbedeutend sein.

Für den Bereich der **Grünlandnutzung** ist die Königswasser-Extraktion im Rahmen der Auswertungen der Datenbank TRANSFER gegenüber der Ammoniumnitrat-Bodenextraktion aussagekräftiger. Da bei einer Grünlandnutzung zudem generell von einer unvermeidbaren Futterverschmutzung (bei Beweidung auch durch Bodenaufnahme der Tiere) auszugehen ist und diese schon bei vergleichsweise niedrigen Bodenkonzentrationen bestimmend für die Schwermetallaufnahme der Tiere ist, erscheint eine Gefahrenbeurteilung auf Basis der königswasserlöslichen Bodengehalte als besser geeignet.

3.4 Vorgehensweise

Die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte sieht folgende Schritte vor (LABO 1997):

- Heranziehen höchst zulässiger Schadstoffkonzentrationen in Pflanzen (Vorgabe pflanzenbe-

zogener Bewertungsmaßstab),

- Beschreibung des Schwermetalltransfers vom Boden in die Pflanze und daraus rechnerische Ableitung einer zulässigen Bodenkonzentration zur Einhaltung der höchst zulässigen Pflanzkonzentration,
- Prüfung der errechneten Bodenwerte auf Plausibilität, einschl. der Abschätzung der toxikologischen Belastung durch Gemüse aus schwermetall-Belasteten Gärten für insbesondere Cadmium (DELSCHEN, TH. & J. LEISNER-SAABER, 1998)
- Festlegung von Prüf- oder Maßnahmenwerten.

3.5 Vorgaben zulässiger Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen

Im Hinblick auf die “Vermarktungsfähigkeit von Lebensmitteln” sind die gültigen Lebensmittelrichtwerte der ZEBS²⁾ (BGVV, 1997) als Vorgabe zugrunde zu legen (Tabelle 8).

Tabelle 8: Beispielhaft für Blei und Cadmium genannte Richtwerten für Schadstoffe in pflanzlichen Lebensmitteln (BGVV, 1997) in mg/kg Frischmasse in Angebotsform (verzehrbare Anteile)

	Pb	Cd
Weizenkörner	0,30	0,10
Roggenkörner	0,40	0,10
Sonnenblumenkerne	-	0,60
Schalenobst	0,50	0,05
Kartoffeln	0,25	0,10
Blattgemüse (ausgenommen Petersilienblätter, Küchenkräuter und Spinat)	0,80	0,10
Petersilienblätter	2,00	0,10
Küchenkräuter	2,00	0,10
Spinat	0,80	0,50
Sproßgemüse	0,50	0,10
Fruchtgemüse	0,25	0,10
Wurzelgemüse (ausgenommen Knollensellerie)	0,25	0,10
Knollensellerie	0,25	0,20
Beerenobst	0,50	0,05
Kernobst	0,50	0,05
Steinobst	0,50	0,05

²⁾ Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien

Früchte und Rhabarber	0,50	0,05
-----------------------	------	------

Die ZEBS-Richtwerte haben keinen gesetzlich bindenden, sondern einen administrativen, orientierenden Charakter. Sie sollen aufzeigen, wann unerwünscht hohe Schadstoffkonzentrationen in Lebensmitteln vorliegen. Zum Zwecke eines vorbeugenden Verbraucherschutzes sollen Spitzenbelastungen von Schadstoffen erkannt und nach Möglichkeit abgestellt werden. Im wesentlichen spiegeln sie eine empirische Verteilung, nicht jedoch eine stringent humantoxikologisch bestimmte Unbedenklichkeitsgrenze in Lebensmitteln wider.

Zur Ableitung von zulässigen Höchstgehalten für Schwermetalle in Futtermitteln ist die Futtermittelverordnung (FMVO, 1992) heranzuziehen (Tabelle 9). Als sogenannte "unerwünschte Stoffe" sind darin u.a. für Cd und Pb Höchstgehalte festgelegt.

Tabelle 9: Zulässige Höchstgehalte an Cadmium und Blei nach Futtermittelverordnung (FMVO, 1992), ergänzt durch VDI-Richtwerte für Futtermittel (VDI, 1991, 1992) in mg/kg Futtermittel mit 88 % TS

Cd	1	Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs, Alleinfuttermittel für Rinder, Schafe und Ziegen (ausgenommen Kälber und Lämmer)
Pb	40	Grünfütter, Weidegras, Rübenblätter, Grünfüttersilage, Heu
	10	andere Einzelfuttermittel
	20	Alleinfuttermittel für Kälber, Schaf- und Ziegenlämmer
	30	andere Alleinfuttermittel für Rinder, Schafe und Ziegen
	5	andere Alleinfuttermittel

3.6 Abgeleitete höchst zulässige Schadstoffkonzentrationen in Pflanzen

Aus diesen Vorgaben werden die unten beispielhaft aufgeführten höchst zulässigen Schadstoffkonzentrationen in Pflanzen für die Bestimmung von Bodenprüf- oder maßnahmenwerten abgeleitet. Dazu wurden die doppelten ZEBS-Werte sowie die einfachen Werte der FMVO zugrundegelegt. Die doppelten ZEBS-Werte sind in der Praxis der Lebensmittelüberwachung als Indikator einer "echten" Richtwertüberschreitung gebräuchlich. Die einfachen FMVO-Werte gelten für die Vermarktung von Futtermitteln; bei der Verwertung im eigenen Betrieb und Verschnitt mit unbelasteten Futtermitteln ist nach FMVO eine Überschreitung bis zum 2,5-fachen der Grenzwerte zulässig.

Zur Umrechnung von Frischmasse auf Trockenmasse wurden die Wassergehalte der verzehrbaren Anteile aus Nährwerttabellen (SOUCI et al., 1986), bei Grünland nach FMVO (88 % TS) herangezogen.

Tabelle 10: Zur Ableitung von Boden-Prüfwerten beispielhaft für Cd und Pb herangezogene höchst zulässige Schadstoffgehalte in Pflanzen [mg/kg TM], rechnerisch ermittelt aus den 2-fachen ZEBS-Werten bzw. den 1-fachen FMVO-Werten sowie umgerechnet auf TM unter Berücksichtigung der Wassergehalte [WG %] der verzehrbaren Anteile (Nährwerttabellen, SOUCI et al., 1986) bzw. von 12 % WG bei Grünlandaufwuchs;

	WG [%]	Cd	Pb
Weizenkörner	13,2	0,23	0,69
Roggenkörner	13,7	0,23	0,93
Blattgemüse (ausgen. Petersilienblätter, Küchenkräuter und Spinat)	90,0	2,0	16
Petersilienblätter	81,9	1,1	22
Küchenkräuter	81,9	1,1	22
Spinat	91,6	12	19
Kopfsalat u.a. Salate	95,0	4,0	32
Wurzelgemüse (ausgen. Knollensellerie)	90,0	2,0	5,0
Knollensellerie	88,6	3,5	4,4
Kartoffeln	77,8	0,9	2,3
Möhren	88,2	1,7	4,2
Sproßgemüse	90,0	2,0	10
Fruchtgemüse	92,0	2,5	6,3
Früchte und Rhabarber	94,5	1,8	18
Gemüse	90,0		
(Schalen-)Obst	90,0	1,0	10
Grünland, Silomais	12,0	1,1 ¹⁾	45 ¹⁾

¹⁾ Allein- oder Einzelfuttermittel (Rinder)

3.7 Schwermetalltransfer Boden/ Pflanze

Datengrundlage für die Auswertungen zum Schwermetalltransfer Boden/Pflanze ist die Datenbank "TRANSFER" beim UBA, in die zu dem bereits enthaltenen Datenbestand im Rahmen der Arbeit der Bund / Länder - Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz weitere, umfangreiche Daten

der Länder eingestellt wurden (u.a. Daten des 1995 durchgeführten länderübergreifenden Untersuchungsprogramms (LABO-ad-hoc-AG Schwermetalltransfer Boden/Pflanze, 1995)).

Die Datenbank TRANSFER enthält z.Zt. ca. 320.000 Datenpaare Boden/Pflanze³⁾, die sich aus Kombinationen von ca. 120 Pflanzenarten bzw. -teilen und verschiedenen Bodenextraktionsmitteln ergeben. Z.T. existieren zu einem Pflanzenergebnis mehrere zugehörige Bodenuntersuchungsergebnisse (Anwendung verschiedener Extraktionsmittel an der gleichen Bodenprobe).

Die Auswertung der Datenbank wurde mit fachlicher Begleitung durch die LABO im Auftrag des UBA durchgeführt (KNOCHE et al., 1997). Als Bodenextraktionsmethode wird Königswasser berücksichtigt, weil es bislang in weiten Bereichen als Extraktionsmittel bei der Untersuchung der Schwermetallbelastung von Böden eingesetzt wird und infolgedessen dazu in der Datenbank TRANSFER ein umfangreicher Datenbestand vorliegt. Darüber hinaus ist es insbesondere bei Pflanzenarten/-teilen, bei denen mit einer nennenswerten Schadstoffbelastung über die Verschmutzung mit belastetem Bodenmaterial zu rechnen ist (insbesondere Grünlandaufwuchs), sinnvoll, die Transferbetrachtungen auf Basis der königswasserextrahierbaren Gehalte⁴⁾ durchzuführen. Bei den Transferauswertungen auf Basis der Königswasser-Extraktion ist zusätzlich der Einfluß mobilitätsbestimmender Bodenparameter (pH, C_{Org}, Tongehalt) zu beachten.

Die Ammoniumnitrat-Extraktion wird herangezogen, weil sie die leicht pflanzenverfügbaren Schwermetallfraktionen des Bodens erfasst, und damit eine Abschätzung des Schwermetalltransfers Boden/Pflanze (systemische Aufnahme über die Wurzeln) eher ermöglicht als die mittels Königswasser erfaßten Schwermetallgehalte. Zu weiteren Gesichtspunkten der Anwendbarkeit der Ammoniumnitrat-Extraktion wird auf die DIN 19730 verwiesen.

Aus dem zur Ableitung von Prüf- oder Maßnahmenwerten herangezogenen Datenbestand werden alle Datensätze entfernt, die aus Versuchen mit künstlicher Schadstoffbelastung des Bodens (insbesondere durch Zusatz von wasserlöslichen Schwermetallsalzen) und/oder aus Ge-

³⁾ Davon ca. 61.000 Datenpaare für Königswasser- und ca. 21.000 Datenpaare für Ammoniumnitrat-Extraktion, jeweils aus Freilanduntersuchungen

⁴⁾ Mit Königswasser wird der mobile Schwermetallgehalt und ein Großteil des nichtmobilen Schwermetallgehaltes, jedoch nicht der Gesamtgehalt erfaßt. Aus Vereinfachungsgründen wird im folgenden der königswasserextrahierbare Schwermetallgehalt dennoch als "Schwermetallgesamtgehalt" bezeichnet.

fäßversuchen stammen. Die Auswertung zieht nur Daten aus realistischen Freilanduntersuchungen heran. Sie wird in Form von Regressionsberechnungen vorgenommen. Abhängige Variable ist die jeweilige Schwermetallkonzentration in der Pflanze (TM), unabhängige Variable die Schwermetallkonzentration im Boden. In die Auswertung werden nur Werte aufgenommen, die oberhalb der jeweils angegebenen Bestimmungsgrenzen liegen. Die Daten werden grundsätzlich in logarithmierter Form verrechnet.

Bei den Auswertungen zur Grünlandnutzung werden die Regressionsberechnungen außer mit den Original-Pflanzendaten auch mit rechnerisch korrigierten Pflanzendaten durchgeführt. Dem liegt die Überlegung zugrunde, daß die in Feldversuchen und -erhebungen gewonnenen Daten zur Schwermetallbelastung des Grünlandaufwuchses den unter der realen Nutzung gegebenen Schwermetalltransfer Boden/Pflanze/Nutztier tendenziell unterschätzen. In der Realität wird dieser Schwermetalltransfer nämlich über die unvermeidbare Verschmutzung des Futters bei der Beerntung bzw. die direkte Bodenaufnahme der Weidetiere nicht unwesentlich erhöht. Nach einer Literaturlauswertung (BÖCKER et al., 1995) ist von einer unvermeidbaren Verschmutzung bzw. Bodenaufnahmerate mindestens im Bereich von 2 - 4% bezogen auf die Futtertrockenmasse auszugehen. Die rechnerisch korrigierten Daten werden daher derart errechnet, daß zu den tatsächlich gemessenen Pflanzenkonzentrationen 3% der königswasserlöslichen Schwermetallkonzentration des jeweils zugehörigen Bodens addiert wurde.

Die Regressionsgleichung zeigt die statistische Beziehung zwischen Boden- und Pflanzenkonzentrationen. Als Schätzintervall wird zusätzlich das 60%-Konfidenzintervall der Einzelwerte (Wertepaare Boden/Pflanze) berechnet (d.h., daß ca. 20% der Werte oberhalb des oberen und ca. 20% der Werte unterhalb des unteren Konfidenzintervalles vorzufinden sind). Bei einer gegebenen höchstzulässigen Pflanzenkonzentration wird damit abgeschätzt (prognostiziert), bei welcher Bodenkonzentration 20, 50 oder 80% der Pflanzen die zulässige Konzentration überschreiten.

Mit den berechneten Regressionsbeziehungen sind aussagekräftigere Abbildungen des Boden-Pflanze-Transfers möglich als mit den herkömmlicherweise angegebenen Transferfaktoren, weil die Transferfaktoren auch stark von der Bodenkonzentration abhängen (sehr geringe Bodenkonzentration und geringe Pflanzenkonzentration = hoher Transferfaktor; sehr hohe Bodenkonzentration und hohe Pflanzenkonzentration = geringer Transferfaktor); sie weisen keinen

konstanten, linearen Verlauf auf. Deshalb werden in Einzelstudien je nach Konzentrationsbereich sehr unterschiedliche Transferfaktoren ermittelt.

In den nachstehenden Tabellen sind die für die Ableitung von Prüf- oder Maßnahmenwerten berücksichtigten Ergebnisse der statistischen Auswertungen zusammengefaßt. Die Einzelergebnisse der durchgeführten Auswertungen sind gesondert veröffentlicht (KNOCHE et al., 1997).

Tabelle 11: Ergebnisse der Auswertungen der Datenbank TRANSFER zu Ackerbau, Erwerbsgemüsebau, Klein- und Hausgärten; für Cd und Pb errechnete Bodenwerte in µg/kg; AN = Ammoniumnitrat-Extrakt, KW = Königswasser-Extrakt; B = Bestimmtheitsmaß; zusammengefaßt aus KNOCHE et al. (1997)

Element	Extrakt	Pflanzenart	UICI (80 P.)	Regression (50 P.)	LICI (20 P.)	B (%)	n
Cd	AN	Weizenkorn	10	30	70	66	401
		Kartoffeln	>350			21	33
		Möhren	50	170	>460	54	159
		Spinat	70	140	300	76	155
		Salat	30	90	250	67	72
		Sellerie	10	20	40	39	102
		Mäßig anreich. Gemüse	40	110	>200	73	502
Pb	AN	Weizenkorn	120	3900	>25000	12	302
		Kartoffeln	>1500			39	27
		Möhren	80	>510		26	142
		Spinat	260	>510		40	118
		Salat	1300	>6300		23	57
		Mäßig anreich. Gemüse	1180	4750	>6300	34	511

Tabelle 12: Ergebnisse der Auswertungen der Datenbank TRANSFER zu Grünland und Futterbau, Bodenwerte in mg/kg für Cd und Pb; Grünlandaufwuchs incl. 3% Verschmutzungszuschlag; KW = Königswasser-Extrakt, B = Bestimmtheitsmaß; zusammengefaßt aus KNOCHE et al. (1997)

Element	Extrakt	Pflanzenart	UICI (80 P.)	Regression (50 P.)	LICI (20 P.)	B ¹⁾ (%)	n
Cd	KW	Grünlandaufwuchs	6,3	23	>45		744
		Silomais	2,0	18	160	40	139
Pb	KW	Grünlandaufwuchs	850	1230	1790		468

Silomais

>20000

17

114

¹⁾ bei Grünlandaufwuchs keine Angabe, da Interkorrelation zwischen Pflanzen- und Bodendaten durch rechnerische Berücksichtigung von 3% Verschmutzungsanteil in der Pflanzen-TM

Erläuterung der Ableitungsmaßstäbe im Beispiel Blei und Cadmium / Nutzung: Ackerbau (nach LABO 1997)

1. Blei: Beim Vergleich des Transfers von mobilisierbarem Blei (Extraktion mit Ammoniumnitrat) aus dem Boden in Pflanzen mit den ZEBS-Werten für die jeweilige Pflanzenart erweisen sich die ackerbauliche Kultur Weizen und die gartenbauliche Kultur Möhren als die jeweils empfindlichsten Fruchtarten. Bei der Auswertung der Datenbank Transfer für Blei ergeben sich nur niedrige Bestimmtheitsmaße für die Regressionsgleichungen (0,26 für Möhren und 0,12 für Weizen); die Ergebnisse der Regressionsgleichungen sind daher nur bedingt geeignet, Bodenwerte abzuleiten. Für Möhren werden bei Bodenwerten < 100 µg/kg in 19 % der untersuchten Fälle und bei Bodenwerten > 100 µg/kg in 36 % der untersuchten Fälle Überschreitungen des doppelten ZEBS-Wertes gefunden. Für Weizen werden bei Bodenwerten < 100 µg/kg in 9 % der untersuchten Fälle und für Bodenwerte zwischen 300 und 1000 µg/kg in 27 % der untersuchten Fälle Überschreitungen des doppelten ZEBS-Wertes gefunden. Die ad-hoc AG „Schwermetall Transfer Boden/Pflanze“ der LABO hat auf dieser Basis einen Prüfwert von 100 µg/kg Ammoniumnitrat-extrahierbares Blei vorgeschlagen. Mäßig anreichernde Gemüsearten überschreiten bei 500 µg/kg den einfachen ZEBS-Wert in 27 % der Fälle, daher ist bei Bodengehalten, die sehr erheblich über 100 µg/kg liegen, mit einer toxikologisch relevanten Zusatzbelastung durch den Verzehr von selbsterzeugtem Gemüse zu rechnen.
2. Cadmium: Cadmium ist das Schwermetall mit der engsten Beziehung zwischen Boden- und Pflanzengehalten, die Vorhersagegenauigkeit der zu erwartenden Pflanzengehalte aus dem Bodenuntersuchungsergebnis ist vergleichsweise hoch. Der Umfang der der Ableitung zugrunde liegenden Daten ist ebenfalls relativ hoch (z. B. Weizen n = 401). Für den maßnahmenwert von 40 µg/kg bildet Weizen die Ableitungsgrundlage. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 66 % ist die Transferbeziehung sehr eng. Die Wahrscheinlichkeit der

⁵⁾ Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz

Überschreitung des doppelten Lebensmittelrichtwertes in Weizen bei diesem Bodengehalt liegt zwischen 50 und 80 %.

Oberhalb von 40µg/kg Boden wird bei allen Bodengehalten des Datenbestandes der einfache ZEBS-Wert überschritten. Der Wert prognostiziert die Überschreitung des doppelten ZEBS-Wertes mit hoher Sicherheit (Wahrscheinlichkeit 50 - 80%). Bei Bodengehalten von über 40µg/kg Cd überschreiten 91% der vorliegenden Daten den doppelten ZEBS-Wert, nur in 9% der Fälle liegt der Gehalt in der Pflanze zwischen dem einfachen und dem doppelten ZEBS-Wert. Selbst unterhalb von 40µg/kg Cd in Boden wird in 25 % der Fälle der einfache ZEBS-Wert überschritten, und in über 20 % der zweifache ZEBS-Wert. Das bedeutet, daß auch Bodengehalte unterhalb von 40µg/kg nicht generell unproblematisch sind.

Unterhalb des Maßnahmenwertes ist jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit keine toxikologisch relevante Zusatzbelastung des Menschen durch den Verzehr von selbsterzeugtem Gemüse gegeben.

Für Cadmium ist wegen der hohen Pflanzenverfügbarkeit auch eine Gefahrenbeurteilung aus dem Königswasser-Extrakt zulässig. Die Auswertung der Cadmium-Daten zu Ammoniumnitrat- und Königswasser-Extrakten zeigt, daß der Maßnahmenwert für mittlere Böden im Durchschnitt der Schwankungen mit pH-Wert und Tongehalt einem mit Königswasser-Extrakt ermittelten Wert von 2 mg/kg TM entspricht.

4 Literatur

ABDEL-RAHMAN, M. S. U., SKOWRONSKI, G. A., TURKALL, R. M., 1992: Effects of soil on the bioavailability of m-xylene after oral or dermal exposure. *Journal of Soil Contamination*, Vol. 1, 1992, S. 183-196

ABDEL-RAHMAN, M. S., SKOWRONSKI, G. A., TURKALL, R. M., 1993: A comparative study of the kinetics and bioavailability of pure and soil-adsorbed benzene, toluene, and m-xylene after dermal exposure. *Health Risk Assessment*, Chapter 7, 1993, S. 105-116

BAGS, Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales, Hamburg, 1995: Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene, Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder. Standards zur Expositionsabschätzung, Hamburg, 1995

BARTELS, R & B. SCHEFFER, 1993: Reduzierung der Schwermetallaufnahme von Pflanzen aus kontaminierten Substraten durch Abdeckung mit unbelastetem Boden. In: Z. Kulturtechn. Landentwickl. 34, S. 303-310

BERGMANN, 1989: Boden- und Umweltfaktoren, die die Mineralstoffaufnahme der Pflanzen beeinflussen -unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. In: BEHRENS, D, & J. WIESNER [Hrsg.], 1989: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. S. 317-340, DECHEMA, Frankfurt a. M.

BGA, Bundesgesundheitsamt (Hrsg.), 1976: Richtwerte '76 für As-, Pb-, Cd- und Hg-Gehalte in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 20, S. 20-21, Berlin.

BGVV, Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (Hrsg.), 1997: Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 40, S. 182-184.

BIRKE, C. & W. WERNER, 1991: Eignung chemischer Bodenextraktionsverfahren zur Prognose der Schwermetallgehalte in Pflanzen. In: Forschungszentrum Jülich (Hrsg.), 1991: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 6, S. 224-288, Jülich.

BISCHOFF, W. A., et al., 1997: Exkursionsführer für die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1997 in Konstanz, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **82**, 1997

BÖCKER, J., MEYER-BURGDORF, K.-H. & H. ABEL, 1995: Bodenaufnahme beim Weidengang oder bei der Fütterung von Rindern. In: Landesumweltamt NRW [Hrsg.], 1995: Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette. LUA-Materialien 11, S. 81-148, Essen

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT - AG WA I 5 / UMWELTBUNDESAMT, 1998: Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Grundlage für untergesetzliche Regelungen zum Bundes-Bodenschutzgesetz. BMU - Umwelt Nr. 7 / 8 (1998), S. 346 - 348

BURMASTER, D. E., MAXWELL, N. I., 1991: Time- and loading-dependence in the McKone model for dermal uptake of organic chemicals from a soil matrix. Risk Analysis, Vol. 11, 1991, S. 491-497

CRÖßMANN, G., 1994: Transfer und Akkumulation von Thallium bei Gemüse und Obstarten. VDLUFA-Schriftenreihe 38, Kongreßband Jena, S. 513-516, VDLUFA-Verlag, Darmstadt

DELSCHEN, TH., 1996: Bodenüberdeckung als Sanierungsmaßnahme für schwermetallbelastete Gärten: Ergebnisse eines Feldversuches. In: PFAFF-SCHLEY, H. [Hrsg.], 1996: Bodenschutz und Umgang mit kontaminierten Böden. S. 167-181, Springer-Verlag, Berlin

DELSCHEN, TH., RÜCK, F. 1997: Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden/Pflanze, in: Zs. Bodenschutz **3**, Heft 4, S. 114 - 121

DELSCHEN, TH. & J. LEISNER-SAABER, 1998: Selbstversorgung mit Gemüse aus Schwermetall-belasteten Gärten: Eine Gefährdungsabschätzung auf toxikologischer Basis, in: Zs. Bodenschutz **4**, Heft 1, Seite 17 - 21

- DELSCHEN, TH., LEISNER-SAABER, J. & B. JANNUSCH, 1996: Untersuchungen zum Schwermetalltransfer Boden/Pflanze in Hausgärten der Stadt Lengerich. Herausgegeben vom Landesumweltamt NRW, Essen
- DIN (Hrsg.), 1983: Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen. DIN 38414, Teil 7, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN [Hrsg.], 1997: Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. DIN 19730, Beuth Verlag, Berlin.
- DRESCH, W., EINBRODT, H. J., SCHRÖDER, A., 1976: Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch bleihaltige Sportplatzbeläge. Sportarzt und Sportmedizin, Vol. 9, 1976, S. 216-220
- Eikmann, T., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R. (Hrsg.) 1999: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Grundwerk, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999
- EPA, 1997: Exposure Factors Handbook. Volume I, General Factors, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, August 1997
- EPA, Environmental Protection Agency, 1992: Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications. Interim Report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1992
- FINLEY, B. L., SCOTT, P., MAYHALL, D. A., 1994: Development of a standard soil-to-skin adherence probability density function for use in Monte Carlo analyses of dermal exposure Risk Analysis, Vol. 14, 1994, S. 555-569
- FMVO, 1992: Futtermittelverordnung, Anlagen 1 bis 7, Anlageband zum Bundesgesetzblatt Teil I vom 21. November 1992
- FRANKLIN, C. A., SOMERS, D. A., CHU, I., 1989: Use of percutaneous absorption data in risk assessment. Journal of the American College of Toxicology, Vol. 8, 1989, S. 815-827
- GIMMI, T., et al., 1997: Exkursionsführer für die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1997 in Konstanz, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 82, 1997
- HACK, A., KRAFT, M., SELENKA, F., 1997: Erfassung und Bewertung von Daten zur biologischen Verfügbarkeit altlastenrelevanter Stoffe, Teilprojekt Bioverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus dem Boden, Forschungsendbericht zum F.+E.-Vorhaben Nr, 103 40 123, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1997
- HASSAUER, M., KALBERLAH, F., 1999: Arsen und Verbindungen, in: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Eikmann, T., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R.. (Hrsg.), Grundwerk, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999
- HVBG, Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (Hg), 1994: Gefahrenstoffliste, BIA-Report 1/1994, Essen
- JAHN, R., KUNOLD, W., 1997: Exkursionsführer für die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1997 in Konstanz, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 82, 1997
- KALBERLAH, F., HASSAUER, M., KONIETZKA, R.; SCHNEIDER, K., 1999: Qualitätsbeurteilungen für unit risk-Berechnungen, in: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Eikmann, T., Heinrich,

U., Heinzow, B., Konietzka, R. (Hrsg.), Grundwerk, Kennziffer B 010, Anhang 2, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999

KALBERLAH, F., HASSAUER, M., SCHNEIDER, K., 1999: Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Methodische Beschreibung: Tolerierbare resorbierte Dosen, in: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Eikmann, T., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R. (Hrsg.), Grundwerk, Kennziffer B 010, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999

KALBERLAH, F., SCHNEIDER, K., 1998: Quantifizierung von Extrapolationsfaktoren, Endbericht des Forschungsvorhabens Nr. 116 06 113 des Umweltbundesamtes, Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Forschung, Fb 796, Verlag für neue Wissenschaft GmbH, Bremerhaven, 1998

KISSEL, J. C., RICHTER, K. Y., FENSKE, R. A., 1996a: Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. Risk Analysis, Vol. 16, 1996, S. 115-126

KISSEL, J. C., RICHTER, K. Y., FENSKE, R. A., 1996b: Factors affecting soil adherence to skin in hand-press trials. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 56, 1996, S. 722-728

KNOCHE, H., BRANDT, P., VIERECK-GÖTTE, L. & H. BÖKEN, 1997: Auswertung der aktualisierten Schwermetalldatenbank hinsichtlich der Ammoniumnitrat-Extraktion im Rahmen des UBA F+E-Vorhabens Erarbeitung fachlicher Grundlagen zu untergesetzlichen Regelungen im Bodenschutz (Nr. 107 06 001/20). Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, 06/1997.

KNOCHE, H., KLEIN, M., KÖRDEL, W. & W. KLEIN, 1993: Auswertung von Länderdaten zu anorganischen Umweltchemikalien, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, UBA-FB-Nr. 107 03 007/14, Umweltbundesamt, Berlin

KONIETZKA, R., 1999: Handlungsorientierte Vorgehensweise zur Berücksichtigung kanzerogener Wirkungen bei Substanzen mit für die weitere Risikobetrachtung nicht geeigneter Risikoquantifizierung, in: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Eikmann, T., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R. (Hrsg.), Grundwerk, Kennziffer B 010, Anhang 3, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999

KONIETZKA, R., DIETER, H.H., 1998: Ermittlung gefahrenbezogener Schadstoffdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden-Mensch, in: Rosenkranz, Einsele, Bachmann, Harreß (Hg.), Handbuch Bodenschutz. Loseblattsammlung, 27. Lieferung, Kenn-Nr. 3530, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998

LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz), 1997: Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfad Bodenverunreinigungen / Altlasten - Pflanze. In: Rosenkranz, Einsele, Bachmann, Harreß (Hg.), Handbuch Bodenschutz, Loseblattsammlung, 1998, Kennziffer 9009

LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz), 1998: Hintergrundwerte anorganischer und organischer Stoffe in Böden. In: Rosenkranz, Einsele, Bachmann, Harreß (Hg.), Handbuch Bodenschutz, Loseblattsammlung, 1998, Kennziffer 9006

LABO / LAGA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz / Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten - Mensch (Direkter Übergang), unveröff.

LABO-ad-hoc-AG Schwermetalltransfer Boden/Pflanze, 1995: Leitfaden für die Durchführung eines länderübergreifenden Untersuchungsprogrammes zum Schwermetalltransfer Boden/Pflanze. Bearbeitet von Th. DELSCHEN und J. LEISNER SAABER -, Landesumweltamt NRW (unveröffentlicht).

LAI, Länderausschuß für Immissionsschutz, 1992: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), TZ-D 161/92, 1992

LANDESGESUNDHEITSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG, 1993: Prüfwerte für die Szenarios Kinderspielflächen, Siedlungsflächen, Gewerbeflächen (Stand 16. August 1993), Stuttgart, 1993

LIEBE, F., WELP, G. & G. W. BRÜMMER, 1997: Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. In: Landesumweltamt NRW [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Bd. 2 Essen

LÜSCHER, P., et al., 1997: Exkursionsführer für die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1997 in Konstanz, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **82**, 1997

MCKONE, T. E., 1990: Dermal uptake of organic chemicals from a soil matrix. Risk Analysis, Vol. **10**, 1990, S. 407-419

MCKONE, T. E., Howd, R. A., 1992: Estimating dermal uptake of nonionic organic chemicals from water and soil: I. Unified fugacity-based models for risk assessments. Risk Analysis, Vol. **12**, 1992, S. 543-558

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (UVM-BW) [Hrsg.], 1996: Schadstofftransfer Boden-Pflanze. Landesweites Untersuchungsprogramm zum Transfer von Arsen, Quecksilber, Blei und Thallium aus Böden in Grünlandaufwuchs und ausgewählte Gemüsepflanzen im Vegetationsjahr 1995. Verfaßt von der UMEG Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen mbH, Karlsruhe (unveröffentlicht)

MÜHLEND AHL, 1995: Vergiftungen im Kindesalter, Enke-Verlage Stuttgart 1995

PRÜEB, A., 1992: Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell öko-toxische Spurenelemente in Böden. Verlag Ulrich E. Grauer.

REICH, T., FRELS, L., 1992: Bericht über Staubmessungen bei Gartenarbeit zur Abschätzung einer maximalen Belastung durch Schadstoffe im Boden, unveröffentlicht, 1992

REIFENRATH, W. G., 1994: Assessment of Skin Penetration of Environmental Contaminants in Air and Bioremediated Soil Utilizing the Pig Skin Model. Reifenrath Consulting and Research, Rovato, CA, 1994

ROBINSON, A. L., SEXTRO, R. G., 1995: The influence of a subslab gravel layer and open aerea on soil-gas and radon entry into two experimental basements. Health Physics, Vol. **69**, 1995, S. 367-377

RÜCK, F., 1993: Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Do-

nauried. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 15, hrsg. von Babel, Fischer, Roht und Stahr, Universität Hohenheim

SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, SRU, 1993: Stellungnahme des Umweltrates zum Verordnungsentwurf nach §40 Abs. 2 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), in: Umweltgutachten 1994, Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, Februar 1994

SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, SRU, 1995: Altlasten II, Sondergutachten, Februar 1995. Metzler-Poeschel, Stuttgart

SAUERBECK, D. & S. LÜBBEN, 1991: BMFT-Verbundvorhaben „Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen“, Teil I - Gesamtüberblick -.In: Forschungszentrum Jülich [Hrsg.], 1991: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 6, S. 1 - 32, Jülich.

SAUERBECK, D., 1989: Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: BEHRENS, D. & J. WIESNER [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Dechema, S. 281-316. Frankfurt.

SCHNEIDER, K., 1999: Zur Frage einer höheren Empfindlichkeit von Kindern gegenüber krebserzeugenden Stoffen. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 4 (3), S. 155-162

SKOWRONSKI, G. A., KADRY, A. M., TURKALL, R. M., BOTROUS, M. F., ABDEL-RAHMAN, M. S., 1994: Soil decreases the dermal penetration of phenol in male pig in vitro. Journal of Toxicology and Environmental Health, Vol. 41, 1994, S. 467-479

SKOWRONSKI, G. A., TURKALL, R. M., KADRY, A. R., ABDEL- RAHMAN, M. S., 1990: Effects of soil on the dermal bioavailability of m-xylene in male rats. Environmental Research, Vol. 51, 1990, S. 182-193

SOUCI, S.W., FACHMANN, W. & H. KRAUT, 1986: Die Zusammensetzung der Lebensmittel - Nährwert-Tabellen. Herausgegeben im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten von der Deutschen Forschungsanstalt für Lebensmittelchemie, München, 3. Auflage. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.

STEUBING, L., VOGEL, A., & W. HAMMEL, 1996: Bindung und Mobilität ökotoxischer Metalle und Metalloide im Bereich von ehemaligen Quecksilber-Bergwerken im Nordpfälzer Bergland - Bestimmung der mobilen Fraktion von Quecksilber, Arsen und Antimon in Böden mittels Ammoniumnitrat (NH₄NO₃). Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Rheinland-Pfalz, Institut für Pflanzenökologie, J.-L.- Univ. Gießen, (unveröffentlicht).

UMWELTBUNDESAMT (Hg.) 1999: Berechnung der Prüf- und Maßnahmenwerte der Bodenschutz- und Altlastenverordnung aufgrund der Ableitungsmaßstäbe für Prüf- und Maßnahmenwerte gemäß Bekanntmachung des BMU im Bundesanzeiger, xxxxxxxx

UMWELTBUNDESAMT, (Hg.) 1996: Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastenbedingte Schadstoffe, Zwischenbericht 1.1.1995 - 31.1.1996, Anhang 1.3: Fallbeispiel Pelzfabrik (Land Hessen), Arbeitsgemeinschaft Institut Fresenius GmbH und focon-Ingenieurgesellschaft mbH, Erlangen, Aachen, Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, F+E-Vorhaben 203 40 107, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1996

UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (UM-BW), 1993: Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe)

vom 24.08.1993. Zitiert in: ROSENKRANZ/EINSELE/HARREß [Hrsg.]: Bodenschutz. 15. Lieferung, I/1994, Kennzahl 8206

WALKER, S., GRIFFIN, S., 1998: Site-specific data confirm arsenic exposure predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 106, 1998, S. 133-139

WATKIN, G. E., HULL, R. W., 1991: Factors affecting the dermal bioavailability of hydrocarbons in soil: applicability to human health risk assessment. *Hydrocarbon Contaminated Soils*, Vol. 1, 1991, S. 541-554

WESTER, R. C., MAIBACH, H. I., BUCKS, D. A., SEDIK, L., MELENDRES, J., LIAO, C., DIZIO, S., 1990: Percutaneous absorption of (14C)DDT and (14C)benzo(a)pyrene from soil. *Fundamental and Applied Toxicology*, Vol. 15, 1990, S. 510-516

WESTER, R. C., MAIBACH, H. I., SEDIK, L., MELENDRES, J., LIAO, C. L., DIZIO, S., 1992: Percutaneous absorption of (14C)chlordane from soil. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, Vol. 35, 1992, S. 269-277

WESTER, R. C., MAIBACH, H. I., SEDIK, L., MELENDRES, J., WADE, M., DIZIO, S., 1993a: Percutaneous absorption of pentachlorophenol from soil. *Fundamental and Applied Toxicology*, Vol. 20, 1993, S. 68-71

WESTER, R. C., MAIBACH, H. I., SEDIK, L., MELENDRES, J., WADE, M., 1993b: Percutaneous absorption of PCBs from soil: in vivo rhesus monkey, in vitro human skin, and binding to powdered human stratum corneum. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, Vol. 39, 1993, S. 375-382

WESTER, R. C., MELENDRES, J., LOGAN, F., HUI, X., MAIBACH, H. I., WADE, M., et al., 1996: Percutaneous absorption of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid from soil with respect to soil load and skin contact time: in vivo absorption in rhesus monkeys and in vitro absorption in human skin. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, Vol. 47, 1996, S. 335-344

WHO, Weltgesundheitsorganisation, 1994: Assessing human health risk of chemicals. Derivation of guidance values for health based exposure limits. WHO, Genf 1994

WIESERT, P., RIPPEN, G., DÖRR, H., 1996: Die Verfrachtung von Schadstoffen durch Winderosion - Versuch einer Quantifizierung. *altlasten spektrum*, 2/96, 1996, S. 79-81

YANG, J. J., ROY, T. A., KRUEGER, A. J., NEIL, W., MACKERER, C. R., 1989: In vitro and in vivo percutaneous absorption of benzo(a)pyrene from petroleum crude-fortified soil in the rat. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 43, 1989, S. 207-214