

# Expositionsabschätzung und Risikoanalyse



Altlastenmanagement 2010



lebensministerium.at



# ARBEITSHILFE ZUR EXPOSITIONS- ABSCHÄTZUNG UND RISIKOANALYSE AN KONTAMINIERTEN STANDORTEN

Endbericht zum Arbeitspaket 2 des Projektes  
„Altlastenmanagement 2010“  
(Neuausrichtung der Beurteilung und  
Sanierung von kontaminierten Standorten)

Thomas G. Reichenauer  
Wolfgang Friesl-Hanl  
Eva Edelman  
Heinz Hofer  
Martin Weisgram  
Dietmar Müller  
Timo Dörrie



lebensministerium.at

## **Projektleitung**

Dietmar Müller, Umweltbundesamt GmbH

## **AutorInnen**

Thomas G. Reichenauer, AIT – Austrian Institute of Technology GmbH

Wolfgang Friesl-Hanl, AIT – Austrian Institute of Technology GmbH

Eva Edelmann, im Auftrag von: bfe Biotechnologie Forschungs- und Entwicklungs-GmbH

Heinz Hofer, Seibersdorf Laboratories

Martin Weisgram, Umweltbundesamt

Dietmar Müller, Umweltbundesamt

Timo Dörrie, Umweltbundesamt

## **Korrektorat**

Maria Deweis, Umweltbundesamt

Brigitte Read, Umweltbundesamt

## **Satz/Layout**

Manuela Kaitna, Umweltbundesamt

## **Umschlagphoto**

© Luftbild: BEV, Landesregierungen und Land-, forst-, und wasserwirtschaftliches Rechenzentrum GmbH/  
M. Kaitna

Die Autoren bedanken sich bei Dr. Angelika Brunner (Amt der Salzburger Landesregierung), Dr. Isabel Wieshofer (Magistrat der Stadt Wien) und DI Erwin Huter (NÖ Umweltschutz) für die Unterstützung und Kooperation im Rahmen der ÖNORM-AG 157e02 („Gefährdungsabschätzung Altlasten“). Weiters danken wir Dr. Frank P.M. Karg (HPC Envirotec S.A.), dass er im Rahmen seiner Reviews seine langjährige praktische Erfahrung mit in diese Arbeitshilfe eingebracht hat.

Dank für die Diskussionen im Rahmen eines Workshops gilt folgenden ExpertInnen:

Philippe Brandner, blp Geoservices GmbH; Angelika Brunner, Land Salzburg;

Christian K. Gikopoulos, HPC Austria GmbH; Michael Gollob, ZI für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft;

Sultana Gruber, Bank Austria; Christine Hochholdinger, Lebensministerium, Christian Holzer, Lebensministerium;

Erwin Huter, NÖ Umweltschutz; Harald Kasamas, Lebensministerium;

Wolfgang Lantschbauer, Land Oberösterreich; Nora Mitterböck, Lebensministerium;

Franz Neubacher, UV&P Umweltmanagement-Verfahrenstechnik Neubacher & Partner GES.M.B.H.;

Barbara Pippich, Magistrat der Stadt Wien; Michael Rabitsch, Land Kärnten; Peter Raumauf, HPC Austria GmbH;

Marina Wallner, Lebensministerium; Isabel Wieshofer, Magistrat der Stadt Wien;

Klaus Wruss, Montanuniversität Leoben; Wolfgang Vychytil, Land Niederösterreich.

Diese Publikation wurde im Auftrag des Lebensministeriums, Abt. VI/3 erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

## **Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Druck: Janetschek, 3860 Heidenreichstein

*Gedruckt auf CO<sub>2</sub>-neutralem 100 % Recyclingpapier*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2011

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-154-3

# INHALT

	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	7
	<b>SUMMARY</b> .....	9
<b>1</b>	<b>ANWENDUNGSBEREICH</b> .....	11
<b>2</b>	<b>STATUS QUO ZUR RISIKOANALYSE</b> .....	12
2.1	Europäischer Vergleich .....	12
2.2	Entwicklung in Österreich .....	12
<b>3</b>	<b>GRUNDLAGEN UND VORAUSSETZUNGEN</b> .....	14
3.1	Grundlagen der Expositionsabschätzung .....	14
3.2	Voraussetzungen für die Expositionsabschätzung .....	16
3.3	Ziel der Risikoanalyse .....	17
<b>4</b>	<b>VORGANGSWEISE ZUR EXPOSITIONSABSCHÄTZUNG UND RISIKOANALYSE</b> .....	18
<b>5</b>	<b>CHARAKTERISIERUNG DES STANDORTES (SCHRITT 1)</b> .....	21
5.1	<b>Schadstoffe und schadstoffspezifische Expositionspfade</b> .....	22
5.1.1	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) .....	23
5.1.2	Monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe .....	23
5.1.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) .....	24
5.1.4	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) .....	24
5.1.5	Schwermetalle und Halbmetalle .....	27
5.2	<b>Nutzungsklassen, Aktivitäten und aktivitätsbezogene Expositionspfade</b> .....	28
5.2.1	Identifikation relevanter Aktivitäten und aktivitätsbezogener Expositionspfade .....	29
5.2.2	Nutzungsklasse Wohnen .....	30
5.2.3	Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau .....	32
5.2.4	Nutzungsklasse Freizeit und Erholung .....	32
5.2.5	Nutzungsklasse Industrie, Gewerbe und Verkehr .....	32
<b>6</b>	<b>FESTLEGUNG STANDORTSPEZIFISCHER EXPOSITIONSSZENARIEN (SCHRITT 2)</b> .....	34
6.1	<b>Relevante Expositionspfade für leichtflüchtige Schadstoffe und betroffene Nutzungen</b> .....	35
6.2	<b>Relevante Expositionspfade für wasserlösliche, schwerflüchtige Schadstoffe und betroffene Nutzungen</b> .....	36
6.3	<b>Relevante Expositionspfade für schwer wasserlösliche, schwerflüchtige Schadstoffe und betroffene Nutzungen</b> .....	37

<b>7</b>	<b>PLANUNG UND DURCHFÜHRUNG VON UNTERSUCHUNGEN (SCHRITT 3)</b> .....	38
7.1	<b>Ziel der Probenahme</b> .....	38
7.2	<b>Grundvoraussetzungen</b> .....	39
7.3	<b>Planung der Untersuchungen</b> .....	40
7.3.1	Bodenuntersuchungen.....	42
7.3.2	Bodenluftuntersuchungen.....	42
7.3.3	Wasseruntersuchungen.....	42
7.3.4	Untersuchung flüchtiger Schadstoffe im Innenraum.....	42
7.3.5	Staubuntersuchungen.....	43
7.3.6	Bodenextraktuntersuchungen.....	43
7.3.7	Analyse von Pflanzenmaterial.....	43
<b>8</b>	<b>EXPOSITIONSABSCHÄTZUNG (SCHRITT 4)</b> .....	45
8.1	<b>Gleichungen für die Abschätzung der Exposition</b> .....	45
8.1.1	Abschätzung der oralen Exposition.....	46
8.1.2	Abschätzung der dermalen Exposition.....	48
8.1.3	Abschätzung der inhalativen Exposition.....	49
8.1.4	Expositionsparameter.....	50
8.2	<b>Biometrische Daten</b> .....	51
8.3	<b>Spezifische Expositionsparameter und Zeitbudgets</b> .....	51
8.3.1	Nutzungsklasse Wohnen.....	52
8.3.2	Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau.....	58
8.3.3	Nutzungsklasse Freizeit und Erholung.....	59
8.3.4	Nutzungsklasse Industrie, Gewerbe und Verkehr.....	60
8.4	<b>Darstellung der abgeschätzten Expositionswerte</b> .....	62
<b>9</b>	<b>RISIKOANALYSE (SCHRITT 5)</b> .....	65
9.1	<b>Prinzip der Risikoanalyse</b> .....	65
9.2	<b>Durchführung der Risikoanalyse</b> .....	66
9.2.1	Überlagerung von toxischen Wirkungen aus verschiedenen Aufnahmerouten.....	67
9.2.2	Addition von Risikoindizes für unterschiedliche Schadstoffe.....	68
9.3	<b>Expositionen durch andere Quellen</b> .....	68
9.3.1	Berücksichtigung der allgemeinen Exposition.....	69
9.3.2	Berücksichtigung erhöhter Hintergrundwerte.....	69
9.4	<b>Sensitivitätsanalyse und Bandbreitenanalyse</b> .....	70
9.4.1	Angabe der Schwankungsbreite der abgeschätzten Expositionsrate.....	71
9.4.2	Durchführung der Sensitivitätsanalyse.....	71

<b>10</b>	<b>MASSNAHMEN ZUM SCHUTZ DER GESUNDHEIT</b> .....	72
<b>10.1</b>	<b>Koordination von Maßnahmen – Ziele und Grundlagen</b> .....	72
<b>10.2</b>	<b>Vermeidung und Verminderung der Exposition</b> .....	73
10.2.1	Planung von Sanierungsmaßnahmen .....	74
10.2.2	Dekontamination .....	74
10.2.3	Sicherung .....	75
10.2.4	Nutzungsbeschränkung .....	75
<b>10.3</b>	<b>Weitere Erhebungen und Untersuchungen</b> .....	76
<b>10.4</b>	<b>Information der betroffenen NutzerInnen</b> .....	77
<b>11</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	78
<b>12</b>	<b>GLOSSAR</b> .....	84
<b>ANHANG 1: UNTERSUCHUNGSMETHODEN</b> .....		91
<b>Anhang 1.1</b>	<b>Bodenuntersuchungen</b> .....	91
Anhang 1.1.1	Festlegung und Anzahl von Probenahmepunkten .....	92
Anhang 1.1.2	Analysemethoden .....	92
Anhang 1.1.3	Teilflächengruppierung bei hoher Varianz der Schadstoffgehalte .....	93
<b>Anhang 1.2</b>	<b>Bodenluftuntersuchungen</b> .....	94
<b>Anhang 1.3</b>	<b>Untersuchung von Schadstoffgehalten im Wasser</b> .....	94
<b>Anhang 1.4</b>	<b>Untersuchung von flüchtigen Schadstoffen in der Raumluft</b> .....	96
Anhang 1.4.1	Prüfung der Notwendigkeit von Raumluftmessungen .....	96
Anhang 1.4.2	Durchführung von Raumluftmessungen .....	97
<b>Anhang 1.5</b>	<b>Staubuntersuchungen</b> .....	100
Anhang 1.5.1	Rechnerische Ableitung der Staubbelastung im Innenraum .....	101
Anhang 1.5.2	Untersuchung der Staubbelastung im Innenraum .....	101
Anhang 1.5.3	Rechnerische Ableitung der Staubbelastung im Freien .....	103
Anhang 1.5.4	Untersuchung der Staubbelastung im Freien .....	103
<b>Anhang 1.6</b>	<b>Untersuchung der Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Halb- und Schwermetallen im Boden</b> .....	104
<b>Anhang 1.7</b>	<b>Untersuchung von Pflanzenmaterial</b> .....	105
<b>ANHANG 2: ERGÄNZENDE BEMERKUNGEN</b> .....		109
<b>Anhang 2.1</b>	<b>Toxikologische Vergleichswerte</b> .....	109
Anhang 2.1.1	Vergleichswerte für toxikologische Wirkungen .....	109
Anhang 2.1.2	Vergleichswerte für mutagene und krebserzeugende Wirkungen .....	110
<b>Anhang 2.2</b>	<b>Fehlende toxikologische Vergleichswerte</b> .....	111
Anhang 2.2.1	Schadstoffe ohne toxikologischen Vergleichswert .....	111
Anhang 2.2.2	Fehlender toxikologischer Vergleichswert für eine Aufnahmeart .....	111

<b>Anhang 2.3 Expositionsparameter</b> .....	112
<b>ANHANG 3: STOFFDATENBLÄTTER</b> .....	116
<b>Anhang 3.1 Quellen für toxikologische Vergleichswerte</b> .....	116
<b>Anhang 3.2 Verwendung der Stoffdatenblätter</b> .....	117

## ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeitshilfe dient als Anleitung für eine standortspezifische und nutzungsbezogene, humantoxikologische Expositionsabschätzung und Risikoanalyse für kontaminierte Standorte in Österreich. Mit ihrer Hilfe soll es dem Anwender/der Anwenderin möglich sein zu beurteilen, ob eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit auf einem kontaminierten Standort ausgeschlossen werden kann. Anhand der Ergebnisse der Expositionsabschätzung können auch mögliche Maßnahmen zur Verminderung der Exposition identifiziert werden.

Die Risikoanalyse basiert auf der Abschätzung der Schadstoffexposition von Menschen über unterschiedliche Expositionspfade (z. B. direkte Exposition mit kontaminiertem Boden, Konsumation von Gemüse, das auf dem kontaminierten Standort angebaut wurde). Die betrachteten Expositionspfade beinhalten die orale, inhalative und dermale Exposition von Menschen.

Die Umsetzung einer Risikoanalyse an einem kontaminierten Standort erfordert, dass das Ziel der Risikoanalyse festgelegt wurde und eindeutig abgegrenzte (Teil-)Flächen und die maßgeblichen Aktivitäten der NutzerInnen definiert sind. Eine weitere wesentliche Voraussetzung ist, dass die Expositionsabschätzung auf Schadstoffmessungen in Umweltmedien entlang der Expositionspfade beruht (z. B. Pflanze, Luft) und nicht auf einer vollständigen Modellierung, die ausschließlich auf dem Schadstoffgehalt im Boden aufbaut.

Nach einleitenden Kapiteln, in denen die allgemeinen Prinzipien einer Expositionsabschätzung dargestellt werden, wird in sechs Teilschritten beschrieben, wie eine standortspezifische Abschätzung der Exposition von Menschen durchgeführt wird:

1. Charakterisierung des Standortes
2. Festlegung und Beschreibung von Expositionsszenarien
3. Planung und Durchführung von Untersuchungen
4. Expositionsabschätzung
5. Risikoanalyse
6. Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit.

Nach der Charakterisierung des Standortes sind ein oder mehrere Expositionsszenarien mit ihren Aktivitäten und Expositionspfaden festzulegen. Für die leichtere Identifikation von relevanten Aktivitäten bzw. Expositionspfaden sind folgende Nutzungsklassen definiert:

- Wohnen
- Landwirtschaft & Gartenbau
- Freizeit & Erholung
- Industrie, Gewerbe & Verkehr
- Kinderspielplatz.

Liegt eine Nutzung als „Kinderspielplatz“ vor, ist keine standortspezifische Expositionsabschätzung und Risikoanalyse durchzuführen, sondern es sind die Prüf- und Maßnahmenschwelldwerte der ÖNORM S 2088-2 anzuwenden.

Für alle weiteren Nutzungsklassen werden jeweils typische Aktivitäten mit ihren am ehesten zu erwartenden Expositionspfaden zusammengefasst dargestellt. Anhand dieser Angaben kann für den konkreten Einzelfall ein standortspezifisches

**Expositions-  
abschätzung und  
Risikoanalyse**

**6 Schritte der  
Expositions-  
abschätzung**

**Nutzungsklassen**

Expositionsszenario erarbeitet werden, das alle für die Schadstoffexposition von Menschen relevanten Expositionspfade und Schadstoffe beinhaltet.

Um eine vergleichbare Herangehensweise bei der Durchführung der Risikoanalyse zu gewährleisten, werden in der Arbeitshilfe auch Informationen zur Erarbeitung einer Probenahme-strategie sowie wichtige Prinzipien für die Probenbehandlung und -analyse gegeben.

**Berechnung  
der Exposition**

Gleichungen zur Abschätzung der Exposition werden gemeinsam mit den dazu notwendigen Expositionsparametern (z. B. biometrische Daten, Expositionszeiten) angegeben, um eine einheitliche Vorgangsweise sicherzustellen. Errechnete Expositionswerte sind in einer Matrix übersichtlich darzustellen. Die Expositionsabschätzung wird durch eine Bandbreitenanalyse der verwendeten Expositionsparameter und eine Sensitivitätsanalyse abgeschlossen. Jeder Wert einer Expositions-matrix wird anschließend mittels Division durch einen entsprechenden toxikologischen Vergleichswert in einen Risikoindex umgewandelt, mit dem beurteilt wird, ob eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit auf einem kontaminierten Standort ausgeschlossen werden kann. Die toxikologischen Vergleichswerte der relevantesten Schadstoffe werden hierzu in Stoffdatenblättern im Anhang der Arbeitshilfe angegeben.

Basierend auf einer Risikoanalyse der relevanten Expositionspfade können Vorschläge für die Ableitung effizienter Maßnahmen zur Minimierung der Exposition von Menschen gemacht werden. Dazu ist die Information der betroffenen NutzerInnen wesentlich. Einzelfallspezifisch kann auch eine Verfeinerung der Expositionsabschätzung, basierend auf weiteren Erhebungen und Untersuchungen zweckmäßig sein.

## SUMMARY

This guidance document serves as instructions manual for site- and use-specific human exposure assessments at contaminated sites in Austria. With the help of this document, the user should be able to decide if a non-acceptable risk for human health can be excluded at a contaminated site. On the basis of the results of such exposure assessments, specific and effective measures for the reduction of human exposure can be identified.

Risk analysis is based on the estimation of human exposure via different pathways (e. g. direct exposure to contaminated soil, consumption of vegetables grown at the contaminated site etc.). The exposure pathways considered in this guidance document include oral, inhalative and dermal human exposure.

Carrying out risk analysis at a specific contaminated site requires a particular objective, the delineation of (sub-)areas of interest and a definition of the users' main activities. Another prerequisite for exposure assessments as described in this document is that such assessments should be based on measurements of contaminant concentrations along exposure pathways in environmental media (e. g. plants, air), rather than the entire model being based exclusively on contaminant concentrations in the soil.

After the first chapters introducing the general principles of an exposure assessment, the document describes six steps to consider when performing a site-specific assessment of human exposure:

1. Site characterisation
2. Definition of relevant exposure scenarios
3. Planning and performance of site investigations
4. Exposure assessment
5. Risk analysis
6. Health protection measures.

After the first step (site characterisation), one or more exposure scenarios have to be defined, including related activities and exposure pathways. To facilitate identification of relevant activities and exposure pathways, a distinction is made between five different categories of land use:

- Residential areas
- Agriculture and horticulture
- Recreation areas
- Industrial, business and traffic areas
- Playgrounds.

For playgrounds no site-specific risk assessment or risk analysis has to be performed. Instead, the trigger and intervention values of the Austrian Standard ON S 2088-2 have to be applied.

For the other four land use categories typical activities are combined with the most likely exposure pathways (i.e. exposure scenarios), allowing for site-specific adaptations in individual cases and including all pathways and contaminants relevant for human exposure.

### ***Exposure assessment and risk analysis***

### ***6 steps of exposure assessment***

### ***Land use categories***

In order to ensure a comparable approach for carrying out risk analysis, information regarding the development of a sampling strategy is provided and important principles for sample treatment and analysis are described.

***Exposure  
calculation***

Equations for the calculation of exposure are given together with the necessary exposure parameters (e. g. biometric data, exposure times) in order to ensure a coordinated approach. Calculated exposure rates should be compiled in a matrix. The exposure assessment is completed with a boundary value analysis of the used exposure parameters and a sensitivity analysis. Each value of an exposure matrix is then divided by a respective toxicological reference value to obtain a risk index which indicates whether a risk for human health can be excluded at a particular contaminated site. Toxicological reference values for the most important contaminants can be found in data sheets on the relevant substances provided in the Annex to this guidance document.

Based on a detailed risk analysis of relevant exposure pathways, specific suggestions can be made for deriving effective measures to minimise human exposure. Here it is essential that the users concerned are provided with the relevant information. In individual cases a refined exposure assessment, based on further surveys and investigations, may be expedient.

# 1 ANWENDUNGSBEREICH

Die vorliegende Arbeitshilfe bietet eine Unterstützung bei der Abschätzung der chronischen Exposition von Menschen durch Schadstoffe auf kontaminierten Standorten und bei der Analyse daraus resultierender möglicher negativer Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Mittels Expositionsabschätzung und Risikoanalyse wird eine Aussage möglich, ob Auswirkungen auf die Gesundheit durch eine Kontamination ausgeschlossen werden können oder nicht. Können mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit nicht ausgeschlossen werden, bedeutet dies aber nicht, dass explizit ein humantoxikologisches Risiko vorliegen muss (ausschließendes Prinzip).

Die Arbeitshilfe richtet sich primär an Ingenieurinnen und Ingenieure, Sachverständige und GutachterInnen, welche im Bereich der Beurteilung von kontaminierten Standorten tätig sind. Methodisch wurde sie jedoch so angelegt, dass sie auch einem weiteren Kreis von möglichen Anwenderinnen und Anwendern die Abschätzung der Schadstoffexposition ermöglicht sowie Ansätze zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse auch für andere Anwendungsfälle liefert.

## **Zielgruppe der Arbeitshilfe**

Die Arbeitshilfe bezieht sich auf die Beurteilung lang anhaltender Schadstoffexpositionen von Menschen und möglicher chronischer Wirkungen. Akute Wirkungen (z. B. Vergiftungsgefahr, Erstickungs- und Explosionsgefahr durch Austritt von Deponiegasen) sowie Schädigungen durch radioaktive Strahlung werden nicht behandelt. Der Bericht bezieht sich explizit auf die Betrachtung von Bodenschadstoffen an kontaminierten Standorten. Wasser und Luft werden als Übertragungsmedium von Schadstoffen aus dem Boden hin zum Menschen betrachtet (Umweltmedien).

Die Ergebnisse einer mit dieser Arbeitshilfe durchgeführten humantoxikologischen Risikoanalyse dienen als Basis für entsprechende Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit, die unter anderem auch differenzierte Maßnahmen zur Expositions-minderung enthalten können. Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Expositionsabschätzung und die Risikoanalyse nur für die jeweils betrachteten Nutzungen gültig sind. Im Falle einer Nutzungsänderung ist zu überprüfen, ob deswegen die Expositionsabschätzung zu überarbeiten und eine erneute Risikoanalyse durchzuführen sind.

## 2 STATUS QUO ZUR RISIKOANALYSE

### 2.1 Europäischer Vergleich

**CARACAS** Ein erster umfassender Vergleich der Praxis der Expositionsabschätzung und Risikoanalyse von kontaminierten Standorten zwischen verschiedenen Ländern Europas wurde in der „Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe“ (CARACAS 1996–1998) durchgeführt. In Volume 1 (FERGUSON et al. 1998) werden die wissenschaftlichen Grundlagen behandelt und das Quelle-Pfad-Rezeptor-Modell (siehe Kapitel 3) als Grundlage für Risikoanalysen auf kontaminierten Standorten beschrieben.

**HERACLES** Einen sehr guten, aktuellen Überblick über die Durchführung von Expositionsabschätzungen in zahlreichen europäischen Ländern gibt die HERACLES-Studie (CARLON 2007). Die Studie beschäftigt sich primär mit der Ableitung von sogenannten „screening values“ – also mit allgemeinen (generischen) Vergleichswerten, die zur „Risikoabschätzung“ von kontaminierten Standorten herangezogen werden. Die HERACLES-Studie zeigt, dass zwischen den europäischen Ländern große Unterschiede in der Systematik, nach der solche „screening values“ abgeleitet werden, bestehen – vor allem was die Einbeziehung von Standortnutzungen, aber auch die betrachteten Rezeptoren und die berücksichtigten Expositionspfade betrifft.

In einigen Ländern wurden EDV-gestützte Expositionsmodelle entwickelt, die auf definierten oder auch frei wählbaren Expositionsszenarien beruhen. Auch hier zeigt ein Vergleich eine relativ große Bandbreite der Ergebnisse, die sich vor allem durch Unterschiede in den Modellannahmen ergeben (SWARTJES 2002).

#### **Trends der Expositionsabschätzung**

In den letzten Jahren wurde ein Trend zur Expositionsabschätzung mit Hilfe von probabilistischen (verteilungsbasierten) Modellen verzeichnet. Bei solchen Modellen werden die Parameter für die verwendeten Expositionsmodelle als statistische Verteilung (und nicht als Einzelwert) beschrieben. Entsprechend wird das Ergebnis eines probabilistischen Modells ebenfalls als Verteilung ausgedrückt, welches in weiterer Folge zu bewerten ist (z. B. MEKEL et al. 2007).

Insgesamt zeigen die genannten Studien, dass die unterschiedlichsten Ansätze und Modelle zur Abschätzung der Schadstoffexposition sowie zur Analyse von Risiken in den meisten Ländern Europas existieren und angewandt werden.

### 2.2 Entwicklung in Österreich

#### **gesetzlicher Rahmen in Österreich**

Die Notwendigkeit der Abschätzung der Gefahren, die von kontaminierten Standorten ausgehen, wurde erstmals im Altlastensanierungsgesetz (ALSAG 1989 i.d.F. 2008) gefordert. Das Gesetz spricht von der Notwendigkeit einer Gefährdungsabschätzung zur Erfassung des Risikos, das von einem kontaminierten Standort ausgeht. Diese Gefährdungsabschätzung dient im Rahmen des ALSAG der Festlegung, ob ein kontaminierter Standort in den Altlastenatlas eingetragen wird („bei erheblichen Gefahren für die Gesundheit des Menschen, oder die Umwelt“) und der Zuordnung einer Priorität für eine Sanierung bzw. Sicherung. Hinweise wie eine Gefährdungsabschätzung durchzuführen ist, gibt das ALSAG

keine. Da diesbezüglich auch auf kein nationales Bodenschutzgesetz<sup>1</sup> zurückgegriffen werden kann, stellen derzeit bestehende Materielgesetze wie das Wasserrechtsgesetz, das Abfallwirtschaftsgesetz oder das Gewerberecht die gesetzliche Basis für die Durchführung von Gefährdungsabschätzungen dar.

Die praktische Durchführung der Gefährdungsabschätzung von Altstandorten und Altablagerungen wird in den ÖNORMEN S 2088-1 bis -3 geregelt. Diesen ÖNORMEN liegt der „Schutzgutgedanke“ zugrunde. Als Schutzgüter werden Grundwasser (S 2088-1), Boden (S 2088-2) und Luft (S 2088-3) betrachtet, die so sauber zu halten sind, dass keine Gefährdung für die Gesundheit des Menschen und keine Gefährdung der Umwelt besteht. Somit stehen diese Normen im Einklang mit dem „umfassenden Umweltschutz“, zu dem sich Österreich seit dem Jahr 1984 im Rahmen seiner Verfassung bekennt (Bundesverfassungsgesetz über den umfassenden Umweltschutz BGBl. 491/1984). Als „umfassender Umweltschutz“ wird die „*Bewahrung der natürlichen Umwelt als Lebensgrundlage des Menschen*“ definiert.

### **Praxis in Österreich**

Die ÖNORMEN-Reihe S 2088 gibt Prüfwerte vor, bei deren Überschreitung weitere Erhebungen und Untersuchungen zur Sachverhaltsklärung erforderlich sind sowie Maßnahmschwellenwerte, bei deren Überschreitung in der Regel Sanierungsmaßnahmen notwendig werden. Die Prüfwerte sind so angelegt, dass bei einer Unterschreitung eine erhebliche Gefahr für Mensch und Umwelt ausgeschlossen werden kann.

In den Jahren 2004 und 2006 wurde vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) eine zweiteilige Studie in Auftrag gegeben, in der neue Konzepte für die Durchführung von Gefährdungs- bzw. Risikoabschätzungen für kontaminierte Standorte bzw. zur Ableitung von Sanierungszielen erarbeitet wurden („Sanierungszielstudie“) (RACHOR et al. 2006). In dieser Studie wird ein dreistufiges Konzept vorgeschlagen, das in jeder Stufe eine Risikoabschätzung mit zunehmender Genauigkeit vorsieht. Darüber hinaus wird empfohlen, die Risikoabschätzung in Bezug zur Standortnutzung zu setzen und anstelle der bisher verfolgten Schutzgutbetrachtung den Menschen bzw. die Umwelt als Rezeptoren (Endpunkte der Betrachtung) zu definieren.

### **Sanierungsziel-Studie**

Die vorliegende Arbeitshilfe basiert auf Grundüberlegungen der „Sanierungszielstudie“ und wurde im Rahmen des Projektes Altlastenmanagement 2010 (ALM 2010) im Auftrag des BMLFUW erarbeitet. Sie konkretisiert die Durchführung der nutzungsbezogenen und standortspezifischen Expositionsabschätzung und Risikoanalyse für die menschliche Gesundheit durch kontaminierte Standorte.

---

<sup>1</sup> In Österreich gibt es bis dato kein spezifisches nationales Bodenschutzrecht. Einige Bundesländer haben länderspezifische Bodenschutzgesetze ausgearbeitet, die allerdings meist stark von Bedürfnissen der Landwirtschaft geprägt sind und nur in einem Fall (Land Salzburg 2011) auch auf Kontaminationen nicht landwirtschaftlich genutzter Böden Bezug nehmen.

## 3 GRUNDLAGEN UND VORAUSSETZUNGEN

### 3.1 Grundlagen der Expositionsabschätzung

#### **Quelle-Pfad-Rezeptor-Modell**

Die Bewertung der Schadstoffexposition von Menschen auf kontaminierten Standorten ist im Rahmen dieser Arbeitshilfe an der Charakterisierung möglicher „Quelle-Pfad-Rezeptor“-Beziehungen ausgerichtet. Das bedeutet, dass kausale Ketten beschrieben werden, wie Schadstoffe von der Quelle (= kontaminierter Standort) über unterschiedliche Pfade und Medien (z. B. Nahrungsmittel oder Ausbreitung über Wasser und Luft) zum Menschen (= Rezeptor) gelangen und von diesem aufgenommen werden können.<sup>2</sup> Dabei wird die gesamte Lebensspanne von Menschen betrachtet.<sup>3</sup> Die im Rahmen einer Expositionsabschätzung generell zu berücksichtigenden Expositionspfade sind in Abbildung 1 schematisch dargestellt. Die an einem kontaminierten Standort tatsächlich vorhandenen (und damit für die Bewertung der Exposition relevanten) Expositionspfade ergeben sich aus den konkreten Aktivitäten am Standort sowie den Eigenschaften der relevanten Schadstoffe und sind üblicherweise weniger vielfältig als die Gesamtheit aller möglichen Expositionspfade.

#### **Art der Schadstoffaufnahme**

Je nach Art der Aufnahme von Schadstoffen durch den Menschen wird zwischen oraler, dermaler oder inhalativer Aufnahme unterschieden.

##### **orale Aufnahme**

Die orale Schadstoffaufnahme erfolgt über die Mundschleimhäute bzw. über den Magen-Darm-Trakt. Für eine orale Aufnahme von Schadstoffen können unterschiedlichste Expositionspfade wie etwa das Verschlucken von kontaminiertem Boden oder Bodestaub, der Verzehr von kontaminierten Lebensmitteln (z. B. Gemüse aus dem Hausgarten) oder die Konsumation von verunreinigtem Trinkwasser maßgeblich sein.

##### **dermale Aufnahme**

Die dermale Schadstoffaufnahme erfolgt über die Hautoberfläche. Eine dermale Aufnahme kann durch direkten großflächigen Kontakt mit kontaminiertem Boden oder Wasser (z. B. beim Schwimmen oder Duschen) erfolgen.

##### **inhalative Aufnahme**

Die inhalative Schadstoffaufnahme erfolgt durch Einatmen von flüchtigen Schadstoffen oder von schadstoffbelastetem Bodestaub, gefolgt von einer Aufnahme der Schadstoffe über die Lunge. Bei der inhalativen Aufnahme von Bodestaub ist zu beachten, dass nur ein Teil des eingeatmeten Staubes in die Lunge gelangt und ein weiterer Staubanteil abgeschluckt wird.

---

<sup>2</sup> Bei kontaminierten Standorten in Gebieten mit einer vorliegenden Hintergrundbelastung für die beurteilungsrelevanten Schadstoffe ist jedenfalls eine Differenzierung des entsprechenden Anteiles an der Gesamtexposition zweckmäßig (siehe Kapitel 9.3.2). Die allgemeine Exposition (Schadstoffaufnahme aus Quellen des täglichen Lebens, z. B. gekaufte Nahrungsmittel, Verkehr) wird über die Ausschöpfung des toxikologischen Vergleichswert berücksichtigt (siehe Kapitel 9.3.1).

<sup>3</sup> Die ermittelten Werte für die Schadstoffexposition werden toxikologischen Vergleichswerten gegenübergestellt, die in den meisten Fällen aus Tierversuchen abgeleitet wurden (siehe Anhang 2). Da in Analogie zur Lebensspanne des Menschen diese Versuche mit juvenilen Tieren (nach dem Absetzen vom Muttertier) begonnen werden, wird über die aus diesen Versuchen abgeleiteten toxikologischen Vergleichswerte ebenso die gesamte Lebensspanne des Menschen, vom frühen Kindheits- und Jugendstadium an berücksichtigt.

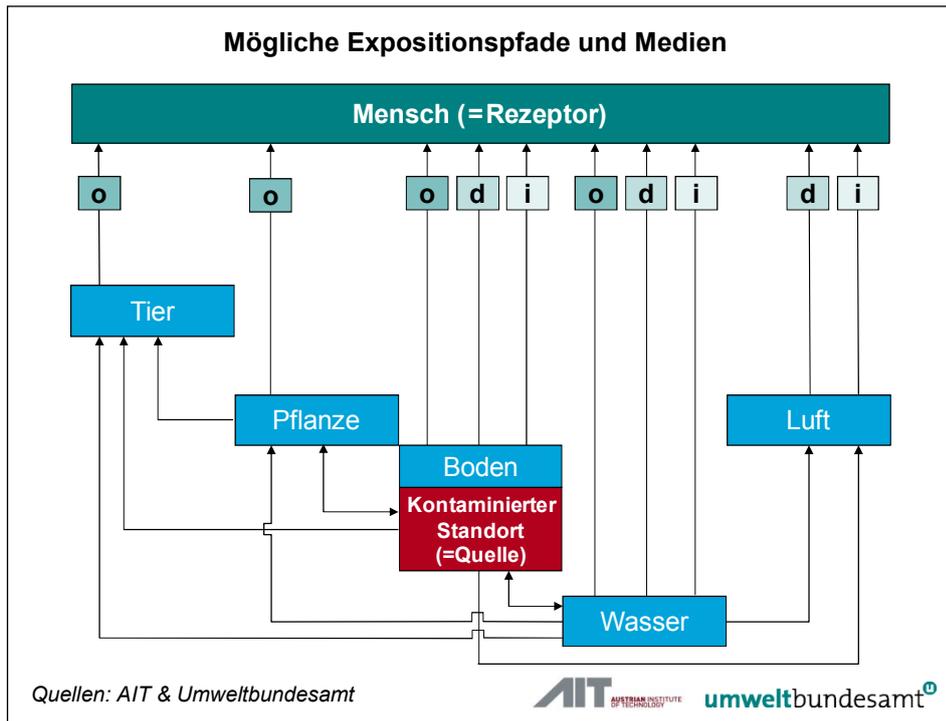


Abbildung 1: Mögliche Expositionspfade und Medien auf kontaminierten Standorten, über die eine Schadstoffaufnahme durch Menschen erfolgen kann. (o ... orale Aufnahme, d ... dermale Aufnahme, i ... inhalative Aufnahme)

Für eine systematische Identifikation der auf einem Standort zu erwartenden Expositionspfade bietet eine Unterscheidung in Nutzungsklassen (siehe Abbildung 2) eine erste Hilfestellung. Jeder Nutzungsklasse können allgemein übliche Aktivitäten, wie z. B. Gartenarbeit oder Sport- und Freizeitaktivitäten (siehe Kapitel 5.2, Tabelle 1) zugeordnet werden, für die jeweils bestimmte Expositionspfade charakteristisch sind. Nutzungsklassen und Aktivitäten sind z. B. mit Hilfe von Begehungen oder Befragungen einfach zu erheben und bilden zusammen mit den am Standort vorhandenen Schadstoffen die Grundlage für die Konkretisierung von relevanten Expositionspfaden sowie der darauf aufbauenden Beschreibung von Expositionsszenarien. Diese Szenarien bilden die Basis für die weiteren Schritte – Untersuchung (Probenahme), Expositionsabschätzung, Risikoanalyse und Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit.

Diese Arbeitshilfe wurde als Grundlage für die Expositionsabschätzung kontaminierter Standorte erstellt. Daher ist es wichtig, Expositionen die vom kontaminierten Standort stammen von solchen, die von etwaigen Hintergrundbelastungen herrühren, zu unterscheiden. Hierzu sind neben der durch den kontaminierten Standort bedingten Exposition immer auch etwaige Hintergrundbelastungen zu berücksichtigen.

**Nutzungsklassen und Aktivitäten**

**Expositionsszenarien**

**Hintergrundexposition**

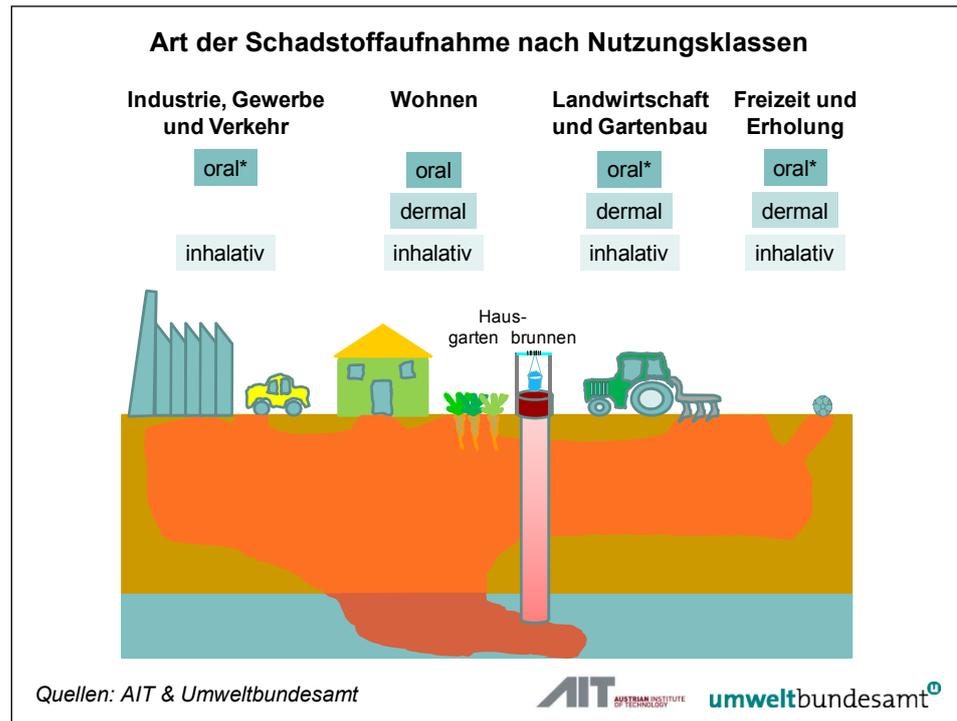


Abbildung 2: Zu erwartende Arten der Schadstoffaufnahme im Rahmen der Nutzungsklassen (\* die orale Aufnahme bezieht sich ausschließlich auf das Verschlucken von Staub).

### 3.2 Voraussetzungen für die Expositionsabschätzung

#### **Auswertung vorhandener Daten**

Um eine Expositionsabschätzung durchführen zu können, müssen geeignete Daten vom betrachteten kontaminierten Standort vorliegen. Diese Daten dienen dazu, die grundsätzliche Möglichkeit einer Schadstoffaufnahme sowie die möglichen Arten der Schadstoffaufnahme durch Menschen an einem konkreten Standort abzuleiten. Die Schadstoffaufnahme hängt dabei ab von

- den am Standort vorliegenden Aktivitäten und
- den physikalisch-chemischen<sup>4</sup> Eigenschaften der am Standort vorhandenen Schadstoffe.

Ergibt sich aus der Kenntnis über einen konkreten kontaminierten Standort, dass dieser keiner Nutzung unterliegt oder dass die vorliegenden Schadstoffe aufgrund ihrer Eigenschaften nicht zum Menschen gelangen können, dann ist dies entsprechend darzustellen. Eine Expositionsabschätzung sowie die darauf aufbauende Risikoanalyse und Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit entfallen in diesem Fall.

<sup>4</sup> Die physikalisch-chemischen Eigenschaften sind für die Ausbreitung von Schadstoffen entscheidend. Beispielsweise ist eine Schadstoffaufnahme über die Luft nur bei flüchtigen Schadstoffen oder bei Schadstoffen, die im Staub enthalten sein können, möglich. Des Weiteren ist z. B. eine Ausbreitung im Grundwasser und die Aufnahme über die Nutzung als Trink- oder Brauchwasser nur für wasserlösliche Schadstoffe gegeben.

Liegen für einen konkreten Standort keine Informationen vor, so sind zunächst toxikologisch relevante Schadstoffe (z. B. über historische Recherchen oder Erkundung) zu identifizieren und aktuell auf dem Standort vorliegende Aktivitäten zu erheben. Auf dieser Basis ist festzulegen, ob eine Expositionsabschätzung notwendig ist oder nicht.

Liegen für einen kontaminierten Standort bereits Informationen vor, die eine Schadstoffexposition von Menschen erwarten lassen und/oder die Durchführung einer Expositionsabschätzung wird aus anderen Gründen als notwendig erachtet, sind diese Daten auf ihre weitere Eignung für eine Expositionsabschätzung zu beurteilen und beschreibend zusammenzustellen.

Generell sollte eine übersichtliche Darstellung der vorhandenen Daten etwa in Form eines konzeptionellen Schemas (z. B. Blockbild oder Profil) gewählt werden. Bei weiteren Ergebnissen wird dringend empfohlen, das konzeptionelle Schema fortlaufend zu aktualisieren und anzupassen.

**konzeptionelles  
Schema**

Alle folgenden Erkundungsschritte sind so zu planen, dass noch ausständige, notwendige Informationen für die Expositionsabschätzung ermittelt werden. Dabei ist für die Ableitung von Expositionsszenarien insbesondere auch das Ziel der Risikoanalyse zu beachten, welches im Rahmen der Expositionsabschätzung und der darauf aufbauenden humantoxikologischen Risikoanalyse beantwortet werden soll.

### 3.3 Ziel der Risikoanalyse

Im Detail ist vor jeder Expositionsabschätzung bzw. Risikoanalyse festzulegen, welche prinzipiell unterschiedlichen Aussagen aus den zu definierenden Expositionsszenarien abgeleitet werden sollen, d. h. welches Ziel die Risikoanalyse verfolgt. Es ist deshalb jedenfalls zu Beginn festzulegen, ob Aussagen getroffen werden sollen, die sich auf

- spezifische, für den konkreten kontaminierten Standort charakteristische Aktivitäten (aktivitätsbezogene Risikoanalyse),
  - Teilflächen mit ähnlichen Merkmalen, wie zum Beispiel mit gleichen Aktivitäten sowie Art und Intensität der Kontamination (flächenbezogene Risikoanalyse) oder
  - konkrete Grundstücke (grundstücksbezogene Risikoanalyse).
- beziehen.

**aktivitätsbezogen**

**flächenbezogen**

**grundstücks-  
bezogen**

Auf das festgelegte Ziel der Risikoanalyse ist die gesamte weiterer Vorgangsweise, beginnend mit der Planung und Durchführung der Standorterkundung (siehe Kapitel 7 und Anhang 1), abzustimmen.

Die Auswertung der Ergebnisse der Expositionsabschätzung und der Vergleich der einzelnen Expositionsszenarien können entsprechend in unterschiedlicher Form erfolgen. Zentrale Fragen sind dabei:

- Bei welchen Aktivitäten ist an einem konkreten kontaminierten Standort eine erhöhte Exposition mit relevanten Schadstoffen wahrscheinlich?
- Bei welchen Arten der Schadstoffaufnahme (oral, dermal, inhalativ) ist eine erhöhte Exposition zu erwarten, sodass langfristige Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen nicht ausgeschlossen werden können?

**zentrale Fragen**

## 4 VORGANGSWEISE ZUR EXPOSITIONSABSCHÄTZUNG UND RISIKOANALYSE

### 6 Schritte, um Gesundheitsrisiken zu verhindern

Die dieser Arbeitshilfe zugrunde liegende Vorgangsweise gliedert sich in sechs Schritte und ist als Ablauf schematisch in Abbildung 3 dargestellt. Wesentlich ist dabei, dass zu Beginn der Durchführung das Ziel der Risikoanalyse (siehe Kapitel 3.3) eindeutig und nachvollziehbar definiert wird, sodass der gesamte Prozess in sich schlüssig gestaltet wird und vor allem auch die Planung und Durchführung von Untersuchungen entsprechend ausgerichtet werden können (siehe Kapitel 7.3).



Abbildung 3: Vorgangsweise im Rahmen dieser Arbeitshilfe.

### Schritt 1: Standortcharakterisierung

In Schritt 1 ist der kontaminierte Standort umfassend zu charakterisieren. Existierende Daten sind auszuwerten und bezüglich ihrer Eignung und Relevanz für eine Expositionsabschätzung zu beurteilen. Jene Schadstoffe, die aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften für die Bewertung der Exposition in Frage kommen, sind zu identifizieren. Für diese Schadstoffe sind – basierend auf der Schadstoffverteilung am Standort und den vorhandenen Nutzungen („Aktivitäten“) – die jeweils relevanten Expositionspfade darzustellen (siehe Kapitel 5.1). Um das zu ermöglichen, sind die am Standort vorhandenen Aktivitäten durch Begehung zu verifizieren und/oder durch Befragung der NutzerInnen des Standortes zu erheben. Die Ergebnisse der Erhebung von Informationen und Auswertung von vorhandenen Daten sind in geeigneter Form zusammenfassend darzu-

stellen. Dabei ist auch auf offene Fragen und wesentliche Unsicherheiten in den vorliegenden Daten einzugehen, damit diese unmittelbar durch zusätzliche Erhebungen oder auch im Zuge von weiteren Untersuchungen geklärt werden können.

In Schritt 2 sind, basierend auf den identifizierten Schadstoffen und Aktivitäten, entsprechende Expositionsszenarien zu entwickeln (siehe Kapitel 6). Hierbei ist zu berücksichtigen, mit welchem Ziel die Risikoanalyse erfolgen soll (aktivitäts-, flächen- oder grundstücksbezogen; siehe Kapitel 3.3); d. h. ob Aktivitäten am gesamten Standort betrachtet werden sollen oder Aktivitäten auf Teilflächen ähnlicher Merkmale oder ob eine Risikoanalyse für einzelne Grundstücke durchgeführt werden soll.

**Schritt 2:  
Szenarien  
entwickeln**

In Schritt 3 sind weitere erforderliche Untersuchungen für die Expositionsabschätzung auf Basis der erarbeiteten Expositionsszenarien zu planen und durchzuführen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1). In Ergänzung zu vorhandenen Daten sind eine Strategie zur Probenahme und konkrete Probenahmepläne für den Standort zu entwickeln. In Abhängigkeit von den Expositionsszenarien sind die Untersuchungen z. B. auf „Aktivitäten“, bereits bekannte Schadstoffverteilungen oder/und Grundstücke anzupassen. Darüber hinaus sind auch Hintergrundbelastungen aller relevanten Schadstoffe zu bestimmen, um entsprechende Daten für die Abschätzung der Exposition aus der Hintergrundbelastung zu erhalten.

**Schritt 3:  
weitere  
Untersuchungen**

Nach Auswertung der Ergebnisse der Untersuchungen sind in Schritt 4 im Rahmen der Expositionsabschätzung für alle Expositionsszenarien die Expositionen getrennt nach Schadstoffen und Aktivitäten abzuschätzen und als einzelne Expositionswerte übersichtlich darzustellen (siehe Kapitel 8). Hierzu sind neben den Messwerten aus den Untersuchungen auch die jeweiligen biometrischen Daten (siehe Kapitel 8.2) sowie die spezifischen Expositionsfaktoren und Zeitbudgets (siehe Kapitel 8.3) auszuwählen bzw. festzulegen und in die Expositionsgleichungen (siehe Kapitel 8.1) einzusetzen. Des Weiteren ist für jedes Expositionsszenario die gesamte orale, die gesamte dermale und die gesamte inhalative Exposition für jeden einzelnen Schadstoff jeweils durch Addition der entsprechenden Expositionswerte zu ermitteln. Bei Vorliegen von erhöhten Hintergrundwerten ist der Anteil der daraus resultierenden Exposition auf Basis der definierten Expositionsszenarien in Analogie abzuschätzen.

**Schritt 4:  
Abschätzung der  
Exposition**

In Schritt 5 werden die abgeschätzten Expositionswerte im Rahmen der Risikoanalyse toxikologischen Vergleichswerten (TVW) gegenübergestellt (siehe Kapitel 9). Hierzu wird für jeden einzelnen Expositionswert ein Risikoindex (RI) abgeschätzt, indem der Expositionswert durch den korrespondierenden toxikologischen Vergleichswert dividiert wird. Im Zuge dessen wird auch die allgemeine Exposition aus Quellen des täglichen Lebens berücksichtigt (siehe Kapitel 9.3.1). Somit wird jeder in Schritt 4 abgeschätzte Expositionswert (für einzelne Expositionspfade, aber auch für die Summen der oralen, dermalen und inhalativen Exposition) in einen Risikoindex umgewandelt. Analog wird mit Werten aus erhöhter Hintergrundbelastung verfahren (siehe Kapitel 9.3.2). Alle Indizes sind zu analysieren und in Bezug auf ihre Einzel- und Gesamtrelevanz zu bewerten. Im Rahmen dieser Analyse der Risikoindizes ist auch eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, um jene Expositionsparameter zu identifizieren, die den größten Beitrag zum jeweils errechneten Einzelwert liefern. Darüber hinaus ist durch Variation der Expositionsparameter innerhalb realistischer Grenzen die Bandbreite der einzelnen Expositionswerte anzugeben und zu beschreiben (siehe Kapitel 9.4).

**Schritt 5:  
Analyse  
durchführen**

**Schritt 6:** Im abschließender Schritt 6 werden im notwendigen und zweckmäßigen Umfang Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit (siehe Kapitel 10) umgesetzt. Hat die Risikoanalyse ergeben, dass eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit für alle relevanten Expositionspfade und Aktivitäten ausgeschlossen werden kann, dann beschränken sich die Maßnahmen auf die Information der betroffenen Bevölkerung (siehe Kapitel 10.4). Kann eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit auf Basis der erarbeiteten Daten und Abschätzungen für eine oder mehrere Pfade oder Schadstoffe nicht ausgeschlossen werden, ist zu betrachten, ob es zielführend ist, die Expositionsabschätzung und Risikoanalyse weiter zu präzisieren bzw. zu verfeinern (siehe Kapitel 10.3) oder ob konkrete Maßnahmen zur Verminderung der Exposition gesetzt werden sollten (siehe Kapitel 10.2).

**Download von Fallbeispielen** Ausgewählte Fallbeispiele zur Illustration der Anwendung der Arbeitshilfe sind auf der Homepage des Umweltbundesamt als Download verfügbar.

## 5 CHARAKTERISIERUNG DES STANDORTES (Schritt 1)

Das Ziel der Charakterisierung des Standortes ist die Identifikation der relevanten Schadstoffe und deren Verteilung sowie der relevanten Aktivitäten am Standort. Dies bildet die Grundlage für die Durchführung einer Expositionsabschätzung und Risikoanalyse.

**Relevanz von  
Schadstoffen  
und Aktivitäten**

Die Ableitung relevanter Schadstoffe und Aktivitäten erfolgt zunächst auf Basis einer Auswertung von existierenden Daten (Schadstoffmessungen, bekannte Nutzungen etc.). In der Regel finden sich hierzu Informationen in diversen Quellen (Firmen Comparse, historische Karten usw.) sowie bei verschiedenen Institutionen (Handelskammern, Gemeinden, Behörden, Firmen, Umweltbundesamt usw.). Ausgehend von etwaigen Datenlücken sind für die Ableitung relevanter Schadstoffe und Aktivitäten notwendige weitere Untersuchungen<sup>5</sup> (Boden-, Wasser- oder Luftuntersuchungen) und Erhebungen (z. B. von Aktivitäten, Zeitbudgets) durchzuführen, um eine ausreichende Datengrundlage für die Entwicklung von Expositionsszenarien (Schritt 2) zu erhalten.

Dieses Kapitel bietet zum einen Unterstützung bei der Abschätzung der Relevanz von Schadstoffen für einzelne Expositionspfade (siehe Kapitel 5.1) und zum anderen eine Hilfestellung für die Identifikation relevanter Aktivitäten (siehe Kapitel 5.2).

---

<sup>5</sup> Verdichtende Untersuchungen der Medien Grundwasser, Boden oder Luft sowie insbesondere Untersuchungen etwaig ergänzend zu betrachtender Medien wie z. B. Pflanzen- oder Raumluftuntersuchungen erfolgen in der Regel erst im Schritt 3 (siehe Kapitel 7).

## 5.1 Schadstoffe und schadstoffspezifische Expositionspfade

**Alle für den Standort relevanten Schadstoffe und Leitsubstanzen sind zu identifizieren bzw. in Boden, Grundwasser und/oder Bodenluft zu erkunden und die zu erwartenden schadstoffspezifischen Expositionspfade sind festzulegen.**

### Vorgangsweise

#### „Schadstoffe und schadstoffspezifische Expositionspfade“

Vorliegende Schadstoffe und Leitsubstanzen am Standort sind auf Basis bereits vorhandener Daten bzw. der Erkundung des Bodens, der Bodenluft und/oder des Grundwassers darzustellen. Aus der Gesamtheit der vorhandenen Schadstoffe sind die relevanten abzuleiten. Das sind in vielen Fällen jene, die einen Vergleichswert überschreiten, unterhalb dessen die Schadstoffkonzentration als unbedenklich gilt. In Österreich dienen hierzu z. B. die Prüfwerte in der ÖNORM-Reihe S 2088<sup>6</sup>. Des Weiteren muss anhand der physikalisch-chemischen Eigenschaften geprüft werden, ob ein Schadstoff für einen bestimmten Expositionspfad prinzipiell relevant ist. Für die resultierenden relevanten Schadstoffe sind die jeweils charakteristischen Expositionspfade darzustellen.

### ***Einzelsubstanz und Summenparameter***

Für die toxikologische Beurteilung ist zu unterscheiden, ob ein Einzelschadstoff oder eine Stoffgruppe (z. B. Dioxine, MKW, PAK), die üblicherweise als Summenparameter angegeben wird, vorliegt. Da in den meisten Fällen eine toxikologische Beurteilung nur für den Einzelstoff möglich ist, wird im Rahmen dieser Arbeitshilfe bei der Beurteilung von Stoffgruppen vorgeschlagen, auf die jeweils toxikologisch relevanten Parameter (Leitsubstanzen) zurückzugreifen. Eine Ausnahme bilden hier die Mineralölkohlenwasserstoffe (siehe Kapitel 5.1.4).

### ***häufige und relevante Schadstoffe***

In den nachfolgenden Unterkapiteln werden für die in Österreich am häufigsten vorkommende Schadstoffe LCKW und MKW (BMLFUW 2007) und für aus human-toxikologischer Sicht besonders relevante Schadstoffgruppen (BTEX, PAK und Schwermetalle) bzw. für ausgewählte Leitsubstanzen dieser einzelnen Stoffgruppen die entsprechenden physikalisch-chemischen Eigenschaften und die sich daraus ableitenden schadstoffspezifischen Expositionspfade beschrieben. Darüber hinaus erfolgen Angaben zur Toxikologie. Konkrete physikalisch-chemische und toxikologische Werte, die in Rahmen der Risikoanalyse anzuwenden sind, finden sich in den Stoffdatenblättern im Anhang 3.<sup>7</sup>

### ***weitere Schadstoffe***

Neben den genannten Schadstoffen ist die im Rahmen dieser Arbeitshilfe dargestellte Vorgehensweise auch auf hier nicht genannte Schadstoffe, welche

<sup>6</sup> Die genannten ÖNORMEN decken zwar eine große Bandbreite der gängigen Schadstoffe an kontaminierten Standorten ab, sie stellen aber keinen Anspruch auf Vollständigkeit. So sind beispielsweise Abbauprodukte (etwa von Lösungsmitteln) nicht enthalten.

<sup>7</sup> Liegen gesicherte Erkenntnisse über aktuellere Daten vor, ist es zulässig auch diese, begründet durch toxikologisch versierten ExpertInnen, zu verwenden.

ebenfalls eine humantoxikologische Relevanz aufweisen können, anwendbar. Die für diese Schadstoffe relevanten physikalisch-chemischen sowie toxikologischen Daten werden hier nicht näher beschrieben und es wird auf den Anhang 2.2 verwiesen.

### 5.1.1 Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW)

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe sind Kohlenwasserstoffe mit einem oder mehreren Chloratomen. Die an kontaminierten Standorten am häufigsten auftretenden Vertreter der LCKW sind Tetrachlorethen (PCE), Trichlorethen (TCE), 1,1,1-Trichlorethan und Dichlormethan. Aufgrund ihrer Verwendung als Lösungsmittel treten LCKW-Belastungen von Böden infolge von Manipulationsverlusten beim Be- oder Umfüllen von Lager- und Transportbehältern, bei Produktionsunfällen (Metall- und Oberflächenreinigung, Abbeizmittel, chemische Reinigungsmittel) sowie im laufenden Betrieb (z. B. Kondensation aus Abluftleitungen oder bei Abwasserableitung) auf.

#### **Charakter/Herkunft**

Wegen ihrer hohen Flüchtigkeit steht bei LCKW der inhalative Pfad bei Ausgasungen aus dem Boden oder dem Wasser im Vordergrund. Des Weiteren können LCKW über den oralen Pfad durch Trinken von kontaminiertem Wasser aufgenommen werden. Eine inhalative Exposition über den Boden im Freien oder eine Aufnahme über Nahrungsmittel ist aufgrund der hohen Flüchtigkeit dieser Schadstoffe in der Regel nicht relevant.<sup>8</sup>

#### **Expositionspfade**

Für ausgewählte Vertreter dieser Schadstoffgruppe finden sich Datenblätter mit Hinweisen auf spezifische Eigenschaften und toxikologische Relevanz im Anhang 3.

### 5.1.2 Monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Aromatische Kohlenwasserstoffe sind Verbindungen, die sich vom Benzol ableiten und im Wesentlichen durch Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole (BTEX) vertreten sind. BTEX sind Bestandteil des Leichtöls. Benzol wird als Zusatz von Treibstoffen sowie als Ausgangssubstanz diverser chemischer Produkte, Farbstoffe, Kunstharze, Pflanzenschutzmittel und Desinfektionsmittel verwendet.

#### **Charakter/Herkunft**

In Böden werden BTEX nur mäßig gebunden und können dadurch über den inhalativen Pfad durch Ausgasungen aus dem Boden sowie über den oralen Pfad durch Trinken von kontaminiertem Wasser aufgenommen werden. Eine Exposition durch direkten Kontakt mit Boden oder eine Aufnahme über Nahrungsmittel, die am Standort produziert wurden, ist aufgrund der hohen Flüchtigkeit dieser Schadstoffgruppe in der Regel nicht relevant.

#### **Expositionspfade**

Für ausgewählte Vertreter dieser Schadstoffgruppe finden sich Datenblätter mit Hinweisen auf spezifische Eigenschaften und toxikologische Relevanz im Anhang 3.

<sup>8</sup> Liegen im Spezialfall konkrete Hinweise auf nicht genannte relevante Aufnahmepfade vor, bietet diese Arbeitshilfe durch etwaige Anpassung der Gleichungen in Kapitel 8.1 die Möglichkeit, diese Pfade in die Expositionsabschätzung einzubeziehen.

### 5.1.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

**Charakter/Herkunft** Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe bestehen aus zwei (Naphthalin) oder mehr kondensierten aromatischen Ringen unterschiedlicher Anordnung. Es gibt mehrere hundert bekannte PAK, wovon einige sehr giftig und krebserregend sind. Von der US-EPA wurden 16 PAK<sup>9</sup> genauer charakterisiert und als Leitsubstanzen ausgewiesen (siehe unten). PAK entstehen bei unvollständiger Verbrennung (500–700 °C) von organischen Energieträgern (z. B. Holz, Öl, Benzin, Dieselöl, Stroh) in Kraftwerken, Kleinf Feuerungsanlagen und Motoren. Sie entstehen aber auch bei Waldbränden und beim Zigarettenrauchen. PAK treten in hohen Konzentrationen außerdem im Teer aus Gaswerken und Kokereien und in Teerprodukten (z. B. Holzimprägnierungsmittel) auf.

**Expositionspfade** Mit Ausnahme von Naphthalin und Acenaphthylen sind die PAK schwer flüchtig und gering wasserlöslich. Dadurch steht der inhalative und orale Pfad durch Einatmen und Verschlucken von Staub im Vordergrund.<sup>8</sup>

Basierend auf ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften sowie den verfügbaren toxikologischen Daten werden im Falle einer PAK-Kontamination zumindest die folgenden Leitsubstanzen vorgeschlagen:

- Naphthalin, Acenaphthylen
- Acenaphthen, Fluoren, Anthracen, Phenanthren, Pyren, Fluoranthren, Benzo(a)-anthracen, Chrysen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Dibenz(a,h)anthracen, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Benzo(g,h,i)perylene.

Für die genannten Leitsubstanzen finden sich Datenblätter mit Hinweisen auf spezifische Eigenschaften und toxikologische Relevanz im Anhang 3.

### 5.1.4 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

**Charakter/Herkunft** Als Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) werden die im Wesentlichen nur aus Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen aufgebauten organischen Verbindungen in Rohöl sowie in den durch Aufarbeitung dieses Rohstoffs (z. B. Raffination) erhaltenen Produkte (z. B. Benzin, Diesel, Schmieröl), inklusive allfälliger Additive, zusammengefasst. Im Rohöl sind hauptsächlich aliphatische (geradkettige, verzweigte, zyklische) und aromatische (ein- und mehrringige) Kohlenwasserstoffe enthalten, die je nach Herkunft unterschiedlich verteilt sind. Der Gehalt an aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Erdölprodukten hängt somit von der Zusammensetzung des Rohöls sowie von Aufarbeitungs- und Weiterverarbeitungsschritten (z. B. Blending, Additive) ab. Einzelne Stoffe oder Stoffgruppen der MKW sind als toxikologisch relevant zu betrachten (z. B. Benzol, PAK). Die schadstoffspezifischen Expositionspfade hängen insbesondere von den im Gemisch vorhandenen Molekülgrößen bzw. Kettenlängen und den damit verbundenen physikalisch-chemischen Eigenschaften (Flüchtigkeit, Löslichkeit etc.) ab. In Verbindung mit den an kontaminierten Standorten angetroffenen Verunreinigungen können die MKW wie folgt klassifiziert werden (LUA 2005, HLUG 2005):

---

<sup>9</sup> Die von der US-EPA festgelegten 16 PAK werden derzeit in Europa diskutiert; für Lebensmittel wurden 16 „europäische“ PAK festgelegt, wovon acht identisch mit den US-EPA PAK sind (Empfehlung 2005/108/EG und Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission)

- **Benzin:** enthält hohe Konzentrationen an BTEX und anderen Monoaromaten sowie verzweigten Alkanen, niedrige Konzentrationen an n-Alkanen, Alkenen, Cycloalkanen und Naphthalinen sowie sehr niedrige PAK-Konzentrationen. Es wird somit charakterisiert durch kurzkettige (C<sub>5</sub>–C<sub>10</sub>), niedrig siedende (Siedebereich 36–175 °C), leicht flüchtige und gut<sup>10</sup> wasserlösliche (ca. 100 mg/l) Kohlenwasserstoffe. Für Benzin-Kohlenwasserstoffe stehen somit der inhalative Pfad über Ausgasungen aus dem Boden und der orale Pfad durch Trinken von kontaminiertem Wasser (nach Auswaschung aus dem Boden) im Vordergrund.<sup>8</sup>
- **Kerosin:** besteht überwiegend aus n- und i-Alkanen, Zykoalkanen, und zu einem geringeren Anteil aus Alkylaromaten. Benzol und Toluol kommen in Spuren vor. Kerosin wird charakterisiert durch kurz- bis mittelkettige (C<sub>8</sub>–C<sub>17</sub>), leicht flüchtige und relativ gut wasserlösliche (ca. 10–100 mg/l) Kohlenwasserstoffe im mittleren Siedebereich (150–280 °C). Für Kerosin-Kohlenwasserstoffe steht somit der orale Pfad durch Trinken von kontaminiertem Wasser (nach Auswaschung aus dem Boden) im Vordergrund. Des Weiteren ist eine inhalative und orale Aufnahme durch Einatmen und Verschlucken von kontaminiertem Bodenstaub nicht auszuschließen.<sup>8</sup>
- **Diesel und leichtes Heizöl** enthalten hohe Konzentrationen an n-Alkanen, geringere Konzentrationen an verzweigten Alkanen, Zykoalkanen, Monoaromaten und PAK (Naphthalin, Acenaphthen, Phenanthren, Fluoren und andere PAK mit ihren Alkylderivaten) sowie sehr niedrige BTEX-Konzentrationen. Diesel und leichtes Heizöl werden charakterisiert durch mittelkettige (C<sub>9</sub>–C<sub>24</sub>), mittelflüchtige und relativ gut wasserlösliche (ca. 5–20 mg/l) Kohlenwasserstoffe im mittleren Siedebereich (160–390 °C). Für diese MKW-Produkte steht somit der orale Pfad durch Trinken von kontaminiertem Wasser (nach Auswaschung aus dem Boden) im Vordergrund. Des Weiteren ist eine inhalative und orale Aufnahme durch Einatmen und Verschlucken von kontaminiertem Bodenstaub nicht auszuschließen.<sup>8</sup>
- **Schmieröl** ist charakterisiert durch mittel- bis langkettige (> C<sub>17</sub>), schwerflüchtige und schwer wasserlösliche Kohlenwasserstoffe (verzweigte und zyklische Alkane) im hohen Siedebereich (300–525 °C). Schmieröle können als Beimengungen PAK, PCB und PCDD/F enthalten. Für Schmieröl steht somit der inhalative sowie orale Pfad durch Einatmen und Verschlucken von kontaminiertem Bodenstaub im Vordergrund.<sup>8</sup>
- **Schweres Heizöl und Bitumen** sind charakterisiert durch langkettige (> C<sub>40</sub>), nicht flüchtige und unlösliche Kohlenwasserstoffe im hohen Siedebereich. Für schweres Heizöl und Bitumen steht somit der inhalative sowie der orale Pfad durch Einatmen und Verschlucken von kontaminiertem Bodenstaub im Vordergrund.<sup>8</sup>

**Expositionspfade  
für Benzin**

**Expositionspfade  
für Kerosin**

**Expositionspfade  
für Diesel/  
leichtes Heizöl**

**Expositionspfade  
für Schmieröl**

**Expositionspfade  
für schweres Heizöl**

Aus dieser Vielzahl an Einzelsubstanzen mit ihren zum Teil sehr unterschiedlichen Expositionspfaden und toxischen Wirkungen und aus der Tatsache, dass derzeit standardmäßig zumeist nur der Summenparameter KW-Index analysiert wird, ergibt sich eine Schwierigkeit der toxikologischen Beurteilung von MKW-Gemischen. Der Parameter KW-Index erfasst die im Gaschromatogramm zwischen n-Decan C<sub>10</sub> und n-Tetracontan C<sub>40</sub> auftretenden Kohlenwasserstoffe, die in ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften eine große Bandbreite aufwei-

**toxikologische  
Beurteilung**

<sup>10</sup> „Gut“ wasserlöslich wird in dieser Arbeitshilfe bezogen auf kontaminierte Standorte (fahnenbildend) verstanden und ist nicht der chemischen Löslichkeitsskala entsprechend angewandt.

sen. Zusätzlich werden methodenbedingt bei der Extraktreinigung bestimmte Kohlenwasserstoffgruppen (z. B. PAK) vollständig oder teilweise abgetrennt und analytisch somit nicht erfasst.

### **MKW-Fractionen**

Um dennoch eine toxikologische Beurteilung zu ermöglichen, ist es daher zielführend, einerseits die Kohlenwasserstoffe in Fraktionen ähnlicher physikalisch-chemischer Eigenschaften einzuteilen und für diese Fraktionen toxikologische Vergleichswerte festzulegen. Andererseits sind in Ergänzung zu den Fraktionen ausgewählte toxikologisch relevante Leitsubstanzen aus den oben genannten Gruppen zu definieren und für diese sind toxikologische Vergleichswerte zur Verfügung zu stellen. Entsprechend der Verfügbarkeit toxikologischer Vergleichswerte wird im Einklang mit der einschlägigen Literatur (BAARS et al. 2001) vorgeschlagen, folgende MKW-Fractionen nach EC-Zahl<sup>11</sup> für die toxikologische Beurteilung heranzuziehen:

- Aliphatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>5</sub>–EC<sub>8</sub>
- Aliphatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>> 8</sub>–EC<sub>16</sub>
- Aliphatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>> 16</sub>–EC<sub>35</sub>
- Aliphatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>> 35</sub>
- Aromatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>5</sub>–EC<sub>9</sub>
- Aromatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>> 9</sub>–EC<sub>16</sub>
- Aromatische Kohlenwasserstoffe EC<sub>> 16</sub>–EC<sub>35</sub>

### **Leitsubstanzen**

Im Rahmen dieser Arbeitshilfe werden darüber hinaus die folgenden Leitsubstanzen aufgrund ihrer Häufigkeit bzw. ihrer Toxizität sowie der Verfügbarkeit toxikologischer Daten vorgeschlagen:

- Benzin: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol (siehe Kapitel 5.1.2)
- Benzin: n-Hexan, Blei (siehe Kapitel 5.1.5)
- Kerosin, Diesel, leichtes Heizöl: Naphthalin, Acenaphthylen (siehe Kapitel 5.1.3)
- Kerosin, Diesel, leichtes Heizöl: Acenaphthen, Fluoren, Anthracen, Phenanthren, Pyren (siehe Kapitel 5.1.3)
- Schmieröl: Benzo(a)pyren (siehe Kapitel 5.1.3).

Für die genannten Fraktionen und Leitsubstanzen finden sich Datenblätter mit Hinweisen auf spezifische Eigenschaften und toxikologische Relevanz im Anhang 3.

---

<sup>11</sup> Die Äquivalentkohlenstoffzahl (EC) korreliert den Siedepunkt bzw. die gaschromatographische Retentionszeit einer Verbindung mit der Kohlenstoffzahl und dem Siedepunkt bzw. der Retentionszeit der n-Alkane. Die Retentionszeiten werden für eine GC-Trennung mit isothermen Temperaturgradienten auf einer unpolaren GC-Säule bestimmt. Der Verbindung wird eine Kohlenstoffzahl äquivalent zum n-Alkan desentsprechenden Siedepunkts zugeordnet (PÖTZ 2007).

### 5.1.5 Schwermetalle<sup>12</sup> und Halbmetalle<sup>13</sup>

Im Gegensatz zu den meisten organischen Schadstoffen können Schwermetalle sowie Halbmetalle nicht nur anthropogen verursacht sondern auch natürlich (geogene Hintergrundkonzentration) vorhanden sein. Darüber hinaus können Schwermetalle in Form unterschiedlicher Spezies (unterschiedliche Oxidationsstufen und Bindungsformen) mit unterschiedlicher Toxizität auftreten (z. B. Cr(III) und Cr(VI)). Anthropogene Quellen sind zum Beispiel metallverarbeitende Betriebe (z. B. Galvanik) oder Gerbereien.

#### **Charakter/Herkunft**

Basierend auf der Relevanz für kontaminierte Standorte und der Verfügbarkeit toxikologischer Daten sind folgende Vertreter dieser Schadstoffgruppe in den Stoffdatenblättern im Anhang 3 angeführt: Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Vanadium und Zink.

Mit Ausnahme von metallischem Quecksilber (Hg) und metallorganischen Verbindungen sind Metalle im Allgemeinen nicht flüchtig.

Die meisten Schwermetalle und Halbmetalle sind bei Aufnahme in höheren Konzentrationen bzw. über längere Dauer für Lebewesen toxisch und werden meist in den Endgliedern von Nahrungsketten angereichert, worin auch ihre besondere humantoxikologische Bedeutung liegt.

Aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften erfolgt die Aufnahme von Schwermetallen in den Körper im Wesentlichen über den oralen Pfad (Aufnahme über Nahrungsmittel und Trinkwasser, Verschlucken von Bodestaub) und über den inhalativen Pfad (Einatmen von Staub).<sup>8</sup>

#### **Expositionspfade**

Für die genannten Vertreter dieser Schadstoffgruppe finden sich Datenblätter mit Hinweisen auf spezifische Eigenschaften und toxikologische Relevanz im Anhang 3.

---

<sup>12</sup> Als Schwermetalle werden in dieser Arbeitshilfe Metalle mit einer höheren Dichte als 5 g/m<sup>3</sup> betrachtet.

<sup>13</sup> Halbmetalle, auch Metalloide genannt, sind Elemente und stehen im Periodensystem zwischen den Metallen und Nicht-Metallen. Zu ihnen zählen z. B. Arsen (As) oder Antimon (Sb).

## 5.2 Nutzungsklassen, Aktivitäten und aktivitätsbezogene Expositionspfade

**Am Standort vorhandene Aktivitäten sind im Rahmen einer Kartierung zu erheben und die aktivitätsbezogenen Expositionspfade sind festzulegen.**

### Vorgangsweise

#### „Aktivitäten und aktivitätsbezogene Expositionspfade“

Die am Standort vorhandenen Aktivitäten sind zu erheben und zu kartieren. Tabelle 1 gibt hierzu eine Hilfestellung, welche Aktivitäten innerhalb einer Nutzungsklasse am ehesten zu erwarten sind. Ein Weglassen von in Tabelle 1: angegebenen Aktivitäten oder von einzelnen Expositionspfaden im Rahmen der weiteren Schritte ist jedenfalls begründet darzustellen. Liegen am Standort Aktivitäten vor, die in Tabelle 1 nicht angegeben sind, sind diese mit ihren Aufnahmemedien und Aufnahmepfaden zu beschreiben und bei der Ermittlung der Expositionsszenarien im darauf folgenden Schritt mitzuberechnen<sup>14</sup>. Für die identifizierten Aktivitäten sind die jeweils charakteristischen Expositionspfade darzustellen.

Eine Einteilung in Nutzungsklassen ermöglicht eine übersichtliche Gruppierung von Aktivitäten (und somit von Expositionspfaden) innerhalb eines Standortes. Die Einteilung gemäß Tabelle 1 ist allerdings nicht streng naturwissenschaftlich ableitbar, sondern stellt eine allgemeine Konvention dar.<sup>15</sup> Damit wird versucht, ein möglichst pragmatisches Vorgehen zu ermöglichen und eine Hilfestellung bei der Erarbeitung von standortspezifischen Expositionsszenarien zu geben (siehe Kapitel 6).

**Nutzungsklassen** Dementsprechend wurden die folgenden fünf Nutzungsklassen festgelegt:

- Wohnen
- Landwirtschaft und Gartenbau
- Freizeit und Erholung
- Industrie, Gewerbe und Verkehr
- Kinderspielplatz (in Tabelle 1 nicht enthalten)<sup>16</sup>.

<sup>14</sup> Beispielhaft hierfür wären die Aktivitäten „Fitnessraum im Keller“ in der Nutzungsklasse „Wohnen“, „Verzehr von Pilzen“ im Rahmen der Nutzungsklasse „Freizeit und Erholung“ oder der Expositionspfad „Inhalative Aufnahme von flüchtigen Schadstoffen im Freien“ zu nennen.

<sup>15</sup> Die Ausgangsbasis für die Ableitung der Nutzungsklassen und der zugeordneten Expositionspfade bildete die Publikation „Herakles-Studie“ (CARLON 2007). Die Festlegung von Tabelle 1 erfolgte nach Diskussion mit ExpertInnen der ÖNORM Arbeitsgruppe „Gefährdungsabschätzung“ (ON-AG 157e.02).

<sup>16</sup> Im Rahmen dieser Arbeitshilfe wird diese Nutzungsklasse nur aus Gründen der Vollständigkeit angeführt. Für sie ist keine standortspezifische Expositionsabschätzung durchzuführen. Die Begründung hierfür liegt in der gesellschaftlichen Sensibilität dieser Nutzungsklasse. Anstelle der standortspezifischen Abschätzung ist eine konservative Beurteilung auf Basis von generischen Orientierungswerten durchzuführen. Im Rahmen der aktuellen Überarbeitung der ÖNORM S 2088-2 werden nur für diese Nutzungsklasse spezielle Maßnahmenschwelwerte festgelegt, bei deren Überschreitung als Konsequenz weitere Maßnahmen zur konkreten Risikoabwehr (z. B. Austausch des Bodens) zu treffen sind (siehe auch Fußnote 3).

Zur weiteren Veranschaulichung der Aktivitäten in Tabelle 1 und zur Hilfestellung werden in Kapitel 5.2.2 bis 5.2.5 weitere Spezifikationen zu den definierten Aktivitäten gegeben. **Aktivitäten**

Tabelle 1: Nutzungsklassen und Aktivitäten sowie wesentliche Expositionspfade.

Nutzungs-klassen	Aktivitäten	Aufnahmemedien				Aufnahmepfade		
		Boden	Luft	Wasser	Nahrung	oral	dermal	inhalativ
Wohnen	Aufenthalt im Innenraum	•				x*		x
	Gartenarbeit	•	•			x*	x	x
	Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion				•	x		
	Trinken von Brunnenwasser			•		x		
	Bewässern mit Brunnenwasser			•			x	
	Duschen/Baden mit Brunnenwasser			•		x	x	
Landwirtschaft & Gartenbau	Feldarbeit	•				x*	x	x
Freizeit & Erholung	Sport- u. Freizeitaktivitäten	•				x*	x	x
Industrie, Gewerbe & Verkehr	Arbeiten im Innenraum	•	•			x*		x
	Arbeiten im Freien	•				x*		x
	Benutzung von Verkehrsflächen	•				x*		x

\* Die orale Aufnahme bezieht sich auf das Abschlucken eines Anteils der eingeatmeten Staubpartikel (siehe Kapitel 7.3.5 und 8.1.1.1)

### 5.2.1 Identifikation relevanter Aktivitäten und aktivitätsbezogener Expositionspfade

Bei der Betrachtung einer oder mehrerer vorliegender Nutzungsklassen ist das Vorhandensein der in Tabelle 1 unter der jeweiligen Nutzungsklasse angegebenen Aktivitäten in jedem Fall zu überprüfen. Dabei sind die folgenden drei Fälle möglich: **Relevanz von Aktivitäten**

1. Eine in Tabelle 1 beschriebene Aktivität ist am Standort vorhanden: Dann ist dieser Pfad bei der Erarbeitung eines Expositionsszenarios zu berücksichtigen. Sofern auch ein Schadstoff vorhanden ist, dessen Exposition im Rahmen dieser Aktivität eine Rolle spielt, ist diese Aktivität weiter zu betrachten (siehe Kapitel 6).

2. Eine in Tabelle 1 beschriebene Aktivität ist am Standort nicht vorhanden: Dann ist dies plausibel zu begründen und der entsprechende Pfad geht auch nicht in das Expositionsszenario ein.
3. Am Standort tritt eine Aktivität auf, die in Tabelle 1 nicht berücksichtigt wurde. In diesem Fall ist zunächst zu prüfen, ob am Standort auch ein relevanter Schadstoff vorhanden ist (siehe Kapitel 5.1), der im Rahmen dieser Aktivität aufgenommen werden kann und somit zur Schadstoffexposition von Menschen am Standort beiträgt. Ist dies der Fall, wird diese Aktivität entsprechend in das Expositionsszenario aufgenommen. Für eine Expositionsabschätzung dieser Aktivität sind geeignete standortspezifische Expositionsparameter bezüglich Art und Dauer der Exposition (analog zu Kapitel 6) begründet festzulegen.

## 5.2.2 Nutzungsklasse Wohnen

- Wohnen** Die Nutzungsklasse „Wohnen“ bezieht sich, wenn nicht anders beschrieben, auf die Aktivität „Aufenthalt im Innenraum“ (siehe Kapitel 5.2.2.1). Existiert am Standort ein Hausgarten, dann sind zusätzlich die Aktivitäten „Gartenarbeit“ (siehe Kapitel 5.2.2.2) und „Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion“ (siehe Kapitel 5.2.2.3) für den Standort zu überprüfen. Erfolgt die Wasserversorgung des Haushaltes ganz oder teilweise durch Grundwasser vom Standort, sind ergänzend die Aktivitäten „Trinken von Brunnenwasser“, „Bewässern mit Brunnenwasser“ und „Duschen/Baden mit Brunnenwasser“ (siehe Kapitel 5.2.2.4, 5.2.2.5 und 5.2.2.6) zu beurteilen.<sup>17</sup>
- Spielen** Für eine mögliche Aktivität „Spielen“ erfolgt, sofern sie für den Standort relevant ist, analog zur Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“ keine standortspezifische Expositionsabschätzung, sondern eine Beurteilung auf Basis von generischen Orientierungswerten (siehe Fußnote 16).

### 5.2.2.1 Aufenthalt im Innenraum

**Expositionspfade:  
Aufenthalt Innenraum**

Die Aktivität „Aufenthalt in Innenräumen“ bezieht sich auf permanentes Wohnen in Häusern und Wohnungen sowie auf temporäres Wohnen in Wochenendhäusern, Kleingärten etc. Im Rahmen dieser Aktivität wird primär von einer inhalativen Schadstoffexposition durch flüchtige Schadstoffe sowie von einer inhalativen und oralen Aufnahme von kontaminiertem Staub ausgegangen.<sup>18</sup>

---

<sup>17</sup> Prinzipiell ist eine Kontamination von Wasser auch dann möglich, wenn Trinkwasserleitungen durch Böden verlaufen, die mit Lösungsmitteln (PCE, TCE, Benzol etc.) verunreinigt sind, da diese durch z. B. PE-HD Leitungen diffundieren können. In diesem Fall ist auch die Möglichkeit einer Exposition über das Trinkwasser (nicht von Brunnenwasser) zu diskutieren.

<sup>18</sup> Betrachtet wird eine Staubaufnahme nur bei Vorliegen von unversiegelten kontaminierten Flächen oder kontaminierten Flächen mit nicht vollständig geschlossener Pflanzendecke am Standort.

### 5.2.2.2 Gartenarbeit

Die Aktivität „Gartenarbeit“ betrifft alle Tätigkeiten, die in privaten Hausgärten, Kleingärten, Mietgärten etc. auf Freiflächen durchgeführt werden (z. B. Bearbeiten von Beeten). Prinzipiell betrifft diese Aktivität vorwiegend das Bearbeiten von „offenen“ Bodenflächen. Aber auch andere Tätigkeiten wie z. B. Rasenmähen oder Kehren können relevant sein, wenn sie von den betroffenen Personen häufig durchgeführt werden und es somit zu einer relevanten Exposition kommt. Bei Arbeiten im Garten wird von einer Exposition mit kontaminiertem Boden ausgegangen, d. h. dermal durch auf der Haut anhaftenden Bodenteilchen und inhalativ bzw. oral durch das Einatmen bzw. Verschlucken von Bodestaub. Findet Wasser aus Hausbrunnen Verwendung, so sind die unter der Aktivität „Bewässern mit Brunnenwasser“ (siehe Kapitel 5.2.2.5) angeführten Expositionspfade ergänzend zu berücksichtigen.

**Expositionspfade:**  
**Gartenarbeit**

Eine Exposition durch Verschlucken von kontaminiertem Boden (ausgenommen der verschluckte Anteil von eingeatmetem Staub) wird bei der Verrichtung von Gartenarbeiten als nicht wesentlich beurteilt.

### 5.2.2.3 Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion

Die Abschätzung der Exposition für diese Aktivität umfasst die mögliche Aufnahme von Schadstoffen durch den Verzehr von pflanzlichen oder tierischen Nahrungsmitteln, die für den Eigenbedarf am Standort produziert wurden. Dies betrifft das Essen von selbstgezogenen Pflanzen (Gemüse, Obst, Kräuter etc.) sowie den Verzehr von tierischen Produkten aus Kleintierhaltung (Eier, Hühner, Hasen, Honig etc.). Diese Aktivität ist nur relevant, wenn die jeweiligen Pflanzen direkt in der kontaminierten Erde wachsen bzw. die gehaltenen Tiere direkten Kontakt mit „offenen“ Bodenflächen haben. Hierbei sind üblicherweise vor allem jene Schadstoffe in Betracht zu ziehen, die von Tieren und Pflanzen aufgenommen werden können.

**Expositionspfad:**  
**Konsumation von Nahrungsmitteln**

### 5.2.2.4 Trinken von Brunnenwasser

Wird kontaminiertes Wasser aus dem eigenen Hausbrunnen (Gemeinschaftsbrunnen etc.) zum Trinken verwendet, dann ist dieser Expositionspfad im Rahmen der Gesamtexposition zur oralen Aufnahme von Schadstoffen zu betrachten.<sup>19</sup>

**Expositionspfad:**  
**Trinken**

### 5.2.2.5 Bewässern mit Brunnenwasser

Bei Verwendung von kontaminiertem Brunnenwasser zur Bewässerung (Garten gießen, Reinigungsarbeiten, Autowaschen etc.) ist der Hautkontakt mit Wasser zu betrachten.

**Expositionspfad:**  
**Bewässern**

---

<sup>19</sup> Hierbei unterliegt die Beurteilung der Qualität von Brunnenwasser zu Trinkwasserzwecken prinzipiell weiterhin der Trinkwasserverordnung. Allerdings kann es auch bei Einhaltung der Trinkwassergrenzwerte zu einer anteiligen Schadstoffaufnahme kommen, die dann zusätzlich zur oralen Gesamtexposition beiträgt.

#### 5.2.2.6 Duschen/Baden mit Brunnenwasser

**Expositionspfade:**  
***Duschen/Baden***

Bei Verwendung von kontaminiertem Brunnenwasser zum Duschen oder Baden im Haus oder im Garten ist eine orale Exposition durch absichtliches oder unabsichtliches Verschlucken von Wasser sowie eine dermale Exposition durch Hautkontakt mit dem Wasser zu betrachten.

#### 5.2.3 Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau

**Expositionspfade:**  
***Landwirtschaft und Gartenbau***

Die Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ bezieht sich auf eine Exposition von Menschen bei der Arbeit in der Landwirtschaft (z. B. Pflügen, Ernten) und im gewerblichen Gartenbau (z. B. Arbeiten in Wein- oder Obstgärten, Arbeiten im Gemüsebau). Im Falle dieser Nutzung einer kontaminierten Fläche ist vor allem eine mögliche Exposition durch Staub und Boden bei der Aktivität „Feldarbeit“ zu betrachten. Diese betrifft die dermale Exposition durch auf der Haut anhaftenden Boden sowie die inhalative und orale Aufnahme durch Einatmen bzw. Verschlucken von Bodenstaub.

In dieser Nutzungsklasse wird der Verzehr von gewerblich angebauten Feldfrüchten sowie von Nutztieren nicht berücksichtigt, da diese der Lebensmittelgesetzgebung unterliegen. Gleiches gilt für den Anbau von Futtermitteln, die prinzipiell der Futtermittelgesetzgebung unterliegen.

#### 5.2.4 Nutzungsklasse Freizeit und Erholung

**Expositionspfade:**  
***Freizeit und Erholung***

Die Nutzungsklasse „Freizeit und Erholung“ bezieht sich auf verschiedenste Sport- und Freizeitaktivitäten (Spaziergehen, Laufen, Radfahren etc.), die in Erholungsgebieten, Wäldern, Parks, auf Sportplätzen etc. durchgeführt werden. Bei diesen Aktivitäten wird vorwiegend von einer inhalativen und oralen Aufnahme von Schadstoffen durch das Einatmen bzw. Verschlucken von kontaminiertem Bodenstaub ausgegangen.<sup>18</sup> Auch die dermale Exposition durch an der Haut haftenden Bodenstaub bei Freizeitaktivitäten ist nicht auszuschließen.

#### 5.2.5 Nutzungsklasse Industrie, Gewerbe und Verkehr

**Expositionspfade:**  
***Industrie, Gewerbe und Verkehr***

Die Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ bezieht sich auf die Aktivitäten „Arbeiten im Innenraum“, „Arbeiten im Freien“ und „Benutzung von Verkehrsflächen“, welche im Rahmen der Expositionsabschätzung zu betrachten sind. Per definitionem fällt in diese Nutzungsklasse keine Produktion von Pflanzen und Tieren. Gewerbeflächen mit Nutzpflanzen und -tieren fallen unter die Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ (siehe Kapitel 5.2.3).

### 5.2.5.1 Arbeiten im Innenraum

Die Aktivität „Arbeiten im Innenraum“ betrifft das Arbeiten in Büros, Geschäften, Lagerhallen etc. Bei dieser Aktivität wird von einer inhalativen und oralen Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von kontaminiertem Bodestaub<sup>18</sup> sowie Einatmen von flüchtigen Schadstoffen ausgegangen.<sup>20</sup>

**Expositionspfade:**  
***Arbeiten im Innenraum***

### 5.2.5.2 Arbeiten im Freien

Die Aktivität „Arbeiten im Freien“ in dieser Nutzungsklasse betrifft beispielsweise das Arbeiten auf Baustellen. Bei dieser Aktivität wird von einer inhalativen und oralen Aufnahme durch Einatmen bzw. Verschlucken von Bodestaubausgegangen.<sup>18, 21</sup>

**Expositionspfade:**  
***Arbeiten im Freien***

### 5.2.5.3 Benutzung von Verkehrsflächen

Die Aktivität „Benutzung von Verkehrsflächen“ betrifft den Aufenthalt oder das Arbeiten auf Parkplätzen, Bahnhöfen, Flugplätzen etc. Bei dieser Aktivität wird von einer inhalativen Aufnahme von kontaminiertem Bodestaub sowie einer oralen Aufnahme durch das Verschlucken von Bodestaub ausgegangen.<sup>18, 21</sup>

**Expositionspfade:**  
***Benutzung von Verkehrsflächen***

---

<sup>20</sup> Für flüchtige Schadstoffe gibt es gesetzlich festgelegte Orientierungswerte für den Arbeitsplatz (z. B. MAK), die auf jeden Fall unabhängig von dieser Arbeitshilfe einzuhalten sind und vor allem dann zum Tragen kommen, wenn keine anderen Pfade vorhanden sind.

<sup>21</sup> Es wird davon ausgegangen, dass bei Arbeiten im Freien und Aufenthalt auf Verkehrsflächen im Rahmen von beruflichen Tätigkeiten eine entsprechende Arbeitskleidung (Schutzkleidung) getragen wird, sodass eine dermale Exposition im Gegensatz zur Aktivität „Gartenarbeit“ bzw. „Feldarbeit“ nicht relevant ist. Diese Annahme ist jedenfalls im Einzelfall zu prüfen.

## 6 FESTLEGUNG STANDORTSPEZIFISCHER EXPOSITIONSSZENARIEN (Schritt 2)

Mit dem Fokus auf die gewählten Ziele der Risikoanalyse sind auf Basis der am Standort vorhandenen Schadstoffe und der vorliegenden Aktivitäten bzw. der entsprechenden Expositionspfade ein oder mehrere standortspezifische Expositionsszenarien abzuleiten.

### Vorgangsweise

#### „Festlegung standortspezifischer Expositionsszenarien“

Nachdem die Schadstoffe und die Aktivitäten bzw. die dazugehörigen Expositionspfade analysiert und festgelegt wurden, sind aus diesen die tatsächlich am Standort relevanten Expositionspfade abzuleiten. Hierzu ist darzulegen, welche Pfade sowohl schadstoffspezifisch als auch aktivitätsbezogen zugleich am Standort vorliegen. Die Summe aller vorkommenden Expositionspfade auf der jeweils zu beurteilenden Fläche (Grundstück, Teilfläche mit ähnlichen Merkmalen oder Gesamtstandort) über alle zu betrachtenden Schadstoffe bildet dann jeweils ein standortspezifisches Expositionsszenario.

#### **standortspezifische Expositionspfade**

Durch die Identifikation der vorliegenden Schadstoffe und Aktivitäten am Standort (siehe Kapitel 5) erfolgte bereits eine erste Einschränkung der möglichen Expositionspfade. Am konkreten Standort gehen schadstoffspezifische Expositionspfade nur dann in ein Expositionsszenario ein, wenn zugleich auch eine Aktivität vorliegt, durch die eine Exposition möglich ist. Des Weiteren gehen identifizierte Aktivitäten nur dann in ein Expositionsszenario ein, wenn auch ein Schadstoff vorliegt, der sich über einen oder mehrere Expositionspfade dieser Aktivität ausbreiten kann. Daraus folgt, dass relevante Expositionspfade immer in direkter Abhängigkeit vom Schadstoff bzw. dem Schadstoffgemisch unter gleichzeitiger Betrachtung der Aktivitäten sowie weiterer konkreter Einschränkungen oder Besonderheiten am Standort stehen.

#### **standortspezifisches Expositionsszenario**

Die Summe aller relevanten Expositionspfade auf der jeweils zu beurteilenden Fläche (Einzelgrundstücke, Flächen ähnlicher Merkmale oder Gesamtstandort) bildet das standortspezifische Expositionsszenario, das im Rahmen dieses Schrittes zu ermitteln ist.

Bei der Bildung dieser Schnittmenge kann es grundsätzlich sowohl zu einer vollständigen Überschneidung von schadstoffspezifischen und aktivitätsbezogenen Expositionspfaden oder im anderen Extrem zu keiner Überschneidung kommen. Im ersten Fall, der vollständigen Überschneidung, sind alle am Standort identifizierten schadstoffspezifischen und aktivitätsbezogenen Expositionspfade relevant. Im Fall gar keiner gemeinsamen Schnittmenge bleiben keine Pfade für das standortspezifische Expositionsszenario übrig, womit eine Expositionsabschätzung mit anschließender Risikoanalyse hinfällig wird. Am häufigsten ist jedoch der Fall einer teilweisen Überschneidung zu erwarten, d. h. eine kleine Schnittmenge an sowohl schadstoffspezifischen als auch aktivitätsbezogenen Pfaden (siehe Abbildung 4).

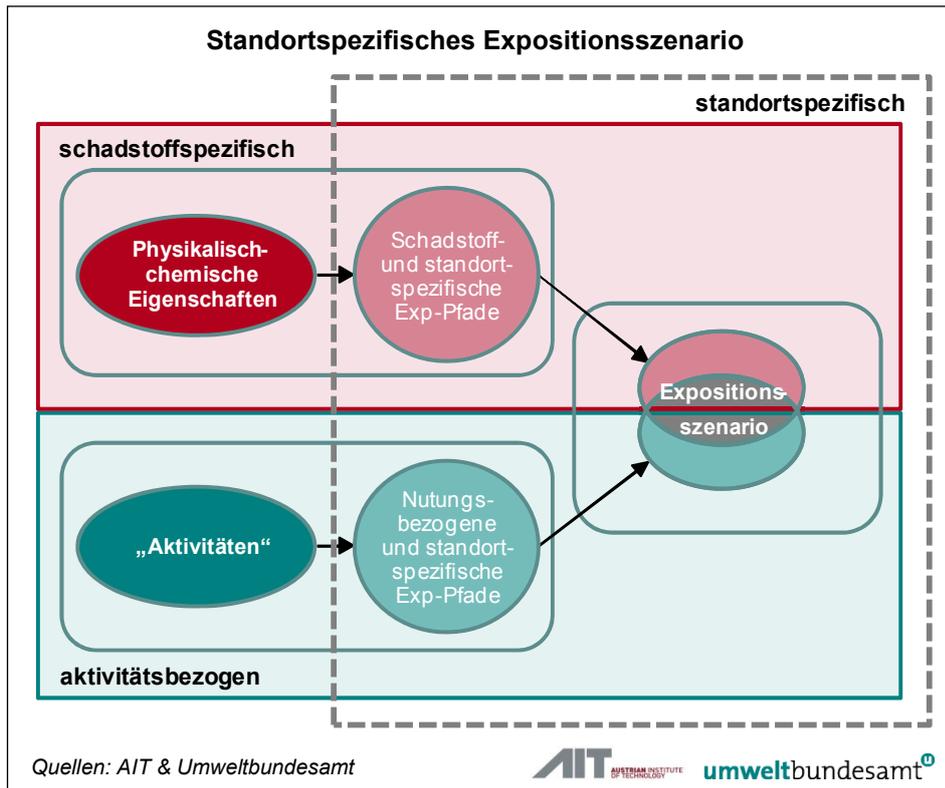


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Ableitung eines standortspezifischen Expositionsszenarios durch Schnittmengenbildung aus den identifizierten schadstoffspezifischen und den aktivitätsbezogenen Pfaden.

Zur Verdeutlichung der Auswahl von relevanten, schadstoffspezifischen Expositionspfaden werden in den nachfolgenden Unterkapiteln beispielhaft Schnittmengen von Pfaden für Schadstoffe mit ähnlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften und den Aktivitäten einzelner Nutzungsklassen dargestellt. Liegen Schadstoffgemische bzw. Kontaminationen mit mehreren relevanten Schadstoffen mit unterschiedlichsten physikalisch-chemischen Eigenschaften auf einer beurteilungsrelevanten Fläche vor, kann das zu einem dementsprechend komplexeren standortspezifischen Expositionsszenario führen. Kommt noch hinzu, dass aufgrund des definierten Ziels der Risikoanalyse auf einem Standort mehrere getrennt zu beurteilende Teilflächen oder Grundstücke vorliegen, führt dieses zu mehreren mehr oder weniger komplexen Expositionsszenarien, die in allen Fällen entsprechend gut zu beschreiben sind.

**Beschreibung  
der relevanten  
Expositionspfade**

**6.1 Relevante Expositionspfade für leichtflüchtige  
Schadstoffe und betroffene Nutzungen**

Bei Vorhandensein leichtflüchtiger Schadstoffe an einem Standort kann es in der Regel zu einer Exposition über die Luft durch Ausgasung aus dem Boden mit anschließender Inhalation oder einer oralen Exposition durch kontaminiertes Wasser kommen.

**potenzielle  
Expositionspfade**

Eine direkte Exposition von leichtflüchtigen Schadstoffen über kontaminierten Boden (auch Staub) ist aufgrund der Tatsache, dass durch direkten Kontakt des Bodens mit der Atmosphäre leichtflüchtige Schadstoffe in der Regel sehr schnell ausdampfen nicht zu betrachten. Eine Exposition über kontaminierte Nahrungsmittel, die am Standort erzeugt wurden, ist nach derzeitigem Wissensstand unwahrscheinlich (der Großteil der Pflanzenwurzeln über die eine Wasser- und Nährstoffaufnahme erfolgt, befindet sich in den oberen Bodenschichten). Leichtflüchtige Schadstoffe wie etwa chlorierte Kohlenwasserstoffe können allerdings von Pflanzen aufgenommen werden und werden von ihnen ähnlich wie in der Leber metabolisiert (LEWIS et al. 2004, REICHENAUER & GERMIDA 2008). Allerdings besteht hierzu noch erheblicher Forschungsbedarf. Eine Betrachtung der oralen Exposition von metabolisierten, ehemals leichtflüchtigen Schadstoffen wird daher im Regelfall nicht betrachtet, zumal der Schadstoff nicht mehr in seiner ursprünglichen Form vorliegt. Abbauprodukte können toxischer sein als die Ausgangsprodukte (z. B. Vinylchlorid als Abbauprodukt von höher chlorierten Ethenen). Sollen Abbauprodukte in die Expositionsbetrachtung einbezogen werden, und konnten diese aufgrund ihrer zeitlichen Bekanntheit nicht von Beginn an mitbetrachtet werden, wird empfohlen, dieses im Rahmen einer vertieften Betrachtung (siehe Kapitel 10.3) durchzuführen.

**betreffene  
Nutzungen**

Aus dem oben Gesagten folgt, dass bei alleinigem Vorliegen einer Kontamination mit leicht flüchtigen Schadstoffen im Regelfall nur für die Nutzungsklassen „Wohnen“ und „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ ein standortspezifisches Expositionsszenario zu erstellen ist. Für die Nutzungsklassen „Landwirtschaft und Gartenbau“ sowie „Freizeit und Erholung“ sind im Falle des ausschließlichen Vorhandenseins von flüchtigen Schadstoffen bei Berücksichtigung der in Tabelle 1: angeführten Aktivitäten keine relevanten Expositionspfade vorhanden, weshalb eine humantoxikologische Expositionsbetrachtung für diese Schadstoffe in den meisten Fällen entfällt.

## 6.2 Relevante Expositionspfade für wasserlösliche, schwerflüchtige Schadstoffe und betroffene Nutzungen

Bei Vorhandensein wasserlöslicher, schwerflüchtiger Schadstoffe kann es grundsätzlich zu einer Exposition durch kontaminierten Boden bzw. Staub, Wasser und am Standort produzierte Nahrungsmittel kommen.

**potenzielle  
Expositionspfade**

Im Falle von kontaminiertem Boden ist eine inhalative und orale Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von kontaminiertem Staub möglich. Eine dermale Exposition von Schadstoffen über die Haut ist grundsätzlich möglich, dieser Expositionspfad (Staub auf der Haut) ist gegenüber den oben genannten allerdings vernachlässigbar. Im Falle von kontaminiertem Wasser ist ebenfalls eine orale Exposition möglich. Ebenso ist eine orale Schadstoffexposition durch am Standort produzierte Nahrungsmittel zu beachten. Eine direkte Exposition über die Luft (abgesehen von Staub) kann aufgrund der Schwerflüchtigkeit der Schadstoffe ausgeschlossen werden.

**betreffene  
Nutzungen**

Hieraus folgt, dass bei Vorliegen wasserlöslicher, schwerflüchtiger Schadstoffe im Regelfall bei allen Nutzungsklassen ein standortspezifisches Expositionsszenario zu erstellen ist.

### 6.3 Relevante Expositionspfade für schwer wasserlösliche, schwerflüchtige Schadstoffe und betroffene Nutzungen

Bei Vorhandensein schwer wasserlöslicher, schwerflüchtiger Schadstoffe an einem Standort kann es zu einer Exposition über kontaminierten Boden kommen. Hierbei kann die Schadstoffaufnahme über kontaminierten Boden sowohl oral, dermal als auch inhalativ erfolgen.

Eine direkte Exposition über die Luft (abgesehen von Staub) ist aufgrund der sehr begrenzten Flüchtigkeit dieser Schadstoffe auszuschließen. Eine Aufnahme der Schadstoffe aus dem Boden in Nahrungsmittel ist aufgrund der geringen Mobilität der Schadstoffe als unwahrscheinlich anzusehen. An Nahrungsmitteln anhaftender kontaminierter Boden wird üblicherweise vor dem Verzehr abgewaschen. Lipophile Schadstoffe können prinzipiell in die Zellmembran unterirdischer Pflanzenteile (Wurzeln, Knollen etc.) aufgenommen werden (WILD et al. 2005). Die Exposition über das Medium Wasser wird ebenso als sehr gering beurteilt, solange die Schadstoffe nicht über Schwebstoffe mit dem Wasser verlagert werden.

Hieraus folgt, dass bei Vorliegen schwer wasserlöslicher, schwerflüchtiger Schadstoffe im Boden im Regelfall bei allen Nutzungsklassen ein standortspezifisches Expositionsszenario zu erstellen ist.

**potenzielle  
Expositionspfade**

**betroffene  
Nutzungen**

## 7 PLANUNG UND DURCHFÜHRUNG VON UNTERSUCHUNGEN (Schritt 3)

**Auf Basis vorliegender Untersuchungsergebnisse sowie der festgelegten Expositionsszenarien ist die weitere Probenahmestrategie abzustimmen, um Messwerte für alle expositionsrelevanten Medien in hinreichender Qualität und Quantität für die Expositionsabschätzung zu erhalten. Hierzu sind Verdichtungen von Untersuchungen und Analysen weiterer expositionsrelevanter Medien in der Probenahmestrategie festzulegen, gemäß dieser durchzuführen und die Ergebnisse sind statistisch auszuwerten.**

### Vorgangsweise

#### „Planung und Durchführung von Untersuchungen“

Nach erfolgter qualitativer Prüfung vorhandener Untersuchungsergebnisse und unter Beachtung aller relevanten Expositionspfade sowie des Ziels der Risikoanalyse (aktivitäts-, teilflächen-, grundstücksbezogen) ist eine Probenahmestrategie zu entwickeln und die notwendigen Probenahmeschritte für einzelne Medien sind aufeinander abzustimmen. Hierzu sind detaillierte Probenahmepläne inklusive Beschreibung der Anzahl der Probenahmepunkte, der Lage, des Entnahmezeitpunkts etc. festzulegen und die relevanten Analysevorschriften zu definieren. Während der Umsetzung sind die erhaltenen Messwerte zu prüfen und etwaige notwendige weitere oder ergänzende Untersuchungen in die Pläne einzuarbeiten. Die erhaltenen Messwerte sind statistisch so auszuwerten, dass unter Wahrung des Untersuchungsziels für die jeweilige Fläche repräsentative Kalkulationswerte für Schadstoffgehalte erhalten werden, die in die Expositionsgleichungen eingesetzt werden können. Gleichzeitig muss an geeigneten Stellen die Hintergrundbelastung ermittelt werden.

### 7.1 Ziel der Probenahme

Ziel der Probenahme und der anschließenden Analyse auf die relevanten Schadstoffe ist es, repräsentative Schadstoffkonzentrationswerte für das jeweilige Expositionsszenario am Standort sowie für die Hintergrundbelastung (z. B. auf Referenzflächen außerhalb des Standortes) zu erhalten.

#### **grundlegende Planungsfragen**

Da die Eignung der Probenahmestrategie neben den im jeweiligen Szenario notwendigen Beurteilungspfaden stark vom Ziel der Risikoanalyse abhängt, bzw. diese Ziel maßgeblich den Ort der Probenahme beeinflusst, sind grundsätzlich folgende Fragen zu Beginn der Planung zu betrachten, wobei der Detaillierungsgrad von (a) bis (c) zunimmt und i.d.R. der Aufwand steigt:

- a. Sollen allgemeine Aussagen zu einer oder mehreren Aktivitäten am gesamten Standort gemacht werden? Dann ist für diese Aktivitäten eine repräsentative Probenahme über den gesamten Standort verteilt zu planen und durchzuführen. Das heißt nicht auf jedem Grundstück müssen Proben genommen

werden und nicht jede Aktivität (wenn dies nicht explizites Ziel der Risikoanalyse ist) muss untersucht werden.

- b. Sollen Aussagen für Teilflächen mit ähnlichen Merkmalen gemacht werden? Dann ist eine repräsentative Probenahme, verteilt über diese Teilflächen zu planen und durchzuführen. Das heißt nicht auf jedem Grundstück, das innerhalb von Flächen mit ähnlichen Merkmalen liegt, müssen Proben genommen werden. Aber: Jede Aktivität muss untersucht werden!
- c. Sollen Aussagen zu einzelnen Grundstücken getroffen werden? Dann ist für alle Aktivitäten eine grundstücksscharfe, repräsentative Probenahme zu planen und durchzuführen. Das heißt auf jedem Grundstück müssen für jede Aktivität Proben genommen werden.

## 7.2 Grundvoraussetzungen

Neben der Festlegung der Fragestellung (siehe Kapitel 7.1) sollten, basierend auf den vorangegangenen Schritten (siehe Abbildung 3, Kapitel 4), folgende Festlegungen erfolgt sein, um eine zielführende Probenahmeplanung zu ermöglichen:

**zielführende  
Probenahme**

- Auswertung vorhandener Messergebnisse,
- Kenntnis und Festlegung aller (toxikologisch) relevanten Schadstoffe (siehe Kapitel 5.1),
- Kenntnis und Festlegung von relevanten Aktivitäten und Expositionspfaden entsprechend der vorhandenen Nutzungsklasse (siehe Kapitel 5.2),
- Festlegung von Expositionsszenarien, basierend auf den relevanten Schadstoffen, Aktivitäten und Expositionspfaden (siehe Kapitel 6).

Lagen bereits im Schritt 1 keine Informationen aus vorhandenen Untersuchungen vor und bestand keinerlei Kenntnis über die relevanten Schadstoffe am Standort, waren bereits im Schritt 1 jedenfalls Boden-, Bodenluft- sowie Grundwasseruntersuchungen durchzuführen. Im Rahmen diesen Schrittes ist auf Basis der vorliegenden Daten zu überprüfen, ob eine ausreichende Dichte an Informationen (Analyseergebnisse, Messwertdichte, Lage der Messpunkte etc.) über die für die Expositionsabschätzung notwendigen Umweltmedien und Schadstoffe auf Basis vorangegangener Untersuchungen zu Verfügung stehen. Das können beispielsweise Bodenuntersuchungen sein, die als Basis für die Planung der Probenahme dienen oder Bodenluftuntersuchungen um z. B. zu beurteilen, ob weitere Untersuchungen der Innenraumluft notwendig sind. Ebenso können vorhandene Bodenextraktuntersuchungen eine Entscheidungsgrundlage sein, ob eine Beprobung von Pflanzen (Gartengemüse etc.) notwendig ist. Liegen Messwerte nicht in ausreichender Dichte oder Qualität vor, ist deren Erhebung in das Probenahmekonzept zu integrieren und in diesem Schritt durchzuführen (siehe Kapitel 7.3).

**Tiefe der Datenlage**

Als Hilfestellung zur Erstellung des Untersuchungskonzepts sind alle potenziell zu untersuchenden bzw. beurteilungsrelevanten Medien in Abbildung 5 dargestellt. Für noch nicht ausreichend untersuchte Medien sind geeignete Probenahmestellen und Probemengen in einem detaillierten Probenahmeplan sowie geeignete Untersuchungsmethoden festzulegen (siehe Anhang 1).

**Untersuchungs-  
konzept**

### 7.3 Planung der Untersuchungen

**Repräsentativität** Das Ziel der Untersuchungen ist der Erhalt repräsentativer Schadstoffgehalte in den Umweltmedien Boden, Wasser, Bodenluft sowie in Nahrungsmitteln und der Raumluft im Rahmen der festgelegten Expositionsszenarien. Ein repräsentativer Wert für einen Schadstoffgehalt liegt vor, wenn er aus einer genügenden großen Anzahl von Einzelproben mit einer entsprechenden statistischen räumlichen (und wenn notwendig zeitlichen) Verteilung über das Untersuchungsgebiet abgeleitet wurde, um die Verhältnisse vor Ort so realistisch wie möglich widerzuspiegeln.

**Messen vs. Rechnen** Da Untersuchungen einzelner ausgewählter Medien teilweise sehr aufwändig sind (z. B. Staubbelastung in der Luft), wird empfohlen diese Medien mittels einfacher kalkulatorischer Abschätzung aus Bodenuntersuchungen abzuleiten bzw. auf Basis dieser Messungen rechnerisch zu prüfen, ob eine aufwändige Probenahme notwendig ist (siehe Abbildung 5).

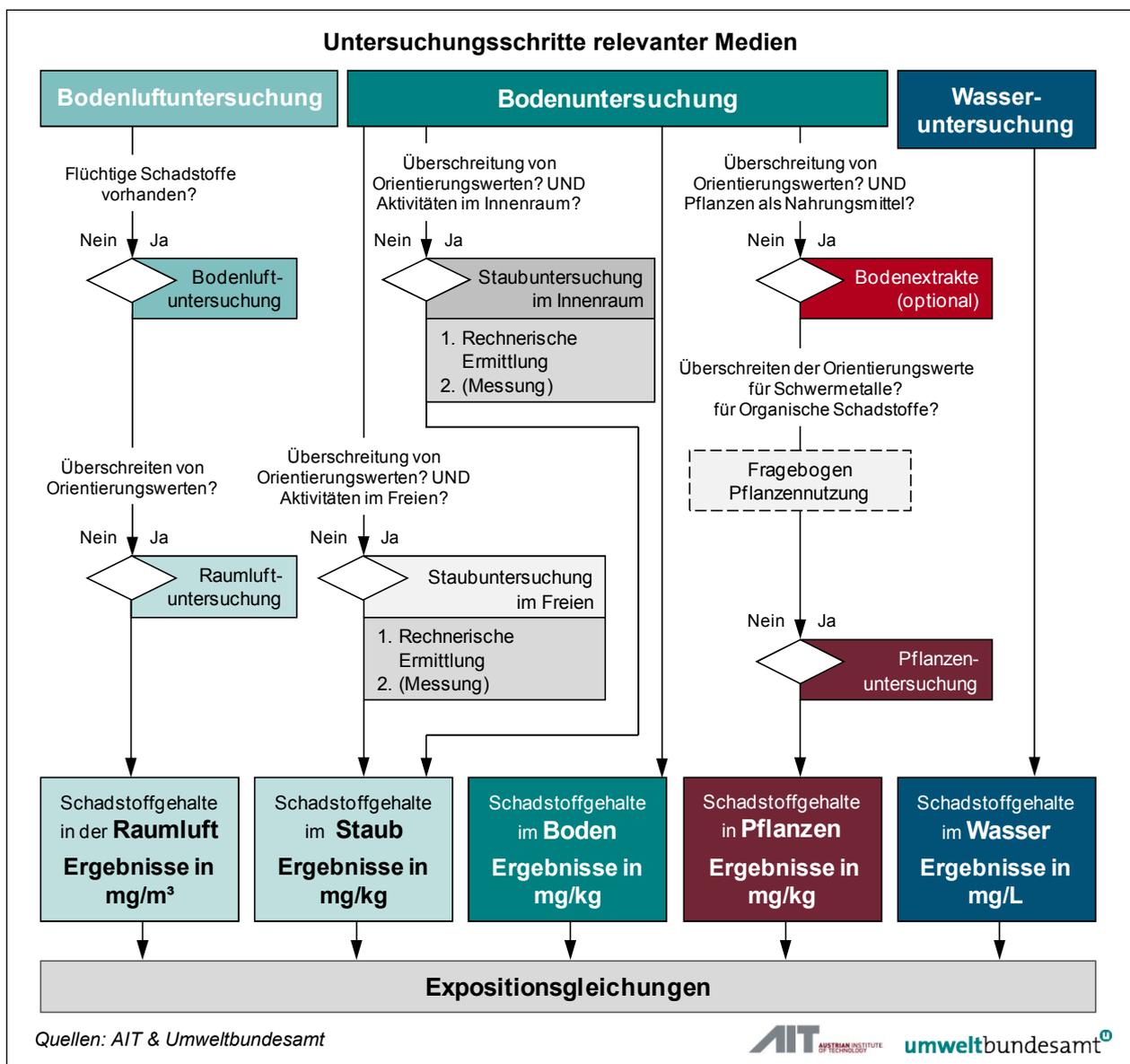


Abbildung 5: Schematische Darstellung und potenzielle Abhängigkeiten von Untersuchungsschritten relevanter Medien.

Es ist eine Probenahmestrategie mit korrespondierenden Probenahmeplänen zu erarbeiten. Hierbei sind Reihenfolge, Art, Menge sowie Verteilung der notwendigen Untersuchungen bzw. Untersuchungsschritte darzustellen und auf die Realisierbarkeit zu überprüfen. In Tabelle 2 werden als Hilfestellung die wesentlichen Probenahmen, bezogen auf die jeweiligen Aktivitäten, dargestellt. Die tatsächlich durchzuführenden Probenahmen und Analysen sind von den relevanten Aktivitäten am Standort abzuleiten.

### **Strategie und Pläne**

*Tabelle 2: Aktivitäten mit den korrespondierenden Probenahmen*

*(„kursiv“: Probenahmen gehen nicht in Expositionsgleichungen ein, geben aber Hinweise für die Durchführung von anderen Probenahmen; siehe Text).*

<b>Aktivitäten</b>	<b>Probenahme und Analyse</b>
„Aufenthalt im Innenraum“, „Arbeiten im Innenraum“	<i>Boden</i> → Staubuntersuchung im Innenraum* <i>Bodenluft</i> → Raumluft
„Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion“	<i>Boden</i> (→ <i>Bodenextrakte</i> ) → Pflanzen
„Feldarbeit“, „Gartenarbeit“, „Sport und Freizeitaktivitäten“, „Benutzung von Verkehrsflächen“	<i>Boden</i> → Staubuntersuchung im Freien*
„Trinken von Brunnenwasser“, „Bewässerung mit Brunnenwasser“, „Duschen mit Brunnenwasser“	Wasser

\* *i.d.R. rechnerisch aus Bodenwerten abgeleitet, Untersuchungen nur im speziellen Einzelfall.*

Die erhaltenen Untersuchungsergebnisse sind in die Expositionsgleichungen entsprechend einzusetzen, um die standortspezifische und aktivitätsbezogene Exposition abzuschätzen. Zur Abschätzung der Expositionen pro Aktivität bzw. Szenario ist aus den Messwerten jeder zu beurteilenden Teilfläche jeweils ein repräsentativer statistischer Rechenwert pro Schadstoff und untersuchtem Medium abzuleiten. Als Konvention ist z. B. bei Bodenwerten bei Vorliegen von mehr als 10 Messwerten pro Flächeneinheit der Median, bei Vorliegen von weniger als 10 Messwerten pro Flächeneinheit der Mittelwert heranzuziehen. Liegen Werte vor, die eine sehr große Streuung (mehr als ein bis zwei Zehnerpotenzen) aufweisen, ist zu prüfen, ob eine Teilung der Fläche in Teilflächen mit ähnlichen Kontaminationsniveaus zielführend ist. Für diese Teilflächen sind jeweils der Median bzw. Mittelwert zu errechnen. Liegen nur sehr wenige Einzelwerte vor (z. B. bei Grundwasser- oder Staub- bzw. Raumluftmessungen, die nicht aus Boden- bzw. -luftuntersuchungen rechnerisch abgeschätzt wurden) sind diese, bevor sie in die Expositionsgleichung eingesetzt werden, auf Plausibilität zu prüfen.

### **statistische Kenngrößen**

Im Anhang 1 wird beschrieben, wie die Probenahme und die Analyse bei unterschiedlichen Fragestellungen durchzuführen sind, um repräsentative Werte für das Einsetzen in die Expositionsgleichungen zu erhalten. Die Grundcharakteristik jeder Probenahme wird in den folgenden Unterkapiteln angeführt.

### **Probenahme- und Analysemethoden**

### **7.3.1 Bodenuntersuchungen**

Die Bodenuntersuchungen liefern eine wesentliche Voraussetzung für die Abgrenzung von kontaminierten Teilflächen. Die Bodenuntersuchungen stellen neben den Bodenluft- und Grundwasseruntersuchungen somit eine Grundlage für das weitere Vorgehen dar. Das detaillierte Vorgehen wird in Anhang 1.1 dargestellt.

Neben der Ausgangsbasis für die rechnerische Abschätzung ausgewählter Medien (Staub, siehe Kapitel 7.3.5) stellen die Schadstoffgehalte im Boden auch die Grundlage für die Beurteilung der Notwendigkeit weiterer Untersuchungsschritte (Pflanzenuntersuchungen, siehe Kapitel 7.3.7) dar. Darüber hinaus dienen die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen der Einteilung in Teilflächen ähnlicher Merkmale (in Bezug auf das Kontaminationsniveau). Die abgeleiteten Werte gehen direkt in die Abschätzung der Exposition durch auf der Haut haftende Bodenpartikel sowie der Exposition durch Einatmen und Verschlucken von Staub ein.

### **7.3.2 Bodenluftuntersuchungen**

Bodenluftuntersuchungen geben Aufschluss darüber, ob flüchtige Schadstoffe am Standort vorhanden sind und ermöglichen ebenfalls die Abgrenzung von kontaminierten Teilflächen. Liegen außerdem aus der Kartierung von unterirdischen Objekten oder Bebauungen Hinweise vor, und lassen die Bodenluftmesswerte nach einer Verdünnungsrechnung gemäß Anhang 1.4.1 erwarten, dass flüchtige Schadstoffe in toxikologisch relevanten Konzentrationen in Gebäude eindringen können, ist eine Untersuchung der Innenraumluft (siehe Kapitel 7.3.4) durchzuführen. Das detaillierte Vorgehen wird im Anhang 1.2 dargestellt.

### **7.3.3 Wasseruntersuchungen**

Repräsentative Analysen von Wasserproben geben Aufschluss darüber, ob eine Schadstoffverbreitung durch etwaig genutztes Grundwasser möglich ist. Schadstoffgehalte im Wasser sind dann von Relevanz, wenn eine Grundwassernutzung gegeben ist. Das detaillierte Vorgehen wird im Anhang 1.3 beschrieben.

Die Ergebnisse der Wasseranalysen dienen als Grundlage für die Abschätzung der dermalen Exposition bei Verwendung von kontaminiertem Brunnenwasser, bei Tätigkeiten im Freien sowie beim Verschlucken und Trinken von kontaminiertem Brunnenwasser.

### **7.3.4 Untersuchung flüchtiger Schadstoffe im Innenraum**

Die Untersuchungen von flüchtigen Schadstoffen im Innenraum haben das Ziel, repräsentative Werte für die Schadstoffbelastung in Gebäuden an einem kontaminierten Standort zu liefern. Diese Untersuchungen sind dann notwendig, wenn eine Abschätzung der Schadstoffkonzentration der Raumluft auf Basis der Bodenluftuntersuchungen (mittels Standardannahmen, siehe Anhang 1.4.1) darauf hinweisen, dass eine Migration von Schadstoffen in toxikologisch relevanten Konzentrationen in Gebäude und unterirdische Objekte nicht ausgeschlossen werden kann. Das detaillierte Vorgehen von Raumluftmessungen wird im Anhang 1.4.2 dargestellt.

### 7.3.5 Staubuntersuchungen

Staubuntersuchungen im Innenraum und im Freien stellen aufgrund des hohen Aufwandes und der Schwierigkeit, repräsentative Werte zu erhalten, im Rahmen dieser Arbeitshilfe einen Ausnahmefall dar. Deshalb wird eine rechnerische Abschätzung der Staubexposition aus Bodenwerten (siehe Anhang 1.5.1 sowie 1.5.3) empfohlen. Dabei ist der Staubgehalt in der Innenraumluft sowie im Freien auf Basis von Literaturdaten abzuschätzen, wobei für die humantoxikologische Betrachtung nur die PM10-Fraktion relevant ist. Der Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub wird ebenfalls aus Literaturdaten festgelegt. Die Schadstoffkonzentration im Staub wird der Schadstoffkonzentration im Boden gleichgesetzt.

Im Ausnahmefall ist ebenfalls eine Messung des Schadstoffgehalts im Staub (z. B. durch die „Staubsaugerbeutelmethode“) und eventuell zusätzlich eine Messung des Staubgehalts in der Luft mittels geeigneter Methode möglich.

Das detaillierte Vorgehen sowohl für eine rechnerische Abschätzung als auch für Staubmessungen im Innenraum sowie in Außenbereichen wird im Anhang 1.5 dargestellt.

### 7.3.6 Bodenextraktuntersuchungen

Bodenextraktuntersuchungen ermöglichen Aussagen zur Mobilität bzw. Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe im Boden. Zusammen mit den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen können ergänzend auch Bodenextraktuntersuchungen zur Beurteilung herangezogen werden, ob Schadstoffe in (Nahrungs)-Pflanzen aufgenommen werden können und ob eine Untersuchung von Pflanzen (siehe Kapitel 7.3.7) notwendig ist. Ebenso kann auf Basis der Extraktuntersuchungen eine Einteilung in Teilflächen für die Pflanzenprobenahme auf Basis dieser Daten bei entsprechender Streuung (> Zehnerpotenzen) erfolgen.

Für die anorganischen Schadstoffe (Schwermetalle und Halbmetalle) werden Orientierungswerte der Ammoniumnitratextraktion zum Vergleich herangezogen. Für die organischen Schadstoffe sind die Konzentration (z. B. über Prüfwert der ÖNORM S 2088-2) sowie die Eigenschaft der Löslichkeit (z. B.  $\log K_{ow}$ ) heranzuziehen. Das detaillierte Vorgehen wird im Anhang 1.6 dargestellt. Die Ergebnisse der Bodenextraktuntersuchungen fließen somit in die Entscheidungsfindung ein, ob eine Pflanzenprobenahme und -schadstoffanalyse durchgeführt werden muss.

***Bioverfügbarkeit  
von Schadstoffen  
für Pflanzen***

### 7.3.7 Analyse von Pflanzenmaterial<sup>22</sup>

Das Ziel der Analysen von Pflanzenmaterial ist es, repräsentative Werte für die Abschätzung der Exposition über am Standort angebaute pflanzliche Nahrungsmittel zu erhalten. Diese Analysen sind jedenfalls dann notwendig, wenn eine Abschätzung der Schadstoffkonzentration in Nahrungsmitteln auf Basis der Bodenuntersuchungen (siehe Kapitel 7.3.1) bzw. der Bodenextraktuntersuchungen (siehe Kapitel 7.3.6) darauf hinweisen, dass eine Aufnahme von Schadstoffen

***Schadstoffe in  
Nahrungsmitteln***

<sup>22</sup> Da es sich um Einzelfälle handelt, wird auf die Analyse von tierischen Produkten nicht näher eingegangen. Gegebenenfalls ist eine geeignete Methode zu ermitteln und anzuwenden.

über den Verzehr von Pflanzen in toxikologisch relevanten Konzentrationen nicht ausgeschlossen werden kann. Das detaillierte Vorgehen bei der Pflanzenprobenahme und -untersuchung wird im Anhang 1.7 dargestellt.

Die Ergebnisse der Pflanzenuntersuchungen fließen somit in die Abschätzung der Exposition durch den Verzehr von am Standort angebauten pflanzlichen Nahrungsmitteln (orale Aufnahme) ein.

## 8 EXPOSITIONSABSCHÄTZUNG (Schritt 4)

Anhand der im Zuge der Untersuchung ermittelten Werte ist für jeden relevanten Schadstoff und jede relevante Aktivität die Exposition mit Hilfe der jeweils zutreffenden Expositionsgleichung abzuschätzen. Des Weiteren sind die orale, die dermale und die inhalative Gesamtexposition für jeden Schadstoff je Szenario durch Summation der jeweiligen Einzelpfade festzustellen. Hintergrundbelastungen sind, soweit vorhanden, in Analogie separat abzuschätzen, bzw. in die Gesamtbetrachtung einzubeziehen. Alle Ergebnisse der Expositionsabschätzung sind umfassend darzustellen und zu diskutieren.

### Vorgangsweise „Expositionsabschätzung“

Nach Festlegung der Expositionsszenarien und statistischer Auswertung der Schadstoffuntersuchungen entsprechend dem Ziel der Risikoanalyse ist für jede relevante Aktivität und jeden relevanten Schadstoff die Exposition mit Hilfe der in diesem Kapitel angegebenen Expositionsgleichungen abzuschätzen. Dabei ist die Abschätzung für jeden einzelnen Expositionspfad getrennt durchzuführen. Die in die Expositionsgleichungen einzusetzenden Expositionsparameter (biometrische Daten, spezifische Expositionsfaktoren) sind den Unterkapiteln dieses Kapitels zu entnehmen. Spezifische Zeitbudgets sind begründet abzuleiten. In einem Folgeschritt sind jeweils die orale, die dermale und die inhalative Gesamtexposition für jeden Schadstoff je Szenario durch Summation aller oralen bzw. dermalen bzw. inhalativen Einzelpfade abzuschätzen. Analog sind die Expositionswerte aus etwaig vorliegenden Hintergrundbelastungen zu ermitteln. Alle Ergebnisse sind umfassend darzustellen und sowohl getrennt als auch vergleichend zu bewerten und zu diskutieren.

Die Abschätzung der Schadstoffexposition erfolgt mit Hilfe der unter Kapitel 8.1 angeführten Gleichungen. Dabei gibt es für jeden Expositionspfad jeweils eine Gleichung, in die je nach Aktivität unterschiedliche biometrische Daten (siehe Kapitel 8.2), spezifische Expositionsfaktoren und Zeitbudgets (siehe Kapitel 8.3) sowie die jeweils am Standort gemessenen Schadstoffkonzentrationen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1) einzusetzen sind.

Für verschiedene orale, dermale und inhalative Expositionspfade werden nachfolgend die entsprechenden Gleichungen angegeben.

### 8.1 Gleichungen für die Abschätzung der Exposition

Mit Hilfe der in diesem Kapitel angeführten Gleichungen wird die Exposition mit Schadstoffen am Ort des Kontaktes mit dem menschlichen Körper abgeschätzt (d. h. die Resorption bleibt unberücksichtigt). Für die orale Exposition ist dieser Ort des Kontaktes das System Mundhöhle-Speiseröhre-Magen-Darm, für die der-

male Exposition die Hautoberfläche und für die inhalative Exposition der Atemtrakt von der Nase und dem Mund bis zur Lunge.

**Resorption von Schadstoffen**

Die resorbierte Schadstoffdosis, d. h. der Anteil des Schadstoffes, der tatsächlich vom Körper absorbiert wird (d. h. in Zellen, Gewebe, Blut- und/oder Lymphgefäße aufgenommen wird), hängt von verschiedenen Faktoren ab:

- Bindung des Schadstoffes im entsprechenden Umweltmedium (z. B. Boden, Nahrungsmittel);
- Extraktion von Schadstoffen aus dem Umweltmedium insbesondere durch Schweiß, Magensaft und Flüssigkeit im Darm oder der Lunge;
- Migration der Schadstoffe in Lösungen;
- Verteilungskoeffizient des Schadstoffes zwischen Lösung und biologischem System;
- Penetration des Schadstoffes durch Barrieren, insbesondere Haut und Magen-Darm-Trakt.

Da im Rahmen dieser Arbeitshilfe ausschließlich die Exposition ohne Berücksichtigung der Resorption abgeschätzt wird, werden die abgeschätzten Werte für die Exposition dementsprechend toxikologischen Vergleichswerten gegenübergestellt, die ohne Berücksichtigung der Resorption abgeleitet wurden. Diese Vorgangsweise wurde gewählt, da für die meisten Schadstoffe die Resorption nicht bekannt ist.

**8.1.1 Abschätzung der oralen Exposition**

**8.1.1.1 Verschlucken von schadstoffbelastetem Boden (Gleichung 1)**

**oral → Boden**

$$E_{\text{Boden-oral}} = \frac{IR_{\text{Boden}} * C_{\text{Schadstoff im Boden}} * ET / 365}{KG} * 10^{-6} \tag{Gl. 1}$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
C <sub>Schadstoff im Boden</sub>	Schadstoffkonzentration im Boden	Messwert	mg/kg
E <sub>Boden-oral</sub>	Exposition durch verschluckten Boden	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
IR <sub>Boden</sub>	tägliche Ingestionsrate Boden	für spielende Kinder liegt diese z. B. bei 111 mg/d	mg/d
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg

**8.1.1.2 Verschlucken von schadstoffbelastetem Bodenstaub (Gleichungen 2)**

**oral → Bodenstaub** Aus der Gleichung 1 (siehe Kap. 8.1.1.1) lässt sich die Gleichung für das Verschlucken von schadstoffbelastetem Bodenstaub wie folgt ableiten:

$$E_{\text{Bodenstaub-oral}} = \frac{IR_{\text{Bodenstaub}} * C_{\text{Schadstoff im Bodenstaub}} * (t_{\text{exp}} / 24) * ET / 365}{KG} * 10^{-6} \tag{Gl. 2}$$

Die tägliche Ingestionsrate Bodenstaub ist dabei wie folgt zu ermitteln:

$$IR_{\text{Bodenstaub}} = AR * (C_{PM10} * f_{\text{Massenanteil}} * (1 - f_{\text{Lunge}}) + C_{PM10} * f_{\text{Massenanteil}} * 0,6)$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
AR	tägliche Atemrate	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	m³/d
C <sub>Schadstoff im Bodenstaub</sub>	Schadstoffkonzentration im Bodenstaub: wenn nicht direkt gemessen, dann wird die Schadstoffkonzentration im Staub der Schadstoffkonzentration im Boden (C <sub>Schadstoff im Boden</sub> ) gleichgesetzt	Messwert	mg/kg
C <sub>PM10</sub>	Staubgehalt in der Luft (PM10)	siehe Tabelle 4, siehe Tabelle 7, Messwert	mg/m³
E <sub>Bodenstaub-oral</sub>	Exposition durch verschluckten Bodenstaub	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
t <sub>exp</sub>	Expositionsstunden pro Tag, ist nur t <sub>erg</sub> (Ereignis) gekannt → t <sub>exp</sub> = t <sub>erg</sub> * n (Anzahl Ereignisse)	Festlegung	–
f <sub>Lunge</sub>	Anteil der Staubfraktion (PM10), der in die Lunge kommt	siehe Tabelle 4, siehe Tabelle 7	–
f <sub>Massenanteil</sub>	Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub	siehe Tabelle 4, siehe Tabelle 7	–
IR <sub>Bodenstaub</sub>	tägliche Ingestionsrate Bodenstaub	–	mg/d
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg

### 8.1.1.3 Verschlucken oder Trinken von schadstoffbelastetem Wasser (Gleichung 3)

$$E_{\text{Wasser-oral}} = \frac{IR_{\text{Wasser}} * C_{\text{Wasser}} * ET / 365}{KG} \quad \text{oral} \rightarrow \text{Wasser} \quad (\text{Gl. 3})$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
C <sub>Wasser</sub>	Schadstoffkonzentration im Wasser	Messwert	mg/l
E <sub>Wasser-oral</sub>	Exposition durch Verschlucken oder Trinken von Wasser	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
IR <sub>Wasser</sub>	tägliche Ingestionsrate Wasser	siehe Tabelle 10, siehe Tabelle 12	l/d
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg

### 8.1.1.4 Verzehr von schadstoffbelasteten Nahrungsmitteln (Gleichung 4)<sup>23</sup>

**oral** → **Nahrung**

$$E_{\text{Nahrung-oral}} = \sum \frac{IR_{\text{Nahrung}} * C_{\text{Nahrung}} * ET / 365}{KG} \quad (\text{Gl. 4})$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
C <sub>Nahrung</sub>	Schadstoffkonzentration in Nahrungsmitteln	Messwert	mg/kg
E <sub>Nahrung-oral</sub>	Exposition durch Verzehr von Nahrungsmitteln	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
IR <sub>Nahrung</sub>	tägliche Ingestionsrate von Nahrungsmitteln	siehe Tabelle 8, siehe Tabelle 9	kg/d
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg

### 8.1.2 Abschätzung der dermalen Exposition

#### 8.1.2.1 Hautkontakt mit schadstoffbelastetem Boden (Gleichung 5)

**dermal** → **Boden**

$$E_{\text{Boden-dermal}} = \frac{(HO_{\text{exp}} * BM) * C_{\text{Boden}} * (t_{\text{erg}} / 24) * n * ET / 365}{KG} * 10^{-6} \quad (\text{Gl. 5})$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
BM	Bodenmenge pro Hautoberfläche	siehe Tabelle 5	mg/cm <sup>2</sup>
C <sub>Boden</sub>	Schadstoffkonzentration im Boden	Messwert	mg/kg
E <sub>Boden-dermal</sub>	Exposition durch Hautkontakt mit Boden	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
HO <sub>exp</sub>	exponierte Hautoberfläche	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	cm <sup>2</sup>
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg
n	Ereignisse pro Tag	Festlegung	1/d
t <sub>erg</sub>	Expositionsstunden pro Ereignis n	Festlegung	–

<sup>23</sup> Die Exposition durch verschiedene Pflanzengruppen (Blattgemüse, Hülsenfrüchte etc.) bzw. verschiedene tierische Produkte wird separat abgeschätzt und anschließend werden die Werte addiert.

### 8.1.2.2 Hautkontakt mit schadstoffbelastetem Wasser (Gleichung 6)<sup>24</sup>

$$E_{\text{Wasser-dermal}} = \frac{HO_{\text{exp}} * D * C_{\text{Wasser}} * ((t_{\text{exp}} / 24) * n) * ET / 365}{KG} * 10^{-3} \quad \text{dermal} \rightarrow \text{Wasser} \quad \text{(Gl. 6)}$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
C <sub>Wasser</sub>	Schadstoffkonzentration im Wasser	Messwert	mg/l
D	Dicke des Wasserfilms auf der Haut	Konvention = 10 <sup>-2</sup>	cm
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung*	–
E <sub>Wasser-dermal</sub>	Exposition durch Hautkontakt mit Wasser	–	mg/d*kg
HO <sub>exp</sub>	exponierte Hautoberfläche	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	cm <sup>2</sup>
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg
n	Ereignisse pro Tag	Festlegung	1/d
t <sub>exp</sub>	Expositionsstunden pro Ereignis n	Festlegung	–

### 8.1.3 Abschätzung der inhalativen Exposition

#### 8.1.3.1 Einatmen von schadstoffbelastetem Bodestaub (Gleichung 7) *inhalativ* → *Staub*

$$E_{\text{Bodestaub-inhalativ}} = \frac{AR * (C_{\text{PM10}} * f_{\text{Massenanteil}} * f_{\text{Lunge}}) * C_{\text{Schadstoff im Bodestaub}} * (t_{\text{exp}} / 24) * ET / 365}{KG} * 10^{-6} \quad \text{(Gl. 7)}$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
AR	tägliche Atemrate	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	m <sup>3</sup> /d
C <sub>Schadstoff im Bodestaub</sub>	Schadstoffkonzentration im Bodestaub: wenn nicht direkt gemessen, dann wird die Schadstoffkonzentration im Staub der Schadstoffkonzentration im Boden (C <sub>Boden</sub> ) gleichgesetzt	Messwert	mg/kg
C <sub>PM10</sub>	Staubgehalt in der Luft	siehe Tabelle 4, siehe Tabelle 7, Messwert	mg/m <sup>3</sup>
E <sub>Bodestaub-inhalativ</sub>	Exposition durch Einatmen von Bodestaub	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
f <sub>Lunge</sub>	Anteil der Staubfraktion (PM10) der in die Lunge kommt	siehe Tabelle 4, siehe Tabelle 7	–
f <sub>Massenanteil</sub>	Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub	siehe Tabelle 4, siehe Tabelle 7	–
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg
t <sub>exp</sub>	Expositionsstunden pro Tag, ist nur t <sub>erg</sub> (Ereignis) bekannt → t <sub>exp</sub> = t <sub>erg</sub> * n (Anzahl Ereignisse)	Festlegung	–

<sup>24</sup> Bei der Gleichung für den „dermalen Kontakt mit schadstoffbelastetem Wasser“ wird in einem vereinfachten Ansatz davon ausgegangen, dass innerhalb von 24 Stunden die Aufnahme der gesamten, im Wasserfilm vorhandenen Schadstoffe über die Haut stattfindet. Bei einer in der Regel kürzeren Expositionszeit verkürzt sich die aufgenommene Schadstoffmenge entsprechend.

### 8.1.3.2 Einatmen von flüchtigen Schadstoffen (Gleichung 8)

*inhalativ* → *flüchtige  
Schadstoffe*

$$E_{Luft-inhalativ} = \frac{AR * C_{Luft} * (t_{exp} / 24) * ET / 365}{KG} \quad (Gl. 8)$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
AR	tägliche Atemrate	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	m³/d
C <sub>Luft</sub>	Schadstoffkonzentration in der Luft	Messwert	mg/m³
E <sub>Luft-inhalativ</sub>	Exposition durch Einatmen von flüchtigen Bodenschadstoffen	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung*	–
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg
t <sub>exp</sub>	Expositionsstunden pro Tag	Festlegung	–

### 8.1.4 Expositionsparameter

Die Abschätzung der Exposition erfolgt durch Einsetzen der repräsentativen Schadstoffkonzentrationen und von Expositionsparametern in die angeführten Expositionsgleichungen. In der vorliegenden Arbeitshilfe wird zwischen drei Gruppen von Expositionsparametern unterschieden:

#### **biometrische Daten**

- Biometrische Daten wie z. B. Körpergewicht, Atemvolumen, Körperoberfläche (siehe Kapitel 8.2): Die Daten wurden vorwiegend auf Grund der Empfehlungen in der Publikation „Standards zur Expositionsabschätzung“ (AUH 2000) ausgewählt. Im Rahmen der Arbeitshilfe ist v. a. das vorgeschlagene Körpergewicht als unveränderlich anzusehen. Für das Atemvolumen und die (unbedeckte) Körperoberfläche sind generell ebenfalls die vorgeschlagenen Parameter und Werte zu verwenden. Nur bei vorliegen abgesicherter, am Standort erhobener, Daten können die „Intensität“ der Atemrate (leichte Aktivität, mäßige Aktivität etc.) sowie die unbedeckte Körperoberfläche (ganze Körperoberfläche, nur Hände und Gesicht etc.) begründet verändert werden.

#### **spezifische Expositions-faktoren**

- Spezifische Expositions-faktoren (siehe Kapitel 8.3) (z. B. verschluckte Bodenmenge, Bodenmenge auf der Haut, Verzehr-mengen an Gemüse etc.): Hier werden (soweit vorhanden) Werte aus der Publikation „Standards zur Expositionsabschätzung“ (AUH 2000) und „X-Prob“ (MEKEL et al. 2007) zur weiteren Verwendung empfohlen, sofern keine qualitativ geeigneten Daten aus Standort-erhebungen vorliegen.<sup>25</sup>

#### **spezifische Zeitbudgets**

- Spezifische Zeitbudgets (siehe Kapitel 8.3): Diese Werte sind standortspezi-fisch möglichst realitäts-nah (d. h. nicht konservativ) abzuschätzen.

<sup>25</sup> Diese beiden Publikationen geben auf Basis einer umfangreichen Literaturstudie Empfehlungen für Werte von Expositionsparametern als Basis für Expositionsabschätzungen von Menschen auf kontaminierten Standorten.

Darüber hinaus geht auch der mittlere Schadstoffgehalt (Median oder Mittelwert; siehe Kapitel 7.3) in den jeweils relevanten Umweltmedien in die Abschätzung der Exposition ein. Die Schadstoffgehalte sind entsprechend mit Hilfe repräsentativer Probenahmen und geeigneter Messmethoden zu ermitteln (siehe Kapitel 7 und Anhang 1).

## 8.2 Biometrische Daten

Die nachfolgende Tabelle 3 zeigt Standardannahmen zu biometrischen Daten für einen Menschen, welche im Rahmen dieser Arbeitshilfe als unveränderlich bzw. nur bedingt veränderbar (siehe Kapitel 8.1.4) anzusehen sind. Die Daten stammen aus der Publikation „Standards zur Expositionsabschätzung“ (AUH 2000). Aus den in der Studie für Mann und Frau getrennt ermittelten biometrischen Daten wurde für diese Arbeitshilfe jeweils der arithmetische Mittelwert für den ungünstigen Fall (95. bzw. 5. Perzentil) berechnet, um Rechenwerte für einen exponierten Menschen zu erhalten. Zur Durchführung der Bandbreitenanalyse gemäß Kapitel 9.4 sind im Anhang 2.3 weitere statistische Kennwerte der in Tabelle 3 angeführten Parameter angegeben.

### Standards zur Expositionsabschätzung

Tabelle 3: Standardannahmen für einen (erwachsenen) Menschen.

Parameter	Wert	Quelle
Körpergewicht (5. Perzentil)	55 kg	AUH 2000
Atemrate		
• Ruhen	17 m <sup>3</sup> /d	LIN 1994
• leichte Aktivität	34 m <sup>3</sup> /d	LIN 1994*
• mäßige Aktivität	68 m <sup>3</sup> /d	LIN 1994*
• intensive Aktivität	120 m <sup>3</sup> /d	LIN 1994*
Atemrate bei ganztägiger chronischer Exposition (Langzeit)	18 m <sup>3</sup> /d	FINLEY et al. 1994*
Körperoberfläche gesamt	21.000 cm <sup>2</sup>	US-EPA 1989*
unbedeckte Körperoberfläche (Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße)	10.000 cm <sup>2</sup>	US-EPA 1989*
unbedeckte Körperoberfläche (Kopf)	1.000 cm <sup>2</sup>	US-EPA 1989*

\* in: AUH (2000)

## 8.3 Spezifische Expositionsfaktoren und Zeitbudgets

Nachfolgend werden für die unter Kapitel 5.2 angeführten Nutzungsklassen und die möglichen darin durchgeführten Aktivitäten spezifische Expositionsfaktoren zur Abschätzung der jeweiligen Exposition angegeben. Die Festlegung von Expositionsparametern erfolgte (ebenso wie bei den biometrischen Daten) in Anlehnung an die Standards zur Expositionsabschätzung des Ausschusses für Umwelthygiene in Deutschland (AUH 2000) und „X-prob“ (MEKEL et al. 2007). Falls

### spezifische Faktoren

für einzelne Nutzungsklassen bzw. Aktivitäten in diesen Quellen keine geeigneten Daten zu finden waren, wurde auf andere verfügbare Daten zurückgegriffen (siehe entsprechende Quellenangaben). Es wird empfohlen, diese spezifischen Expositionsfaktoren im Rahmen dieser Arbeitshilfe zu verwenden. Für alle genannten Aktivitäten sind jeweils die Expositionsfaktoren für einen erwachsenen Menschen angeführt. Betrachtet wird immer eine Exposition auf die gesamte Lebensdauer.

**Zeitbudgets** Zeitbudgets sind generell standortspezifisch zu erheben bzw. realistisch abzuschätzen und darzustellen, um möglichst genaue, auf den konkreten Standort zutreffende Aussagen zu erhalten. In den Tabellen angegebenen Richtwerte zum Zeitbudget können als Ausgangspunkte für eine Erhebung bzw. Festlegung von realistischen Zeitbudgets herangezogen werden.

### 8.3.1 Nutzungsklasse Wohnen

Die Nutzungsklasse Wohnen (optional „mit Garten“) umfasst gemäß Tabelle 1 die Aktivität „Aufenthalt im Innenraum“ sowie die ergänzenden Aktivitäten „Gartenarbeit“, „Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion“, „Trinken von Brunnenwasser“, „Bewässern mit Brunnenwasser“ und „Duschen/Baden mit Brunnenwasser“. Die Nutzungsklasse „Wohnen“ stellt somit wegen der zahlreichen möglichen Aufnahmepfade in Bezug auf eine Risikobewertung den komplexesten Fall dar.

#### 8.3.1.1 Aktivität – Aufenthalt im Innenraum

##### a. Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von schadstoffbelastetem Bodenstaub

**Innenraum:  
inhalativ → Staub**

Liegt eine oberflächliche, nicht versiegelte Bodenkontamination vor, ist die Abschätzung der inhalativen Exposition mittels *Gleichung 7* (siehe Kapitel 8.1.3.1) durchzuführen. Die biometrischen Werte sind aus Tabelle 3 zu entnehmen, wobei für die tägliche Atemrate der Wert für „ganztägige chronische Exposition“ zu verwenden ist. Neben den biometrischen Daten wird die inhalative, aber auch die orale (s. u.) Aufnahme von schadstoffbelastetem Staub in Innenräumen im Wesentlichen von der Konzentration des Schadstoffes im Staub und dem Staubgehalt in der Luft sowie von der Aufenthaltsdauer beeinflusst. Weiters zu berücksichtigende Expositionsparameter sind einerseits der Anteil des kontaminierten Bodens am Staub ( $f_{\text{Massenfraktion}}$ ) sowie der lungengängige Anteil des Staubes ( $f_{\text{Lunge}}$ ).

Für die Abschätzung der Inhalation von Staubpartikel wird angenommen, dass 50 % der PM10-Fraktion die Lunge erreicht (EN 481:1993) und dass der Massenanteil des Bodens am Staub im Innenraum 80 % beträgt (OTTE et al. 2001).

**Innenraum:  
oral → Staub**

Zusätzlich zu dem lungengängigen Anteil des Staubes muss auch der nach dem Einatmen abgeschluckte Anteil mit Hilfe der *Gleichung 2* abgeschätzt werden. Es wird angenommen, dass 50 % der PM10-Fraktion und die vollständige Fraktion > PM 10 abgeschluckt werden. Bei einer Annahme eines PM10-Anteils am Gesamtstaub von 60 % (UMWELTBUNDESAMT 2004b) kann somit der abgeschluckte Teil abgeschätzt werden. Die entsprechenden Werte sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Parameter für Aufenthalt in Innenräumen.

Parameter	Wert	Quelle
Staubgehalt in der Luft in Innenräumen (PM10) bei extensiver Nutzung	0,06 mg/m <sup>3</sup>	OOMEN & LIJZEN 2004
Staubgehalt in der Luft in Innenräumen (PM10) bei intensiver Nutzung	0,1 mg/m <sup>3</sup>	OOMEN & LIJZEN 2004
Anteil der PM10-Fraktion am Gesamtstaub	0,6	UMWELTBUNDESAMT 2004b
Anteil der PM10-Fraktion der in die Lunge kommt	0,5	EN 481:1993
Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub	0,8	OTTE et al. 2001
Aufenthaltsdauer in Innenräumen	17 h/d	ICRP 2003

Die Schadstoffgehalte im Staub werden den Schadstoffgehalten im Boden gleichgesetzt. Im Ausnahmefall können Staubkonzentration und Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

#### b. Expositionsparameter für die inhalative Exposition durch das Einatmen von flüchtigen Schadstoffen im Innenraum

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 8* (siehe Kapitel 8.1.3.2) durchzuführen. Die biometrischen Daten sind der Tabelle 3 zu entnehmen, wobei für die tägliche Atemrate der Wert für „ganztägige chronische Exposition“ zu verwenden ist. Die Zeitbudgets sind wie für die Abschätzung der „inhalativen Exposition durch Einatmen von kontaminiertem Bodenstaub“ (siehe Tabelle 4) anzuwenden.

Die Schadstoffkonzentration ist auf Basis von Bodenluftmessungen rechnerisch abzuschätzen oder durch Messungen der Raumluft zu bestimmen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.4).

**Innenraum:**  
**inhalativ** → **leicht-flüchtige Schadstoffe**

#### 8.3.1.2 Aktivität – Gartenarbeit

##### a. Expositionsparameter für die dermale Exposition durch an der Haut haftenden schadstoffbelasteten Boden

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 5* (siehe Kapitel 8.1.2.1) durchzuführen. Die benötigten biometrischen Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen. Als exponierte Hautoberfläche gelten Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße. Da für diese Aktivität keine Daten bezüglich der anhaftenden Bodenmenge pro Hautoberfläche vorliegen, wird die Studie von FINLEY et al. (1994) auf Datenbasis von 4 Studien für verschiedene Altersgruppen von Kindern beim Spielen mit 0,5 mg/cm<sup>2</sup> als Mittelwert (siehe Tabelle 5) herangezogen (MEKEL et al. 2007).

**Gartenarbeit:**  
**dermal** → **Boden**

Tabelle 5: Auf der Hautoberfläche anhaftende Bodenmenge.

Parameter	Wert	Quelle
Auf der Hautoberfläche haftende Bodenmenge pro cm <sup>2</sup>	0,5 mg/cm <sup>2</sup>	FINLEY et al. 1994

Richtwerte für ein Zeitbudget sind in Tabelle 6 vorgeschlagen.

Tabelle 6: Zeitbudgets für die Aktivität „Gartenarbeit“.

Parameter	Wert	Anmerkung
Expositionstage pro Jahr	60 d	Vorschlagswert
Expositionsstunden pro Ereignis	2 h	Vorschlagswert
Ereignisse pro Tag	1	Vorschlagswert

Die Schadstoffkonzentration im Boden ist zu untersuchen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.1).

**b. Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von schadstoffbelatetem Bodenstaub**

**Gartenarbeit:  
inhalativ → Staub**

Werden Gartenarbeiten in oberflächlich kontaminierten Bereichen mit offener (ganz, oder weitgehend vegetationsfreier) Oberfläche durchgeführt, ist die Abschätzung der Exposition mittels Gleichung 7 (siehe Kapitel 8.1.3.1) durchzuführen. Die Tätigkeit des Rasenmähens oder andere stark Staub aufwirbelnde Tätigkeiten (obwohl diese auf einer bewachsenen Fläche durchgeführt werden) gelten dann als relevant, wenn sie durch die betroffenen Personen regelmäßig durchgeführt werden und es somit zu einer relevanten Exposition durch Bodenstaub kommt. Die biometrischen Daten sind der Tabelle 3 zu entnehmen, wobei für die tägliche Atemrate der Wert für „mäßige Aktivität“ zu verwenden ist. Zusätzlich zu den biometrischen Daten sind die Konzentration des Schadstoffs im Staub, der Staubgehalt in der Luft (PM10-Fraktion) und die Aufenthaltsdauer relevant. Weitere zu berücksichtigende Faktoren sind sowohl der lungengängige Anteil der Staubpartikel als auch den Anteil des kontaminierten Bodens am Staub. Die benötigten Daten sind in Tabelle 7 angeführt; die entsprechenden Zeitbudgets sind in Tabelle 6 vorgeschlagen.

**Gartenarbeit:  
oral → Staub**

Zusätzlich zu dem lungengängigen Anteil des Staubes muss auch der nach dem Einatmen abgeschluckte Anteil mit Hilfe der Gleichung 2 ermittelt werden. Neben den in Tabelle 3 angeführten biometrischen Daten, v. a. der Atemrate („mäßige Aktivität“), sind für das Verschlucken von Staub ebenfalls die Konzentration des Schadstoffs im Staub und der Staubgehalt in der Luft relevant. Weitere zu berücksichtigende Expositionsfaktoren sind einerseits der Anteil des kontaminierten Bodens am Staub ( $f_{\text{Massenfraktion}}$ ) sowie der lungengängige Anteil des Staubes ( $f_{\text{Lunge}}$ ). Die entsprechenden Werte sind in Tabelle 7 angegeben.

Tabelle 7: Parameter für Gartenarbeit.

Parameter	Wert	Quelle/Anmerkung
Gesamtstaubgehalt in der Luft im Freien bei extensiver Nutzung	0,5 mg/m <sup>3</sup>	OATWAY & MOBBS 2003
Gesamtstaubgehalt in der Luft im Freien bei intensiver Nutzung	1 mg/m <sup>3</sup>	OATWAY & MOBBS 2003
Staubgehalt in der Luft im Freien (PM10) bei extensiver Nutzung	0,3 mg/m <sup>3</sup>	Festlegung
Staubgehalt in der Luft im Freien (PM10) bei intensiver Nutzung	0,6 mg/m <sup>3</sup>	Festlegung
Anteil der PM10-Fraktion der verschluckt wird	0,5	EN 481:1993
Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub	0,5	OTTE et al. 2001

Die Schadstoffgehalte im Staub werden den Schadstoffgehalten im Boden gleichgesetzt. Im Ausnahmefall können Staubkonzentration und Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

### 8.3.1.3 Aktivität – Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion

#### Expositionsparameter für die orale Aufnahme von schadstoffbelasteten Nahrungsmitteln

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 4* (siehe Kapitel 8.1.1.4) durchzuführen. Die biometrischen Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen, wobei in die Gleichung nur das Körpergewicht von 55 kg eingeht. Zur Erhebung der Daten über den lokalen Verzehr von selbstangebauten pflanzlichen (oder selbst hergestellten tierischen) Nahrungsmitteln ist entsprechend Anhang 1.7 vorzugehen. Ist eine Erhebung der lokalen Verzehrsmengen selbstangebauter Nahrungsmittel nicht möglich, kann auf Daten einer Untersuchung aus Deutschland (Mekel 1996, AUH 2000) zurückgegriffen werden (siehe Tabelle 8 – pflanzliche Nahrungsmittel und Tabelle 9 – tierische Nahrungsmittel). Die angegebenen Verzehrsmengen selbstangebauter Nahrungsmittel sind im Einzelfall entsprechend den tatsächlichen Erntemengen zu modifizieren.

**Konsumation:**  
**oral → Nahrung**

*Tabelle 8: Tägliche Verzehrsmengen von pflanzlichen Nahrungsmitteln (Obst und Gemüse) aus dem eigenen Garten in [g Frischmasse (FM)/d]<sup>26</sup>.*

Parameter	Wert	Quelle
Verzehrmenge Blattgemüse (Kohl, Salat etc.)	145 g FM/d	MEKEL 1996, MEKEL et al. 2007
Verzehrmenge Hülsenfrüchte (Bohnen, Linsen)	7 g FM/d	MEKEL 1996, MEKEL et al. 2007
Verzehrmenge Wurzelgemüse (Karotten, Rettich)	32 g FM/d	MEKEL 1996, MEKEL et al. 2007
Verzehrmenge Fruchtgemüse (Kürbis, Mais, Zucchini etc.)	62 g FM/d	MEKEL 1996, MEKEL et al. 2007
Verzehrmenge Kartoffel	124 g Fm/d	MEKEL 1996, MEKEL et al. 2007
Verzehrmenge Obst	96 g FM/d	MEKEL 1996, MEKEL et al. 2007

*Tabelle 9: Täglicher Verzehr von tierischen Produkten (zugekauft und eigene Produktion); in [g Frischmasse (FM)/d]<sup>26</sup>. Die Angaben zeigen die Mittelwerte von ADOLF et al. (1995) dargestellt in AUH (2000).*

Parameter	Wert	Quelle
Verzehrmenge Gesamt Fleisch	89 g FM/d	AUH 2000
Verzehrmenge Gesamt Eier	32 g FM;/d	AUH 2000
Verzehrmenge Gesamt Milch	147 g FM/d	AUH 2000
Verzehrmenge Gesamt Honig	3 g FM/d	AUH 2000

<sup>26</sup> [g FM/d] sind im Rahmen der Anwendung von Gleichung 3 auf [kg FM/d] umzurechnen

Für die Abschätzung der Exposition durch pflanzliche und tierische Nahrungsmittel sind die Schadstoffgehalte der am Standort vorkommenden Produkte zu bestimmen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.7).

### 8.3.1.4 Aktivität – Trinken von Brunnenwasser

#### Expositionsparameter für die orale Exposition durch Trinken von schadstoffbelastetem Brunnenwasser

**Trinken:**  
**oral** → **Wasser**

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 3* (siehe Kapitel 8.1.1.3) durchzuführen. Notwendige biometrischen Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen, wobei in die Gleichung nur das Körpergewicht von 55 kg eingeht. Außerdem ist für die Abschätzung der Schadstoffexposition durch Trinken (orale Aufnahme) von schadstoffbelastetem Grundwasser (aus Hausbrunnen) die täglich konsumierte Wassermenge aus dem Hausbrunnen maßgeblich. Als durchschnittliche täglich getrunkene Wassermenge eines Menschen werden 2 Liter pro Tag an 365 Tagen angenommen (OTTE et al. 2001).

Tabelle 10: Täglich getrunkene Wassermenge eines erwachsenen Menschen

Parameter	Wert	Quelle
getrunkene Wassermenge pro Tag	2 l/d	OTTE et al. 2001

Die Schadstoffkonzentration im Brunnenwasser ist durch entsprechende Messungen zu bestimmen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.3).

### 8.3.1.5 Aktivität – Bewässern mit Brunnenwasser

#### Expositionsparameter für die dermale Exposition durch Bewässern mit schadstoffbelastetem Brunnenwasser

**Bewässern:**  
**dermal** → **Wasser**

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 6* (siehe Kapitel 8.1.2.2) durchzuführen. Die biometrischen Daten sind gemäß Tabelle 3 einzusetzen. Als unbedeckte Körperoberfläche gelten Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße. Der wirksame Wasserfilm (Schichtdicke des Wassers) auf der Haut wird mit  $10^{-2}$  cm angenommen (Konvention). Die vorgeschlagenen Zeitbudgets sind in Tabelle 11 angeführt.

Tabelle 11: Zeitbudgets für die Aktivität „Bewässern mit Brunnenwasser“.

Parameter	Wert	Anmerkung
Expositionstage pro Jahr (Ost-Ö)	59 d	Vorschlagswert
Expositionstage pro Jahr (West-Ö)	55 d	Vorschlagswert
Expositionsstunden pro Ereignis	1 h	Vorschlagswert
Ereignisse pro Tag	1	Vorschlagswert

Bezüglich des Zeitbudgets wird davon ausgegangen, dass die Bewässerung des Gartens im Sommerhalbjahr einmal täglich bei Temperaturen über 25 °C stattfindet. Die Anzahl der Sommertage (= Tage mit einer Temperatur von > 25 °C, Mittel aus 1971–2000) für Ost-Österreich am Beispiel Wien (Durchschnittswert

für 4 Wiener Wetterstationen) beträgt 59 Tage; die Anzahl der Sommertage in West-Österreich am Beispiel Innsbruck (Durchschnittswert für zwei Innsbrucker Wetterstationen) beträgt 55 Tage (ZAMG 2011). Als Expositionsdauer wird je Gießereignis ein Zeitraum von einer Stunde angenommen.

Die Schadstoffkonzentration im Brunnenwasser ist zu messen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.3).

### 8.3.1.6 Aktivität – Duschen/Baden mit Brunnenwasser

#### a. Expositionsparameter für die orale Exposition durch Verschlucken von kontaminiertem Dusch- oder Badewasser

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 3* (siehe Kapitel 8.1.1.3) durchzuführen. Biometrische Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen, wobei in die Gleichung nur das Körpergewicht (55 kg) eingeht. Für die täglich beim Duschen oder Baden verschluckte Wassermenge werden 50 ml angenommen (US-EPA 1989). Dieser Wert bezieht sich auf die maximale Wassermenge, die im Normalfall beim Baden verschluckt wird und wird traditionell für badehygienische Untersuchungen sowie zur Expositionsabschätzung in den USA verwendet.

**Duschen/Baden:**  
**oral → Wasser**

Tabelle 12: Beim Duschen oder Baden verschluckte Wassermenge pro Ereignis.

Parameter	Wert	Quelle
verschluckte Wassermenge pro Dusch- bzw. Badeereignis	0,05 l/d	US-EPA 1989

Die Schadstoffkonzentration im Brunnenwasser ist zu messen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.3).

#### b. Expositionsparameter für die dermale Exposition durch schadstoffbelastetes Dusch- oder Badewasser

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 6* durchzuführen (siehe Kapitel 8.1.2.2).

Die biometrischen Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen (als exponierte Körperoberfläche gilt die gesamte Körperoberfläche). Die wirksame Schichtdicke des Wassers auf der Haut wird mit  $10^{-2}$  cm angenommen (getroffene Konvention). Für Zeitbudgets sei auf Tabelle 13 verwiesen.

**Duschen/Baden:**  
**dermal → Wasser**

Tabelle 13: Zeitbudgets für die Aktivität „Duschen mit Brunnenwasser“.

Parameter	Wert	Quelle/Anmerkung
Expositionstage pro Jahr im Innenraum	365 d	Vorschlagswert
Expositionstage pro Jahr draußen (Ost-Ö)	59 d	Vorschlagswert
Expositionstage pro Jahr draußen (West-Ö)	55 d	Vorschlagswert
Expositionsstunden pro Ereignis (Duschen)	0,25 h/d	OTTE et al. 2001
Expositionsstunden pro Ereignis (Baden)	0,5 h/d	OTTE et al. 2001
Ereignisse pro Tag	1	Vorschlagswert

Für die Aktivität „Duschen/Baden mit Brunnenwasser“ im Freien wird von einer Nutzung an allen „Sommertagen“ (= Tage mit einer Temperatur von > 25 °C, Mittel aus 1971–2000) ausgegangen. Die Anzahl der Sommertage für Ost-Österreich am Beispiel Wien (Durchschnittswert für 4 Wiener Wetterstationen) beträgt 59 Tage; die Anzahl der Sommertage in West-Österreich am Beispiel Innsbruck (Durchschnittswert für 2 Innsbrucker Wetterstationen) beträgt 55 Tage (ZAMG 2011). Es wird von einer Duschkdauer von täglich 0,25 Stunden sowie einer Badedauer von täglich 0,5 Stunden ausgegangen (OTTE et al. 2001).

Die Schadstoffkonzentration im Brunnenwasser ist zu bestimmen (siehe Kapitel 7 und Anhang 1.3).

### 8.3.2 Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau

Innerhalb dieser Nutzungsklasse wird die Aktivität „Feldarbeit“ betrachtet. Sollten sich landwirtschaftliche Betriebe mit Wohnnutzung (und den entsprechenden Expositionspfaden) auf einem kontaminierten Standort befinden, so ist eine Abschätzung der Exposition gemäß Kapitel 8.3.1 Nutzungsklasse „Wohnen“ mit den entsprechend am Standort vorhandenen Aktivitäten durchzuführen.

#### 8.3.2.1 Aktivität – Feldarbeit

Generell ist für die Aktivität Feldarbeit zwischen manuellen und maschinellen Tätigkeiten zu unterscheiden. Handelt es sich um maschinelle Tätigkeiten, ist eine Exposition lediglich bezüglich einer inhalativen Aufnahme von kontaminiertem Bodestaub sowie einer oralen Aufnahme durch das Verschlucken von Bodestaub zu beurteilen, wobei die Expositionszeit gegenüber der manuellen Tätigkeit deutlich geringer ausfällt. Handelt es sich primär um manuelle Tätigkeiten (z. B. Pflanzen, Ernten), dann ist zusätzlich zur inhalativen und oralen Exposition auch eine dermale Exposition zu betrachten.

##### a. Expositionsparameter für die dermale Exposition durch an der Haut haftenden schadstoffbelasteten Boden

###### **Feldarbeit: dermal → Boden**

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 5* (siehe Kapitel 8.1.2.1) durchzuführen. Die biometrischen Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen. Als unbedeckte Körperoberfläche gelten prinzipiell Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße. Kann davon ausgegangen werden, dass immer geeignete Arbeitskleidung (inklusive Handschuhe) getragen wird, so kann die exponierte Körperoberfläche dementsprechend reduziert werden (nur Kopf). Da für Feldarbeiter keine Daten bezüglich der anhaftenden Bodenmenge pro Hautoberfläche vorliegen, wird der Wert gemäß Tabelle 5 mit 0,5 mg/cm<sup>2</sup> herangezogen. In der Regel wird davon ausgegangen, dass der an der Haut anhaftende Boden unmittelbar nach Beendigung der Arbeitszeit abgewaschen wird.

Die Zeitbudgets für landwirtschaftliche Tätigkeiten variieren sehr stark je nach Tätigkeit (manuelle oder maschinelle) bzw. Kulturart sowie der Größe der kontaminierten Fläche und müssen deshalb vor Ort abgeschätzt bzw. eruiert werden.

Die Schadstoffkonzentration im Boden ist analytisch zu bestimmen (siehe Kapitel 7.3.1 und Anhang 1.1).

**b. Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von schadstoffbelastetem Bodenstaub**

Werden Feldarbeiten auf oberflächlich kontaminierten Bereichen mit offener (ganz oder weitgehend vegetationsfreier) Oberfläche durchgeführt, ist die Abschätzung der inhalativen Exposition mittels Gleichung 7 (siehe Kapitel 8.1.3.1) durchzuführen. Die Abschätzung des abgeschluckten Staubanteils erfolgt mittels der *Gleichungen 2* (siehe Kapitel 8.1.1.2). Biometrische Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen (für maschinelle Tätigkeit ist eine Atemrate für mäßige Aktivität anzunehmen, für manuelle Tätigkeiten ist eine Atemrate für intensive Aktivität anzunehmen). Die benötigten, den Staub betreffenden Parameter sind gemäß Tabelle 7 einzusetzen. Die Zeitbudgets müssen vor Ort abgeschätzt bzw. erhoben werden (siehe Punkt a) – dermale Exposition).

**Feldarbeit:**  
**inhalativ** → **Staub**  
**oral** → **Staub**

Die Schadstoffgehalte im Staub werden den Schadstoffgehalten im Boden gleichgesetzt. Gegebenenfalls kann der Schadstoffgehalt im Staub sowie der Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

**8.3.3 Nutzungsklasse Freizeit und Erholung**

Diese Nutzungsklasse beinhaltet die Aktivität „Sport und Freizeitaktivitäten“.

**8.3.3.1 Aktivität – Sport- und Freizeitaktivitäten**

Bei körperlicher Betätigung auf kontaminierten Flächen ist eine Exposition durch schadstoffbelasteten Bodenstaub möglich, sofern eine oberflächliche, nicht versiegelte Bodenkontamination vorliegt. Dies kann sowohl zu einer dermalen Exposition (durch an der Haut haftenden Boden) als auch einer inhalativen und oralen Exposition (durch Einatmen und Verschlucken von Bodenstaub) führen.

**a. Expositionsparameter für die dermale Exposition durch an der Haut haftenden schadstoffbelasteten Boden**

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 5* (siehe Kapitel 8.1.2.1) durchzuführen.

**Sport/Freizeit:**  
**dermal** → **Boden**

Die biometrischen Daten sind aus Tabelle 3 ersichtlich. Als unbedeckte Körperoberfläche gelten Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße. Vorschläge für Zeitbudgets sind Tabelle 14 zu entnehmen. Da keine Daten bezüglich der anhaftenden Bodenmenge pro Hautoberfläche vorliegen, wird der Wert gemäß Tabelle 5 mit 0,5 mg/cm<sup>2</sup> herangezogen.

*Tabelle 14: Zeitbudgets für die Aktivität „Sport und Freizeit“.*

Parameter	Wert	Anmerkung
Expositionstage pro Jahr	100 d	Vorschlagswert
Expositionsstunden pro Ereignis	2 h	Vorschlagswert
Ereignisse pro Tag	1	Vorschlagswert

**b. Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von Bodenstaub**

**Sport/Freizeit:**  
*inhalativ* → **Staub**  
*oral* → **Staub**

Werden Aktivitäten auf oberflächlich kontaminierten Bereichen durchgeführt, die nicht versiegelt und ganz oder weitgehend vegetationsfrei sind, ist die Abschätzung der inhalativen Exposition mittels *Gleichung 7* (siehe Kapitel 8.1.3.1) durchzuführen. Die Abschätzung des abgeschluckten Staubanteils erfolgt mittels der *Gleichungen 2* (siehe Kapitel 8.1.1.2). Als biometrische Daten – hier insbesondere die tägliche Atemrate (für die intensive Aktivität angenommen wird) – sind die Werte aus Tabelle 3 zu entnehmen. Die benötigten, den Staub betreffenden Parameter sind gemäß Tabelle 7 einzusetzen. Die möglichen Zeitbudgets entsprechen denen für „dermale Exposition durch an der Haut haftenden Boden“ (siehe Tabelle 14).

Die Schadstoffgehalte im Staub werden denen im Boden gleichgesetzt. Gegebenenfalls kann die Schadstoffkonzentration im Staub sowie der Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

**8.3.4 Nutzungsklasse Industrie, Gewerbe und Verkehr**

Innerhalb dieser Nutzungsklasse wird zwischen den Aktivitäten „Arbeiten im Innenraum“, „Arbeiten im Freien“ und „Benutzung von Verkehrsflächen“ unterschieden.

**8.3.4.1 Aktivität – Arbeiten im Innenraum**

Bei dieser Aktivität ist von der Möglichkeit einer inhalativen und oralen Aufnahme von schadstoffbelastetem Staub auszugehen. Außerdem muss gegebenenfalls die Exposition durch Inhalation von flüchtigen Bodenschadstoffen nach eventueller Anreicherung im Innenraum betrachtet werden.

**a) Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch Einatmen bzw. Verschlucken von schadstoffbelasteten Bodenstaub**

**Arbeit im Innenraum:**  
*inhalativ* → **Staub**  
*oral* → **Staub**

Liegt ein oberflächlich kontaminierter, nicht versiegelter und ganz oder weitgehend vegetationsfreier Bodenbereich vor, dann ist die Abschätzung der inhalativen Exposition mittels *Gleichung 7* durchzuführen. Die Abschätzung des abgeschluckten Staubanteils erfolgt mittels der *Gleichungen 2* (siehe Kapitel 8.1.1.2). Die biometrischen Daten sind Tabelle 3 zu entnehmen (die tägliche Atemrate entspricht leichter Aktivität). Die benötigten, den Staub betreffenden Parameter sind gemäß Tabelle 4 einzusetzen. In Tabelle 15 werden Zeitbudgets vorgeschlagen.

Tabelle 15: Zeitbudgets für die Aktivität „Arbeiten im Innenraum“.

Parameter	Person	Wert	Quelle/Anmerkung
Expositionstage pro Jahr	Erw.	220 d	Vorschlagswert
Expositionsstunden pro Tag	Erw.	7,6 h	STATISTIK AUSTRIA 2009

Bezüglich Zeitbudgets sind die Werte für eine Vollzeitbeschäftigung angeführt. Im Arbeitsmarktstatistikbericht der Statistik Austria für das Jahr 2009 betrug die durchschnittliche wöchentliche Arbeitszeit aller Erwerbstätigen (Voll- und Teilzeit, Männer und Frauen) rund 38,2 Wochenstunden (das entspricht in etwa 7,6 Stunden pro Arbeitstag; STATISTIK AUSTRIA 2009)). Für die Jahresarbeitszeit schlägt beispielsweise die österreichische Forschungsgesellschaft 1.680 Stunden vor, woraus sich eine durchschnittliche Anzahl von 220 Arbeitstagen pro Jahr ergibt (FFG 2011). Diese Werte sind Vorschlagswerte, die bei besserer Datenlage entsprechend zu modifizieren sind.

Die Schadstoffgehalte im Staub werden den Schadstoffgehalten im Boden gleichgesetzt. Gegebenenfalls kann die Schadstoffkonzentration im Staub sowie der Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

#### **b. Expositionsparameter für inhalative Exposition durch flüchtige Schadstoffe im Innenraum**

Die Abschätzung der Exposition ist mittels *Gleichung 8* (siehe Kapitel 8.1.3.2) durchzuführen. Die biometrischen Daten sowie die Zeitbudgets sind wie bei der „inhalativen Exposition durch Bodenstaub“ (siehe Tabelle 15) einzusetzen.

**Arbeit im Innenraum:  
inhalativ → leicht-  
flüchtige Schadstoffe**

Die Konzentration von flüchtigen Schadstoffen in der Raumluft ist zu messen (siehe Kapitel 7.3.4 und Anhang 1.4).

#### **8.3.4.2 Aktivität – Arbeiten im Freien**

Bei dieser Aktivität wird normalerweise ausschließlich von der Möglichkeit einer inhalativen und oralen Exposition durch schadstoffbelasteten Bodenstaub (Einatmen und Verschlucken) ausgegangen.

#### **Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch Einatmen und Verschlucken von schadstoffbelasteten Bodenstaub im Freien**

Werden Arbeiten auf oberflächlich kontaminierten Bereichen durchgeführt, die nicht versiegelt und ganz oder weitgehend vegetationsfrei sind, ist die Abschätzung der inhalativen Exposition mittels *Gleichung 7* (siehe Kapitel 8.1.3.1) durchzuführen. Die Abschätzung des abgeschluckten Staubanteils erfolgt mittels der *Gleichungen 2* (siehe Kapitel 8.1.1.2). Die biometrischen Daten sind aus Tabelle 3 zu entnehmen (für die tägliche Atemrate ist der Wert für intensive Aktivität entsprechend einzusetzen). Die benötigten, den Staub betreffenden Parameter sind gemäß Tabelle 7 einzusetzen. Das Zeitbudget entspricht jenem der Aktivität „Arbeiten im Innenraum“ (siehe Tabelle 15).

**Arbeit im Freien:  
inhalativ → Staub  
oral → Staub**

Die Schadstoffgehalte im Staub werden den Schadstoffgehalten im Boden gleichgesetzt. Gegebenenfalls können die Schadstoffkonzentration im Staub sowie der Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

### 8.3.4.3 Aktivität – Benutzung von Verkehrsflächen

Im Rahmen dieser Aktivität wird im Normalfall ausschließlich eine inhalative und orale Exposition durch Bodestaub (Einatmen und Verschlucken) im Freien angenommen.

#### Expositionsparameter für die inhalative und orale Exposition durch schadstoffbelasteten Bodestaub auf Verkehrsflächen

**Arbeit auf  
Verkehrsflächen:  
inhalativ → Staub  
oral → Staub**

Werden Arbeiten auf oberflächlich kontaminierten Bereichen durchgeführt, die nicht versiegelt und ganz oder weitgehend vegetationsfrei sind, ist die Abschätzung der Exposition mittels *Gleichung 7* (siehe Kapitel 8.1.3.1) durchzuführen. Die biometrischen Daten sind der Tabelle 3 zu entnehmen. Das zu verwendende Lungenvolumen ist entsprechend den durchgeführten Arbeiten zu begründen. Die benötigten, den Staub betreffenden Parameter sind gemäß Tabelle 7 einzusetzen. Die Zeitbudgets entsprechen prinzipiell denen von „Arbeiten im Innenraum“, was sich aber nur auf permanent auf Verkehrsflächen (z. B. Flugplätze) arbeitende Personen bezieht (siehe Tabelle 15). Andernfalls ist das Zeitbudget entsprechend anzupassen.

Die Schadstoffgehalte im Staub werden den Schadstoffgehalten im Boden gleichgesetzt. Gegebenenfalls kann die Schadstoffkonzentration im Staub sowie der Staubgehalt in der Luft mittels geeigneter Methode gemessen werden (siehe Anhang 1.5).

## 8.4 Darstellung der abgeschätzten Expositionswerte

Nachdem alle für die Beurteilung der standortspezifischen Expositionsszenarien benötigten Werte anhand der Gleichungen ermittelt wurden, sind die Ergebnisse nach Expositionsszenarien getrennt übersichtlich und nachvollziehbar z. B. in einer Expositionsmatrix (siehe Abbildung 6) darzustellen. Eine solche Matrix dient dazu, einen Überblick über alle am kontaminierten Standort (bzw. auf den Teilflächen oder den Grundstücken) vorhandenen relevanten Schadstoffe sowie Aktivitäten zu bieten und in weiterer Folge innerhalb der Risikoanalyse (siehe Kapitel 9) jene Schadstoffe und Aktivitäten zu identifizieren und hervorzuheben, für die eine chronische Wirkung auf die menschliche Gesundheit nicht ausgeschlossen werden kann.

#### Expositionsmatrix

Die aus den jeweiligen Expositionsgleichungen abgeschätzten Werte können dabei je nach definiertem Ziel der Risikoanalyse (siehe Kapitel 3.3) folgendermaßen in einer oder mehreren Expositionsmatrizen dargestellt werden:

1. *aktivitätsbezogen* – wenn die Exposition durch die Durchführung einer oder mehrerer Aktivitäten beurteilt werden soll → eine Expositionsmatrix für den gesamten Standort
2. *flächenbezogen* – wenn die Exposition für Teilflächen mit ähnlichen Merkmalen (gleiche Aktivitäten und gleiche Intensität der Kontamination) beurteilt werden soll → je eine Expositionsmatrix pro Teilfläche mit ähnlichen Merkmalen
3. *grundstücksbezogen* – wenn die Exposition für ein bestimmtes Grundstück (bzw. für mehrere Grundstücke) abgeschätzt werden soll (unter Berücksichtigung aller relevanten Aktivitäten) → je eine Expositionsmatrix pro Grundstück.

Jeder relevante Schadstoff bzw. jede relevante Schadstoffgruppe erhält ein eigenes Datenblatt. In weiterer Folge werden, geordnet nach Art der Aufnahme (oral, dermal und inhalativ), für alle relevanten Aktivitäten die aus den Expositionsgleichungen abgeschätzten Expositionswerte eingetragen. Zum besseren Überblick wird empfohlen, die Werte in absteigender Reihenfolge ihres Rechenwertes zu sortieren. Schließlich sind alle Werte für einen Schadstoff innerhalb einer Aufnahmeart zu addieren; d. h. in einer Expositionsmatrix wird am Ende zusätzlich zu den Expositionswerten der einzelnen Expositionspfade jeweils die Summe der gesamten oralen, der gesamten dermalen und der gesamten inhalativen Exposition je Schadstoff dargestellt (siehe Abbildung 6). Eine Addition der Expositionen über verschiedene Aufnahmearten erfolgt hier nicht. Falls eine solche Wechselwirkung nicht ausgeschlossen werden kann, kann dieses im Rahmen der Risikoanalyse durch die Addition von Risikoindizes berücksichtigt werden (siehe Kapitel 9).

**relevante Aktivitäten**

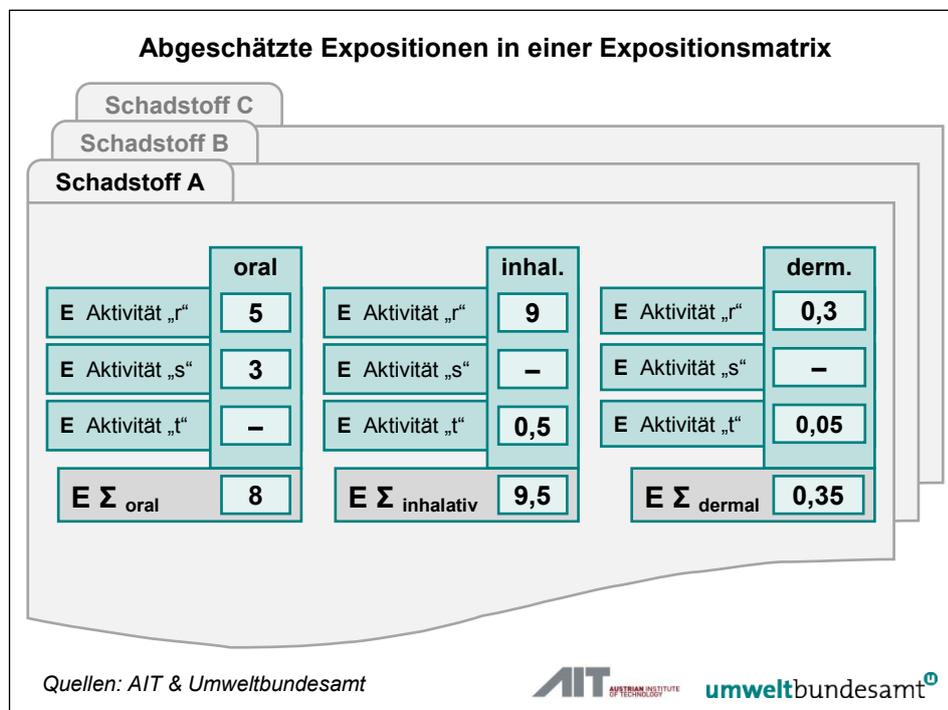


Abbildung 6: Schematische Darstellung der abgeschätzten Expositionen  $E$  (in  $mg/kg*d$ ) in einer Expositionsmatrix im Falle mehrerer Schadstoffe und mehrerer Aktivitäten.

Nach Fertigstellung aller Expositionsmatrizen ist jede Matrix im Kontext ihres zugrundeliegenden Expositionsszenarios detailliert zu beschreiben. Hierbei sind insbesondere jene Aktivitäten und Arten der Aufnahme hervorzuheben, die am stärksten zur Exposition mit einem Schadstoff beitragen.

**detaillierte Darstellung**

**Darstellung der Exposition aus erhöhten Hintergrundwerten**

Zusätzlich zur oben beschriebenen Expositionsmatrix sind auch eventuell vorhandene erhöhte Hintergrundwerte von Schadstoffen zu berücksichtigen und diese sind in einer analogen Matrix (mit denselben Aktivitäten) darzustellen.

Zur Berücksichtigung der Exposition aus einer erhöhten Hintergrundkonzentration ist folgende Vorgangsweise zur Abschätzung anzuwenden:

- $E_g$  (gesamt)** ● Die gesamte Standort-Exposition  $E_g$  am kontaminierten Standort wird abgeschätzt – basierend auf gemessenen Schadstoff-Konzentrationen am kontaminierten Standort.
- $E_h$  (Hintergrund)** ● Die Exposition  $E_h$  aus der gemessenen Hintergrundkonzentration des Schadstoffes wird analog abgeschätzt – basierend auf gemessenen Schadstoff-Konzentrationen in den entsprechenden Umweltmedien bzw. Nahrungsmitteln in der Umgebung des Standortes.
- $E_k$  (Kontamination)** ● Die Differenz zwischen gesamter Standort-Exposition  $E_g$  und der Exposition  $E_h$  ergibt den Beitrag der Kontamination des Standortes  $E_k$  zur Exposition des Menschen:

$$E_k = E_g - E_h \quad (\text{Gl. 9})$$

Die Differenzierung zwischen der Hintergrundkonzentration und der Konzentration durch die Kontamination am Standort ist besonders dann von Bedeutung, wenn die Exposition durch die Hintergrundkonzentration bereits den toxikologischen Vergleichswert übersteigt.

## 9 RISIKOANALYSE (SCHRITT 5)

Durch Gegenüberstellung der abgeschätzten Expositionswerte und entsprechender toxikologischer Vergleichswerte ist je Expositionspfad ein Risikoindex (RI) zu ermitteln. Ergänzend sind der orale, der dermale und der inhalative Gesamtrisikoindex für jeden Schadstoff je Szenario zu berechnen. Im Rahmen der Risikoanalyse sind auf Basis der Risikoindizes jene Aktivitäten und Expositionspfade am Standort bzw. auf einzelnen Teilflächen oder Grundstücken zu identifizieren, für die bei chronischer Exposition eine Gefahr für die menschliche Gesundheit nicht ausgeschlossen werden kann bzw. die den größten Beitrag zu einer humantoxikologisch relevanten Exposition liefern. Für ausgewählte Pfade und Aktivitäten ist eine Bandbreiten- und Sensitivitätsanalyse durchzuführen. Soweit Hintergrundbelastungen am Standort vorliegen, sind für diese die Risikoindizes separat zu ermitteln und im Rahmen der Risikoanalyse vergleichend mitzudiskutieren.

### Vorgangsweise „Risikoanalyse“

Der Risikoindex, d. h. der Quotient aus Exposition und toxikologischem Vergleichswert, wird für jeden Schadstoff, jede Aktivität und jeden Expositionspfad abgeschätzt. Toxikologische Vergleichswerte sind den Stoffdatenblättern (siehe Anhang 3) zu entnehmen. Die Abschätzung der Risikoindizes erfolgt unter Berücksichtigung einer allgemeinen Exposition (siehe Kapitel 9.3.1) sowie einer etwaig vorliegenden Hintergrundbelastung (in diesem Fall sind auch Risikoindizes für den Hintergrund abzuschätzen). Durch Summation der Risikoindizes mehrerer Aktivitäten mit gleicher Art der Aufnahme desselben Schadstoffes sind der orale, der inhalative und der dermale Gesamtrisikoindex abzuschätzen.

Die Ergebnisse sind analog zur Expositionsmatrix für jedes Expositionsszenario (getrennt nach Schadstoffen und Aktivitäten) übersichtlich darzustellen und anhand des jeweiligen Szenarios zu diskutieren. Auf Basis der Matrizen sind (falls vorhanden) jene Pfade zu identifizieren, für die negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit nicht ausgeschlossen werden können. Für diese Pfade sind die Sensitivität einzelner Parameter sowie die Schwankungsbreite der Ergebnisse bei Variierung einzelner Parameter zu analysieren und die Ergebnisse übersichtlich zu beschreiben. Liegt die abgeschätzte Exposition für einen Schadstoff unter dessen Vergleichswert, dann liegt eine ausreichende Sicherheit für die Gesundheit von Menschen vor.

### 9.1 Prinzip der Risikoanalyse

Die Risikoanalyse erfolgt durch Gegenüberstellung der abgeschätzten Exposition (E) und einem toxikologischen Vergleichswert (TVW). Ein Risikoindex (RI) wird durch Division von E durch TVW gebildet.

## 9.2 Durchführung der Risikoanalyse

### Risikomatrix

Die Zusammenfassung der Risikoanalyse sollte in Analogie zur Darstellung der Exposition (siehe Kapitel 8.4) ebenfalls durch eine Matrix der Risikoindizes erfolgen (siehe Abbildung 7). Dabei sind die Risikoindizes für alle Aktivitäten und Expositionspfade eines Expositionsszenarios, getrennt nach einzelnen Schadstoffen abzubilden.

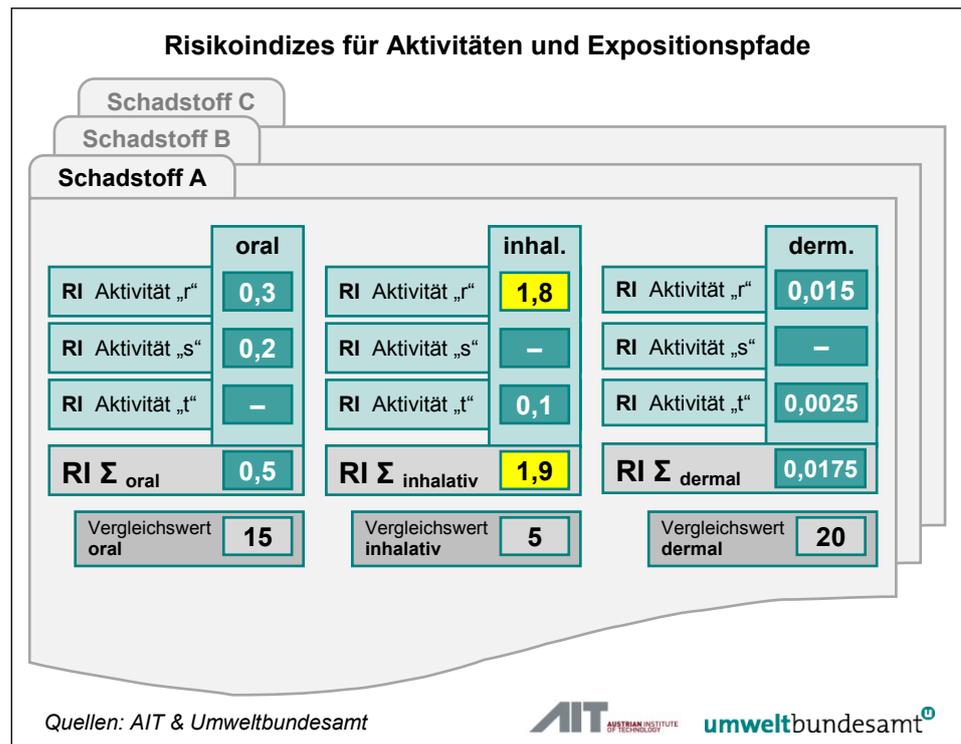


Abbildung 7: Beispielhafte Darstellung der Risikoindizes **RI** für die Aktivitäten und Expositionspfade je Schadstoff (RI > 1 sind gelb hinterlegt).  
Toxikologische Vergleichswerte haben die Einheit mg/kg\*d.

### toxikologische Vergleichswerte

Die zu verwendenden toxikologischen Vergleichswerte (TVW) sind jene allgemein akzeptierten Dosen, unterhalb derer mit hoher Sicherheit negative Auswirkungen eines Schadstoffes auf die Gesundheit von Menschen ausgeschlossen werden können (siehe Anhang 2). TVW werden je nach Substanz für eine toxikologische oder für eine kanzerogene Wirkung abgeleitet (und sind dann meist entsprechend niedriger), wobei in letzterem Fall ein zusätzliches akzeptables Krebsrisiko von  $10^{-5}$  angesetzt wird (siehe Anhang 2.1.2). Die toxikologischen Vergleichswerte für die einzelnen Schadstoffe und die drei Aufnahmerouten sind den Stoffdatenblättern im Anhang 3 zu entnehmen. Diese TVW wurden aus Standardwerken zusammengestellt und stellen den aktuellen Stand des Jahres 2010 dar. Liegen aktuellere TVW vor, können auch diese – begründet von toxikologisch versierten ExpertInnen – verwendet werden.

### fehlender TVW

Sind für einen Schadstoff keine toxikologischen Vergleichswerte in den Stoffdatenblättern im Anhang angegeben, so kann für diesen Schadstoff vorerst keine Risikoanalyse durchgeführt werden. Hinweise zur weiteren Vorgangsweise für diesen Fall gibt Anhang 2.2.

Bei der Abschätzung der Risikoindizes wird vorgeschlagen die zusätzliche Exposition aus anderen Quellen („allgemeine Exposition“) zu berücksichtigen (siehe Kapitel 9.3.1). Generell werden dabei dieser standortunabhängigen, allgemeinen Exposition 50 % der akzeptablen Exposition, d. h. 50 % Ausschöpfung des TVW zugeteilt. Die verbleibenden 50 % dürfen durch die Exposition am Standort ausgeschöpft werden. Zur Ableitung des Risikoindex wird daher der abgeschätzte Wert für die Exposition nur durch den halben toxikologischen Vergleichswert dividiert (siehe Gleichung 10). Die genaue Vorgangsweise findet sich im Kapitel 9.3, in dem auch Abweichungen von dieser „Halbierungs-Regel“ beschrieben werden.

**Exposition aus anderen Quellen**

Die Abschätzung der Risikoindizes (RI) erfolgt für jeden Schadstoff und für jede im Rahmen der Expositionsszenarien definierte Aktivität getrennt nach Expositionspfaden.

$$RI = E / (\frac{1}{2} TVW) \quad (Gl. 10)$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
RI	Risikoindex	-	-
E	Exposition	siehe Gl. 1 bis 8	mg/kg*d
TVW	Toxikologischer Vergleichswert	siehe Anhang 3	mg/kg*d

Im Rahmen eines Expositionsszenarios sind für jeden Schadstoff die Risikoindizes getrennt für die drei Arten der Aufnahme zu addieren, d. h.

**Addition von Risikoindizes für dieselbe Art der Aufnahme**

$$RI_{gesamt,oral} = RI_{Aktivität „x“,oral} + RI_{Aktivität „y“,oral} + \dots$$

$$RI_{gesamt,inhalativ} = RI_{Aktivität „x“,inhalativ} + RI_{Aktivität „y“,inhalativ} + \dots$$

$$RI_{gesamt,dermal} = RI_{Aktivität „x“,dermal} + RI_{Aktivität „y“,dermal} + \dots$$

Mit der Erstellung und Beschreibung dieser Matrix der Risikoindizes sind die Abschätzung der Exposition und die Risikoanalyse im Normalfall beendet.

Auf Basis der erarbeiteten Risikoindizes kann abgeleitet werden, ob eine mögliche Schädigung der menschlichen Gesundheit mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann oder nicht. Wenn ausgehend von der Matrix der Risikoindizes Fragen auftreten, die auf Basis dieser Arbeitshilfe nicht ausreichend beantwortet werden können, ist zu prüfen ob die Beziehung von ToxikologInnen erforderlich ist.

**9.2.1 Überlagerung von toxischen Wirkungen aus verschiedenen Aufnahmerouten**

Es ist möglich, dass ein Schadstoff über unterschiedliche Aufnahmerouten (oral, dermal, inhalativ) zur selben systemischen toxischen Wirkung beiträgt. Ist dies abschätzbar, dann ist die jeweilige Summe der Risikoindizes ausschlaggebend dafür, ob ein humantoxikologisches Risiko ausgeschlossen werden kann oder nicht. Ist für einen konkreten kontaminierten Standort eine derartige Konstellation gegeben, kann somit die Prüfung möglicher Maßnahmen zur Verminderung der Exposition notwendig sein, auch wenn die einzelnen Risikoindizes (RI) < 1 sind.

**Addition von Risikoindizes für unterschiedliche Arten der Aufnahme**

Ein solcher Fall ist dann in Betracht zu ziehen, wenn aus den Stoffdatenblättern oder aus anderen verlässlichen Quellen ableitbar ist, dass derselbe Schadstoff bei unterschiedlichen Arten der Aufnahme (oral, dermal, inhalativ) auf dasselbe Zielorgan wirkt.

### 9.2.2 Addition von Risikoindizes für unterschiedliche Schadstoffe

#### **gleiche Wirkung verschiedener Schadstoffe**

Prinzipiell ist es möglich, dass verschiedene Schadstoffe dieselben toxikologischen Wirkungen erzeugen können. Tritt dies auf, müssen die entsprechenden Risikoindizes addiert werden.

#### **Dioxine**

Eine besondere Klasse bilden dabei chlorierte Dibenzodioxine, bei denen vergleichbare toxische Wirkungen an gleichen Zielorganen und mit gleicher Art der toxischen Wirkung, jedoch verschiedener Stärke auftreten. In diesem spezifischen Fall wird allgemein üblich wie folgt vorgegangen: Es werden Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren TEF<sup>27</sup> festgelegt. Die errechnete Exposition eines Mitglieds der Klasse wird mit dem TEF multipliziert. Anschließend wird diese adaptierte Exposition über alle Mitglieder summiert und mit dem toxikologischen Vergleichswert der Referenzsubstanz 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzodioxin verglichen.

#### **Wechselwirkungen zwischen Schadstoffen**

Eine weitere Möglichkeit beim Zusammentreffen mehrerer Schadstoffe ist deren Wechselwirkung, die sich u. a. auch in synergistischen oder antagonistischen Wirkungen zeigen kann. Zumeist wird allerdings über Wechselwirkungen bei der Vielzahl der möglichen Schadstoffe nichts bekannt sein, sodass sich die Risikoanalyse auf die Charakterisierung der einzelnen Stoffe beschränken wird.

Wenn jedoch aufgrund von verlässlichen Quellen eine Wechselwirkung von Substanzen anzunehmen ist, dann ist die Risikoanalyse mit der Hilfe von ToxikologInnen durchzuführen.

## 9.3 Expositionen durch andere Quellen

Die toxikologischen Vergleichswerte liefern jene Expositionen, die ausgeschöpft werden dürfen, um ein humantoxikologisches Risiko ausschließen zu können. Bei der Verwendung der Vergleichswerte ist daher zu berücksichtigen, dass eine Schadstoffexposition des Menschen auch unabhängig von der Kontamination am Standort erfolgen kann. Unterschieden wird hier eine allgemeine Exposition durch Vorgänge des täglichen Lebens, siehe Kapitel 9.3.1 und eine Exposition aufgrund erhöhter Hintergrundwerte im Boden (siehe Kapitel 9.3.2). Das heißt, die allgemein akzeptable Exposition kann bereits durch das Vorhandensein anderer Quellen teilweise ausgeschöpft sein. Es ist daher notwendig, dass bei der Risikoanalyse auch eine klare Unterscheidung und Zuordnung der Schadstoffexposition zu verschiedenen Quellen durchgeführt wird.

---

<sup>27</sup> Der TEF ist die Wirkungsstärke eines Mitglieds der Gruppe, verglichen zu einer Referenzverbindung (z. B. zu 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzodioxin).

### 9.3.1 Berücksichtigung der allgemeinen Exposition

Einer Exposition am Standort können auch Quellen und Vorgänge des täglichen Lebens zugrunde liegen. Bedeutend kann z. B. die Aufnahme von Schadstoffen mit der Nahrung, d. h. von Lebensmitteln, die nicht am Standort produziert wurden, sein. Auch eine Exposition durch eine berufliche Tätigkeit außerhalb des kontaminierten Standortes, durch entfernt generierte Verunreinigungen der Luft oder durch das Trinkwasser bei öffentlicher Versorgung müssen in Betracht gezogen werden.

**allgemeine  
Exposition**

Mangels genauerer Kenntnisse ist anzunehmen, dass derartige allgemeine Expositionen prinzipiell immer auftreten können. Für die Risikoanalyse wird deshalb empfohlen, für die allgemeine Exposition 50 % der akzeptablen Exposition, d. h. des TVW, zu reservieren und nur 50 % des TVW für die standortspezifische Exposition zu verwenden. Stehen jedoch konkrete Informationen über die allgemeine Exposition für den Stoff zur Verfügung, sollten diese berücksichtigt werden. Das heißt, ist die Exposition für einen Schadstoff aus allgemeinen Quellen wenig bedeutend oder gar unbedeutend, dann kann – begründet – auch ein höherer Ausschöpfungsgrad bis zu 100 % des TVW für die standortspezifische Exposition zulässig sein.

**Halbierungsregel**

### 9.3.2 Berücksichtigung erhöhter Hintergrundwerte

Eine Exposition aufgrund erhöhter Hintergrundwerte kann etwa aus geogenen Einträgen (z. B. Metalle in Grundwasser und Boden in Abhängigkeit des Muttergesteins) resultieren. Insbesondere in Zusammenhang mit der Abwägung und Auswahl von Maßnahmen zur Vermeidung oder Verminderung der Exposition von Menschen ist es zweckmäßig und notwendig, die Schadstoffexposition aufgrund erhöhter Hintergrundwerte im Vergleich darzustellen.

**geogener  
Hintergrund**

Voraussetzung dafür ist die Kenntnis der Hintergrundkonzentration eines Schadstoffes in der direkten Umgebung des kontaminierten Standortes. Daher sind prinzipiell bei der Erkundung des kontaminierten Standorts auch Schadstoffkonzentrationen auf angrenzenden unbelasteten Teilflächen zu bestimmen (siehe Kapitel 7) und es ist eine entsprechende Expositionsmatrix für die Hintergrundbelastung analog zur Expositionsmatrix des kontaminierten Standortes darzustellen (siehe Kapitel 9.3.2).

**Hintergrund-  
konzentration**

Im Rahmen der Risikoanalyse wird die zusätzliche, standortspezifische Exposition  $E_k$  aus der Gesamtexposition  $E_g$  und der Exposition  $E_h$  durch die Hintergrundkonzentration berechnet. Die drei Expositionen  $E_k$ ,  $E_g$  und  $E_h$  werden gegen 50 % des TVW verglichen (siehe Kapitel 9.3.1):

$$RI_k = E_k / (1/2 \text{ TVW}) \quad (\text{Gl. 11}) \quad \mathbf{RI_k \text{ (Kontamination)}}$$

$$RI_g = E_g / (1/2 \text{ TVW}) \quad (\text{Gl. 12}) \quad \mathbf{RI_g \text{ (gesamt)}}$$

$$RI_h = E_h / (1/2 \text{ TVW}) \quad (\text{Gl. 13}) \quad \mathbf{RI_h \text{ (Hintergrund)}}$$

Die Berücksichtigung der Exposition aus der Hintergrundbelastung und der allgemeinen Exposition ist in Abbildung 8 zusammenfassend schematisch dargestellt.

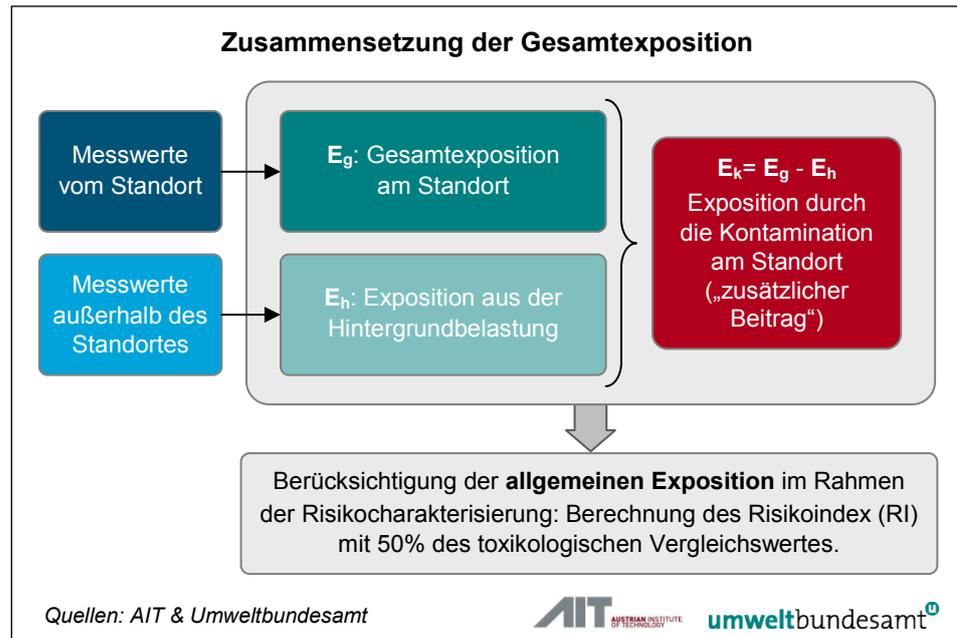


Abbildung 8: Schematische Darstellung der Berücksichtigung der allgemeinen Exposition sowie Exposition aus der Hintergrundbelastung im Vergleich zur eigentlichen Exposition durch die Kontamination am Standort im Rahmen der Risikoanalyse.

Tritt bereits für die Exposition aus einer erhöhten Hintergrundkonzentration  $E_h$  ein  $RI_h > 1$  auf, ist dies besonders hervorzuheben, zu diskutieren und eventuell mit anderen Fällen hoher Hintergrundbelastung zu vergleichen.

## 9.4 Sensitivitätsanalyse und Bandbreitenanalyse

**Unsicherheiten** Die beschriebene Vorgangsweise zur Risikoanalyse beruht auf den davor abgeleiteten Expositionswerten („Expositionsabschätzung“). Die Werte für die Exposition werden auf Basis von Expositionsparametern, die innerhalb einer gewissen Bandbreite realistisch variieren können, abgeschätzt und sind weiters mit entsprechenden „Unsicherheiten“ behaftet. Diese Unsicherheiten können je nach Eingangsparameter unterschiedliche Ursachen haben:

- **Statistische Unsicherheit:** Alle Messwerte, die in die Expositionsgleichung eingehen, unterliegen einer statistischen Unsicherheit, die sich daraus ergibt, dass durch eine Anzahl (repräsentativer) Stichproben der „wahre Wert“ nur angenähert bestimmt werden kann. Die Annäherung an den „wahren Wert“ steigt üblicherweise mit der Anzahl der Stichproben (z. B. biometrische Daten). Die Größe dieser Unsicherheit (Bandbreite der möglichen Werte) kann mit statistischen Methoden abgeschätzt werden (z. B. Standardabweichung, Standardfehler).
- **Räumliche und zeitliche Unsicherheit:** Messungen werden meist zu konkreten Zeiten (z. B. Schadstoffmessungen in der Raumluft) und an konkreten räumlichen Punkten (z. B. Schadstoffmessungen im Boden) durchgeführt. Tatsächlich können die gemessenen Parameter allerdings sowohl einer zeitlichen wie räumlichen Variabilität unterliegen, die somit auf Basis (oft weniger) Mess-

werte unter Einbeziehung von vorhandenen Randbedingungen abgeschätzt werden muss (z. B. zeitliche Extrapolation von Schadstoffgehalten in der Luft, räumliche Interpolation von Schadstoffgehalten im Boden). Die Größe dieser Unsicherheit beruht häufig auf der Kenntnis von Zusatzinformationen (z. B. Schadstoffemissionen von flüchtigen Schadstoffen bei unterschiedlichen Wetterbedingungen, ehemalige Lage von Mineralöltanks etc.). Basierend auf solchen Zusatzinformationen und mit entsprechendem ExpertInnenwissen kann die Bandbreite der möglichen Werte angegeben werden.

- **Schätzunsicherheit:** Liegen für einen Expositionsparameter keine Werte vor bzw. können keine Messungen durchgeführt werden, so sind diese Werte entsprechend zu schätzen (z. B. Arbeitszeit). Schätzungen sind naturgemäß mit einer Unsicherheit behaftet. Die Bandbreite der möglichen Werte kann hier ebenfalls nur geschätzt werden.

Basierend auf einer Abschätzung der Bandbreiten der Expositionsparameter, die in die Expositionsgleichungen eingehen, wird empfohlen, eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen und darüber hinaus die Schwankungsbreite der abgeschätzten Expositionsraten anzugeben.

#### 9.4.1 Angabe der Schwankungsbreite der abgeschätzten Expositionsraten

Durch Festlegung eines realistischen oberen und unteren Wertes für jeden Expositionsparameter kann eine Bandbreite für die abgeschätzte Exposition für die jeweilige Art der Aufnahme angegeben werden. Hierzu ist für alle Expositionsparameter einmal die realistische untere Grenze und einmal die realistische obere Grenze einzugeben. Dabei sind die Werte für diese Grenzen für jeden Einzelfall, basierend auf den dazu vorhandenen Informationen, entsprechend zu begründen (Anhaltspunkte siehe Tabelle 3 und Anhang 2.3). Die so abgeschätzten Werte für die Exposition geben – aufgrund der Unsicherheiten der Expositionsparameter – die Schwankungsbreite für die Expositionsraten an.

**realistische  
Bandbreiten**

#### 9.4.2 Durchführung der Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse dient der Identifikation jener Expositionsparameter, deren Veränderung das Ergebnis am stärksten beeinflusst. Hierzu sind – ausgehend von der oben abgeschätzten Schwankungsbreite der Exposition – jeder Expositionsparameter einzeln (innerhalb seiner bereits festgelegten Grenzen, siehe Tabelle 3 und Anhang 2.3) zu variieren und die Veränderung des Ergebnisses zu betrachten.

**Sensitivität  
der Parameter**

Da in den Expositionsgleichungen das Körpergewicht im Nenner festgelegt ist und die übrigen Parameter gleichartig im Zähler multipliziert werden, ist jener Expositionsparameter, dessen Quotient aus oberer und unterer Grenze den größten Wert annimmt, auch der sensitivste.

## 10 MASSNAHMEN ZUM SCHUTZ DER GESUNDHEIT

**Damit eine sichere Nutzung von kontaminierten Standorten gewährleistet ist, müssen mögliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen langfristig ausgeschlossen sein. Bei begründeten Hinweisen auf eine erhöhte Schadstoffexposition und mögliche chronische Wirkungen sind Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit betroffener NutzerInnen notwendig. Wesentlich ist dabei immer eine umfassende Information aller Betroffenen.**

### **Vorgangsweise „Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit“**

Ausgehend von der Risikoanalyse sind im konkreten Einzelfall folgende Maßnahmen zu prüfen und in zweckmäßiger Form zu kombinieren:

1. **Vermeidung und Verminderung der Exposition:** Maßnahmen sind auf Basis jener Aktivitäten und Expositionspfade zu erarbeiten, die den größten Beitrag zur Exposition liefern. Diese können unmittelbar oder in Kombination die Dekontamination am Standort, die Unterbrechung von Expositionspfaden durch bauliche Maßnahmen (Sicherung) sowie die Einschränkung von Aktivitäten umfassen. Auch Nutzungsverbote können in Einzelfällen notwendig sein.
2. **Weitere Erhebungen und Untersuchungen:** Durch Recherchen zum aktuellen Stand der Wissenschaft oder eine detailliertere Erkundung des kontaminierten Standorts können Daten- oder Wissenslücken geschlossen werden, sodass Parameter der Expositionsabschätzung und Risikoanalyse weiter präzisiert werden können.
3. **Information der betroffenen NutzerInnen:** Die umfassende Information über die Ergebnisse der Risikoanalyse sowie die Diskussion mit allen Beteiligten stellen einen wesentlichen Bestandteil bei der Koordination von Maßnahmen zum Gesundheitsschutz dar.

### 10.1 Koordination von Maßnahmen – Ziele und Grundlagen

#### **umfassender Gesundheitsschutz**

Im österreichischen „Leitbild Altlastenmanagement“ (BMLFUW 2009) wurde im vierten Leitsatz festgehalten, dass die Auswahl von (Sanierungs-)Maßnahmen standort- und nutzungsspezifisch erfolgen kann, jedoch „nicht tolerierbare“ Risiken für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt ausgeschlossen werden müssen. Gesundheitsschutz für NutzerInnen von kontaminierten Standorten bedeutet dabei sowohl die Abwehr akuter Gefahren, die kurzfristig bzw. spontan auftreten können (z. B. Ausbildung erstickender Gasgemische in Kellerräumen), als auch den wirksamen Schutz von Menschen gegenüber einer langfristigen Schadstoffexposition und aus dieser resultierenden, möglichen chronischen Wirkungen. Ziel der Koordination von Maßnahmen zum Schutz der Gesundheit ist es daher, eine sichere Nutzung kontaminierter Standorte so zu gewährleisten, dass gleichzeitig mit einer weitgehenden Beseitigung der Risiken für die Umwelt auch langfristig mögliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden können.

Die Ergebnisse der Risikoanalyse (siehe Kapitel 9) zeigen anhand der Risikoindizes an, ob bei den einzelnen Expositionsszenarien mögliche chronische Wirkungen mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können (i. A. Risikoindex < 1) oder ob bei einem der relevanten Schadstoffe über einen oder mehrere Expositionspfade ein erhöhtes humantoxikologisches Risiko nicht ausgeschlossen werden kann. Mit Hilfe der Risikomatrizen (siehe Kapitel 9.2) können für die einzelnen Expositionsszenarien bzw. Teilflächen eines kontaminierten Standortes folgende Fragen beantwortet werden:

- Für welche Schadstoffe können Wirkungen auf die Gesundheit von Menschen nicht ausgeschlossen werden?
- Welche Arten der Aufnahme (oral, dermal, inhalativ) können zu einer erhöhten Schadstoffexposition führen, sodass ein langfristiges gesundheitliches Risiko nicht ausgeschlossen werden kann?
- Aus welchen Aktivitäten ergeben sich die größten Beiträge zur Schadstoffexposition und damit mögliche langfristige gesundheitliche Risiken (innerhalb einer Aufnahmeart) für betroffene NutzerInnen oder Nutzergruppen?

### **Schlüsselfragen**

Die Risikomatrizen können dabei als Grundlage herangezogen werden, um über die Notwendigkeit weiterer Maßnahmen zu entscheiden und im Einzelfall konkrete Maßnahmen vorzubereiten. Durch den Vergleich aller Risikoindizes lassen sich außerdem innerhalb einzelner Expositionsszenarien jene Aktivitäten und Expositionspfade unterscheiden, die einen großen Beitrag zur Schadstoffexposition von Menschen ergeben. Als Ansatzpunkt für die Planung von Maßnahmen bedeutet das gleichzeitig, dass ein großer Effekt in Bezug auf eine Verringerung der Exposition erzielt werden kann. Im Zuge der Prüfung möglicher Maßnahmen können Risikomatrizen auch herangezogen werden, um die Wirkung, d. h. das Ausmaß der Expositionsminderung darzustellen. Auch für einen einfachen ersten Vergleich von Maßnahmen kann die erzielbare Expositionsminderung als wirkungsbezogene Komponente herangezogen sowie auch mit Kosten als aufwandsbezogene Komponente in Relation gesetzt werden.<sup>28</sup>

### **Risikomatrizen als Planungsgrundlage**

Insbesondere in öffentlich zugänglichen Bereichen ist wie beim Gesundheitsschutz im Allgemeinen von einer sehr niedrigen „Risikotoleranz“ und einem hohen Schutzanspruch (sehr hohe Sicherheit) auszugehen. Im Bereich von privat genutzten Liegenschaften und anderen öffentlich nicht zugänglichen Bereichen liegt der Gesundheitsschutz, sofern beispielsweise keine Umwelt- oder ArbeitnehmerInnenschutzvorschriften verletzt werden, in der Verantwortung des Eigentümers/der Eigentümerin.

### **Sicherheit im Vordergrund**

## **10.2 Vermeidung und Verminderung der Exposition**

Um die Aufnahme von Schadstoffen zu vermeiden oder zu vermindern sind generell folgende Möglichkeiten gegeben:

- Sanierung (Dekontamination und Sicherung)
- Nutzungsbeschränkung (Einschränkung und Änderung).

<sup>28</sup> Zur Auswahl der ökologisch und ökonomisch besten Variante wird methodisch die Anwendung einer „modifizierten Kosten-Wirksamkeitsanalyse“ (UMWELTBUNDESAMT 2010) empfohlen. Im Rahmen einer umfassenden Charakterisierung der Wirkung von Maßnahmen kann das Ausmaß der Expositionsminderung als wirkungsbezogener Parameter ebenfalls berücksichtigt werden.

Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung der Exposition lassen sich im Allgemeinen dann effizient gestalten, wenn sie sich auf Aktivitäten bzw. Expositionspfade beziehen, für die sich aus der Risikoanalyse ergeben hat, dass absolut, aber auch relativ zu anderen Expositionspfaden, ein großer Beitrag zur Schadstoffexposition erfolgt.

### 10.2.1 Planung von Sanierungsmaßnahmen

Für die Vorauswahl geeigneter Technologien und als Planungsgrundlage für einen Vergleich von Varianten müssen zumindest verbal formulierte Sanierungsziele definiert sein. Die Konkretisierung von Sanierungszielwerten ist im Vergleich der Ergebnisse der Risikoanalyse sowie allgemein anzuwendender Orientierungswerte (Boden: ÖNORM S 2088-2; Grundwasser: ÖNORM S 2088-1) zu beschreiben und nachvollziehbar zu begründen.

#### **Sanierungszielwerte**

Wie bereits die Ziele einer Risikoanalyse (siehe Kapitel 3.3), können auch Sanierungszielwerte für den Boden grundstücksbezogen oder flächenbezogen, d. h. jeweils für einzelne Grundstücke oder für Teilflächen mit ähnlichen Merkmalen, definiert werden. Beispielsweise kann bei Grundstücken der Nutzungsklasse „Wohnen“ die Durchführung von Maßnahmen und damit eine Definition von Sanierungszielwerten für den Boden auch aktivitätsbezogen (z. B. Gemüseanbau) zweckmäßig sein.

Im Vergleich dazu werden Sanierungszielwerte für Grundwasser im Allgemeinen einheitlich oder mit Unterscheidung zwischen dem gesamten kontaminierten Standort und dem Grundwasserabstrom des Standortes festgelegt.

### 10.2.2 Dekontamination

#### **Technologien zur Dekontamination**

Durch Maßnahmen zur Dekontamination werden Schadstoffe entweder entfernt oder in eine unschädliche Form übergeführt. Die ÖNORM S 2089 unterscheidet dabei folgende Technologiegruppen:

- Aushub und Behandlung
- Chemisch-physikalische Reinigungsverfahren
- Stabilisierungs- und Immobilisierungsverfahren
- Mikrobiologische Verfahren
- Thermische Verfahren
- Pneumatische Verfahren.

#### **Randbedingungen zur Anwendung**

Eine Anwendung der Technologien ist im Allgemeinen sowohl *ex situ* als auch *in situ* möglich. Insbesondere in bebauten Bereichen können sich weitreichende Einschränkungen der Möglichkeiten zur Dekontamination ergeben. In-situ-Sanierungen bieten den Vorteil, dass Eingriffe in die bestehende Bausubstanz und Infrastruktur vergleichsweise gering gehalten werden können. In Abhängigkeit von der Lage von Kontaminationszentren zur Bebauung kann eine kombinierte Anwendung von In-situ- und Ex-situ-Verfahren oder auch eine Kombination mit Sicherungsmaßnahmen (siehe Kapitel 10.2.3) zielführend sein. Da eine erfolgreiche Umsetzung von In-situ-Sanierungen nicht nur von der Schadstoffverteilung sondern insbesondere von den jeweiligen Boden- und Untergrundverhältnissen abhängig ist, kommt der Prüfung der standortspezifische Eignung im Ein-

zelfall besondere Bedeutung zu. Je nach Heterogenität des Untergrundes kann die Wirksamkeit von In-situ-Verfahren beträchtlich beeinflusst oder eingeschränkt sein (DÖRRIE & LÄNGERT-MÜHLEGGER 2010).

### 10.2.3 Sicherung

Durch Maßnahmen zur Sicherung wird eine Ausbreitung von Schadstoffen verhindert (ÖNORM S 2089). Im Allgemeinen handelt es sich dabei um bauliche Maßnahmen, durch die ein oder mehrere Expositionspfade unterbrochen und damit eine zukünftige Schadstoffexposition von Menschen vermieden wird. Dabei stehen Maßnahmen zur Abdichtung oder Abdeckung der Oberfläche (bzw. bei Verunreinigungen des Grundwassers auch Umschließungen) im Vordergrund. Bei leichtflüchtigen Schadstoffen können schadstoffspezifisch auch Maßnahmen zur Gasfassung und -ableitung zweckmäßig sein.

**Technologien  
zur Sicherung**

Art und Aufbau von Abdichtungen oder Abdeckungen müssen auf die geplante Nutzung eines kontaminierten Standortes bzw. konkrete Teilbereiche abgestimmt werden. Dabei sollte jedenfalls auch eine Trennschicht eingebaut werden, durch die kontaminierte Bereiche gut sichtbar und dauerhaft gekennzeichnet bleiben. Bei einer Abdichtung der Oberfläche (z. B. Asphaltdecke) werden auch die Mobilisierung von Schadstoffen durch Sickerwasser und ein Eintrag in das Grundwasser verhindert. Daher ist eine geordnete Ableitung des anfallenden Niederschlagswassers eine notwendige Begleitmaßnahme. Bei der Erfassung und Ableitung leichtflüchtiger Schadstoffe (z. B. Drainagegräben entlang von Gebäuden) ist im Einzelfall zu prüfen, ob eine Behandlung der abgeleiteten Gase notwendig ist.

**Randbedingungen  
zur Anwendung**

### 10.2.4 Nutzungsbeschränkung

Nutzungsbeschränkungen können als Einschränkung des Nutzungsumfanges oder Änderung von Nutzungsformen umgesetzt werden. In vielen Fällen kann durch eine Einschränkung des Nutzungsumfanges die Aufnahme von Schadstoffen durch Menschen herabgesetzt („vermindert“) oder durch eine Änderung der Nutzungsform verhindert („vermieden“) werden. Boden- und Grundwasserverunreinigungen bleiben dabei unverändert bestehen. Eine Verminderung der Schadstoffexposition kann insbesondere durch Einschränkung der Aktivitäten von Nutzerinnen und Nutzern erfolgen. Dabei können sowohl zeitliche Einschränkungen (begrenzter Aufenthalt in kontaminierten Bereichen, z. B. im Freien bei Verunreinigungen des Bodens und des Staubs) als auch spezifische Einschränkungen für bestimmte Aktivitäten (z. B. kein weiterer Gemüseanbau bei Wohnnutzung) erfolgen. Eine Änderung der Nutzungsform kann örtlich abgegrenzte Bereiche betreffen oder auch durch Umwidmung kontaminierter Grundstücke umgesetzt werden.

**gezielte Anpassung  
von Aktivitäten**

Eine Durchsetzung von Nutzungsbeschränkungen zum Schutz der Gesundheit von Menschen in Form von Verboten ist im Allgemeinen nur bei öffentlich zugänglichen Flächen und Räumen möglich. Für Privatgrundstücke, die nicht öffentlich zugänglich sind, gilt Informationspflicht, die Einhaltung hingegen liegt – sofern keine anderen Vorschriften entgegenstehen – in der Verantwortung der EigentümerInnen und der betroffenen NutzerInnen.

**Durchsetzung und  
Eigenverantwortung**

### 10.3 Weitere Erhebungen und Untersuchungen

Die Ergebnisse der Risikoanalyse sollten bei Feststellung mehrerer erhöhter Risikoindizes in Form einer Sensitivitätsanalyse überprüft werden. Dabei sind sowohl die Daten bei der Expositionsabschätzung als auch die bei der Risikoanalyse angewandten toxikologischen Vergleichswerte (TVW) zu analysieren (siehe Kapitel 9.4.2). Insbesondere fachkundig getroffene Annahmen (z. B. empirische Transferfaktoren), aber auch die Varianz von Daten und unterschiedlich hohe Unsicherheiten sind dabei zu beachten. Als Ergebnis der Sensitivitätsanalyse ist eine Liste sensitiver Parameter zu erstellen. Dabei sollte auch eine qualitative Beurteilung der einzelnen Parameter in Hinblick auf eine wahrscheinliche Überschätzung der Schadstoffexposition bzw. von Risikoindizes getroffen werden. In weiterer Folge ist zu prüfen, ob sensitive Parameter durch zusätzliche Erhebungen oder Untersuchungen genauer erfasst werden können. Die folgenden Punkte stellen Beispiele dar, welche Parameter häufig oder zusätzlich für eine detaillierte Betrachtung herangezogen werden können:

#### **Detailprüfung**

##### **Datenlücken beheben**

- **Behebung etwaiger bestehender Datenlücken:** Wie in Kapitel 9.4 beschrieben, sind Daten prinzipiell mit Unsicherheiten behaftet. Eine Präzisierung solcher Daten (z. B. durch Erhebung zusätzlicher Werte oder Messung statt Schätzung) führt somit im Normalfall zu realistischeren Werten und somit meist auch zu einem „realitätsnäheren“ Ergebnis.

##### **chemische Bindungsformen berücksichtigen**

- **Berücksichtigung der chemischen Bindungsform der vorliegenden Schadstoffe (Speziierung):** Die Verfügbarkeit und die Aufnahme von Schadstoffen in den menschlichen Organismus ist typischerweise bei Schwermetallen häufig von der Art der vorliegenden chemischen Verbindung abhängig, die derzeit üblicherweise nicht getrennt analysiert werden. Es kann in Einzelfällen daher lohnen, nicht nur die Konzentration z. B. eines Schwermetalls zu erfassen, sondern auch die Art der chemischen Verbindung (z. B. carbonatisch, sulfidisch), um eine spezifischere Expositionsabschätzung durchführen zu können.

##### **Bioverfügbarkeit beachten**

- **Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit:** Toxikologische Vergleichswerte werden üblicherweise aus Tierversuchen (Ratte) abgeleitet, bei denen mit Reinsubstanzen gearbeitet wird. Eine mögliche Bindung an Bodenbestandteile und somit eine verminderte Bioverfügbarkeit ist in diesen Werten somit nicht berücksichtigt. Es kann daher unter Umständen sinnvoll sein, solche Matrixeffekte am jeweiligen Standort zu untersuchen und in die Expositionsabschätzung einfließen zu lassen.

#### **Aufwand vs. Nutzen**

Allgemein ist zu berücksichtigen, dass eine Fokussierung der Expositionsabschätzung mit einem entsprechenden zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden ist. Dementsprechend ist im konkreten Einzelfall der notwendige zusätzliche Untersuchungsaufwand mit dem Aufwand bei unmittelbarer Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung oder Verminderung der Exposition zu vergleichen und abzuwägen.<sup>29</sup>

<sup>29</sup> Analog zur Durchführung von Messungen am Arbeitsplatz ist es prinzipiell auch möglich, bei anderen Aktivitäten die Exposition von Menschen (z. B. Erwachsene in ihrer Wohnumgebung) direkt zu messen. Solche Untersuchungen sind allerdings meist sehr aufwändig und somit kostspielig.

## 10.4 Information der betroffenen NutzerInnen

Die betroffenen NutzerInnen oder Nutzergruppen am Standort sind über die Planung, die Durchführung sowie die Ergebnisse einer Expositionsabschätzung und Risikoanalyse in koordinierter Form zu informieren. Akzeptanz, Unterstützung und Kooperation der unmittelbar Betroffenen sind wesentlich für eine erfolgreiche Umsetzung der notwendigen Untersuchungen (z. B. Kartierung von Aktivitäten, Durchführung von Probenahmen) sowie auch von Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung einer möglichen Schadstoffexposition. Die Transparenz des Kommunikationsprozesses ist Voraussetzung dafür, dass die Ergebnisse – d. h. entweder der Nachweis, dass auch langfristig keine gesundheitlichen Auswirkungen eintreten können oder auch die Zweckmäßigkeit von Maßnahmen – allgemein anerkannt werden. Die Umsetzung von Nutzungseinschränkungen im Bereich privater Grundstücke liegt zwar generell auch im öffentlichen Interesse, ist im Allgemeinen aber nicht Gegenstand behördlicher Kontrollen, sondern liegt in der Eigenverantwortung der jeweiligen EigentümerInnen und NutzerInnen. Dementsprechend ist über die Plausibilität der Ergebnisse einer Risikoanalyse („objektive“ Nachvollziehbarkeit) hinaus auch die Akzeptanz durch einzelne NutzerInnen („subjektives“ Anerkennen) von grundlegender Bedeutung.

**über Transparenz  
zur Akzeptanz**

Ein Zeitplan zur Informationsweitergabe und zweckmäßige Kommunikationsmittel (z. B. Flugblätter, Informationsschreiben, Besprechungen, öffentliche Informationsveranstaltungen) sollten spätestens bei der Planung von Untersuchungen festgelegt werden. Es ist oft auch zweckmäßig, nicht nur die unmittelbar betroffenen NutzerInnen sondern auch Personen, die sich regelmäßig im näheren Umfeld des Standortes aufhalten („Nachbarn“) oder lokale Institutionen (z. B. die Gemeinde) mit einzubeziehen. Wenn eine Expositionsabschätzung anhand bestehender Untersuchungsergebnisse durchgeführt werden kann, nur wenige NutzerInnen betroffen sind und aufgrund der Risikoanalyse Wirkungen auf die Gesundheit von Menschen ausgeschlossen werden können, kann in Einzelfällen auch eine abschließende Information der Betroffenen ausreichend sein.

**geeignete  
Kommunikations-  
mittel**

## 11 LITERATURVERZEICHNIS

- ADOLF, T.; R. EBERHARDT, W.; HARTMANN, S.; HERWIG, A.; HESEKER, H.; MATIASKE, B.; MOCH, K.J. & ROSENBAUER, J. (1995): Ergebnisse der Nationalen Verzehrsstudie (1985–1988) über die Lebensmittel- und Nährstoffaufnahme in der Bundesrepublik Deutschland. Band XI der VERA-Schriftenreihe. Wissenschaftlicher Fachverlag Dr. Fleck, Niederkleen.
- AUH – AUSSCHUSS FÜR UMWELTHYGIENE (Hrsg.) (2000): Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg. Hamburg.
- BAARS, A.J.; THEELEN, R.M.C.; JANSSEN, P.J.C.M.; HESSE, J.M.; VAN APPELDOORN, M.E.; MEIJERINK, M.C.M.; VERDAM, L. & ZEILMAKER, M.J. (2001): Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701025, RIVM, Bilthoven.
- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2003): Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft. Österreichische Akademie der Wissenschaften und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.  
<http://lebensministerium.at/article/archive/7277/Bmlfuw> – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2007): Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3, Abfallbehandlung und Altlastensanierung. Wien, Oktober 2007.  
<http://hilfe.lebensministerium.at/article/articleview/61109/1/7008/>.
- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2009): Leitbild Altlastenmanagement – Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3, Abfallbehandlung und Altlastensanierung, Wien, Mai 2009.  
<http://www.lebensministerium.at/filemanager/download/46251>.
- CARLON, C. (Ed.) (2007): Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.
- DÖRRIE, T. & LÄNGERT-MÜHLEGGGER, H. (2010): Technologiequicksan in-situ-Sanierungstechnologien – Österreichischer Verein für Altlastenmanagement. Wien.
- FERGUSON, C.; DARMENDRAIL, D.; FREIER, K.; JENSEN, B.K.; JENSEN, J.; KASAMAS H.; URZALAI, A. & VEGTER, J. (Ed.) (1998): Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis. LQM Press, Nottingham.
- FFG – ÖSTERREICHISCHE FORSCHUNGSFÖRDERUNGSGESELLSCHAFT (2011): Leitfaden zur Behandlung der Projektkosten in Förderungsansuchen und Berichten für Vorhaben mit Förderungsverträgen nach den FTE- RICHTLINIEN und den FFG- RICHTLINIEN, Version 1.2. <http://www.ffg.at/Kostenleitfaden>.
- FINLEY, B.L. & PAUSTENBACH, D.J. (1994): The benefits of probabilistic exposure assessment: Threecase studies involving contaminated air, water, and soil. Risk Analysis 14: 53–73.

- FINLEY, B.L., SCOTT, P.K. & MAYHALL, A. (1994): Development of a standard soil-to-skin adherence probability density function for use in Monte Carlo analyses of dermal exposure. *Risk Analysis* 14(4): 555–569. John Wiley & Sons, Inc., UK.
- HOSFORD, M. (2009): Human health toxicological assessment of contaminants in soils. Science Report Final – SC 050021/SR2. ISBN 978-1-84432-858-1. Environmental Agency, Bristol.
- HLUG (2005): Auswertung von Mineralöl-Gaschromatogrammen. Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 5. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 2005.
- ICRP – INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (2003): Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: Reference values, Publication 89. Pergamon Press, Oxford, UK.
- IHME W. (1994) Allgemeines Modell zur Quantifizierung der Exposition des Menschen durch kontaminierte Böden. Verlag Shaker, Aachen.
- JEFFRIES, J. & MARTIN, I. (2008): Updated technical background to the CLEA model, Science Report – SC050021/SR3. Environment Agency, Bristol.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (2001): Trace elements in soil and plants. 3<sup>rd</sup> Ed. CRS Press, Boca, Raton, FL.
- LAND SALZBURG (2001) Landesgesetzblatt Nr. 80 Gesetz zum Schutz der Böden vor schädlichen Einflüssen (Bodenschutzgesetz)
- LEWIS, T.E.; WOLFGINGER, T.F. & BARTA, M.L. (2004): The ecological effects of trichloroacetic acid in the environment. *Environment International* 30: 1119–1150. Elsevier B.V., Amsterdam.
- LIN Y. (1994) Simulationsmodell zur Cadmium-Exposition durch Altlasten vor und nach der Sanierung. Fortschr.-Ber. VDI-Reihe 15, Nr. 130, VDI Verlag, Düsseldorf 1994.
- LUA – LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2005): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg. Nationale und internationale Sachstandsrecherche – Mineralölkohlenwasserstoffe. Fachinformation des Landesumweltamtes Nr. 6. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- MEKEL, O. (1996): Anbau und Verzehr von Obst und Gemüse bundesdeutscher Kleingärtner – im Hinblick auf Expositions- und Risikoabschätzung. ISBN 3-89588-652-1. Cuvillier Verlag, Göttingen. S. 180.
- MEKEL, O.; MOSBACH-SCHULZ, O.; SCHÜMANN, M.; OKKEN, P.-K.; PETERS, C.; HERRMANN J.; HEHL, O.; BUBENHEIM, M.; FEHR, R. & TIMM, J. (2007): Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung. Teil 1: Grundlagen der bevölkerungsbezogenen Expositionsmodellierung. Forschungsbericht 202 61 218/02. UBA-FB 001073/1, WaBoLu-Hefte 02/07, ISSN 1862-4340. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- OATWAY, W.B. & MOBBS, S.F. (2003): Methodology for Estimating the Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity. NRPB-W36, National Radiological Protection Board, Didcot.
- OOMEN, A.G. & LIJZEN, J.P.A. (2004): Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos. RIVM report 711701037, RIVM, Bilthoven.
- OTTE, P.F.; LIJZEN, J.P.A.; OTTE, J.G.; SWARTJES, F.A. & VERSLUIJS, C.W. (2001): Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. RIVM report 711701021, RIVM, Bilthoven.

- PÖTZ, S. (2007): Analytik von prüfwertrelevanten Mineralölkohlenwasserstofffraktionen in Böden und Mineralölprodukten. Dissertation, TU Berlin, Berlin.
- PRUEß, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Rosenkranz, D.; Bachmann, G.; Einsele, G. Harreß H.-M. (Hrsg.) (1994): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser – 1. Band, 15 Lfg. 1/94, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- RACHOR, I.M.; STREBL, F.; LOIBNER, A.; REICHENAUER, T.G. & GERZABEK, M.H. (2006): Nutzungsbezogene Bewertung von Altlasten und kontaminierten Standorten – Handlungsempfehlungen für die Ableitung standortspezifischer Sanierungsziele unter Berücksichtigung der derzeitigen bzw. geplanten Nutzung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- REICHENAUER, T.G. & GERMIDA, J.J. (2008): Phytoremediation of organic pollutants in soil and groundwater. *Chemistry and Sustainability*, 1: 708–719.
- SAUERBECK, D. (1982): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landwirtsch. Forsch. special edition* 39: 108–129.
- STATISTIK AUSTRIA (2009): Arbeitsmarktstatistik, Jahresergebnisse 2009, Mikrozensus-Arbeitskräfteerhebung. Schnellbericht 5.8. Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien. [http://www.statistik.at/web\\_de/statistiken/arbeitsmarkt/arbeitszeit/index.html](http://www.statistik.at/web_de/statistiken/arbeitsmarkt/arbeitszeit/index.html).
- SWARTJES, F.A. (2002): Variation in calculated human exposure – Comparison of calculations with seven European human exposure models. RIVM report 711701030/2002, RIVM, Bilthoven.
- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Schwarz, S. & Freudenschuß, A.: Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden. Monographien, Bd. M-0170. Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Anderl, M.; Gager, M.; Gugele, B.; Huttunen, K.; Kurzweil, A.; Poupa, S.; Ritter, M.; Wappel, D. & Wieser, M.: Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980–2002. Diverse Publikationen, Band 108, Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Hohenblum P., Tappler, P., Jansson M., Piegler B., Wallner, P., Moshamer H., Borsoi L., Kociper K., Kundi M., Hutter H.-P., Gundacker C., Uhl M., Scharf S., Moosmann L., Fröhlich M. und Wittmann K. LUKI – Luft und Kinder. Einfluss der Innenraumluft auf die Gesundheit von Kindern in Ganztagschulen. Reports, REP-0182. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Ortman M. und Döberl G. Umweltökonomische Bewertung von Sanierungsmaßnahmen – Endbericht zum Arbeitspaket 7 des Projektes „Altlastenmanagement 2010“, REP-0159. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (2007): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten, Ableitung und Berechnung von Prüfwerten der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für den Wirkungspfad Boden – Mensch aufgrund der Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28. August 1999, PBA, 4. Erg.-Lfg. IV/07, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- US-EPA (1989): Exposure Factors Handbook EPA/600/8-89/043. U.S. EPA, Washington DC 20460.
- US-EPA (2000): Benchmark Dose – Technical Guidance Document, EPA/630/R-00/001. U.S. EPA, Washington DC 20460.

- WILD, E.; DENT, J.; THOMAS, G.O. & JONES, K.C. (2005): Direct observation of organic contaminant uptake, storage and metabolism within plant roots. *Environmental Science and Technology* 39: 3695–3702. Iowa City.
- ZAMG – ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK (2011). Klimadaten von Österreich 1971-2000. [http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten\\_oesterreich\\_1971\\_frame1.htm](http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm) (2011-09-23)
- ZEDDEL, A.; MACHTOLF, M.; BARKOWSKI, D. & SOHR, A. (2002): Leichtflüchtige Schadstoffe im Boden – orientierende Hinweise zur Bewertung von Stoffkonzentrationen in der Bodenluft beim Wirkungspfad Boden-Innenraumluft-Mensch für Wohngebiete. *Altlastenspektrum* 2/2002: 78–88.

## Rechtsnormen und Leitlinien

- Altlastensanierungsgesetz 1989 (ALSAG; BGBl. Nr. 299/1989 i.d.F. BGBl. I Nr. 40/2008): Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung.
- BGBl 491/1984: Bundesverfassungsgesetz über den umfassenden Umweltschutz.
- DIN ISO 10382 (2003): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen – Gaschromatographisches Verfahren mit Elektroneneinfang-Detektor.
- DIN ISO 11262 (2010): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Gesamtcyanid
- DIN ISO 16703 (2005): Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40.
- Empfehlung 2005/108/EG: Empfehlung der Kommission vom 4. Februar 2005 über die genauere Ermittlung der Mengen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in bestimmten Lebensmitteln.
- EN 481:1993:Arbeitsplatzatmosphäre – Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel.
- ISO/DIS 11504 (2010): Soil quality – Assessment of impact from soil contaminated with petroleum hydrocarbons.
- LGBl. Nr 80 (2001): Gesetz zum Schutz der Böden vor schädlichen Einflüssen (Bodenschutzgesetz), Land Salzburg.
- ÖNORM EN 12341 (1999): Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM10-Fraktion von Schwebstaub. Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Meßverfahren und Referenzmeßmethoden.
- ÖNORM EN 13804 (2002): Lebensmittel – Bestimmung von Elementspuren – Leistungskriterien, allgemeine Festlegungen und Probenvorbereitung.
- ÖNORM EN ISO 5667-1 (2006): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 1: Anleitung zur Erstellung von Probenahmeprogrammen und Probenahmetechniken.
- ÖNORM EN ISO 5667-3 (2007): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben.
- ÖNORM EN ISO 16000-1 (2006): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie.

- ÖNORM EN ISO 16000-5 (2007): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 5: Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC).
- ÖNORM EN ISO 16000-12 (2008): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 12: Probenahmestrategie für polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzop-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) (basiert auf VDI 4300 Blatt 2).
- ÖNORM EN ISO 16017-1 (2001): Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie – Teil 1: Probenahme mit einer Pumpe.
- ÖNORM L 1054 (2004): Probenahme von Böden – Allgemeines, Terminologie.
- ÖNORM L 1055 (2004): Probenahme von ackerbaulich genutzten Böden.
- ÖNORM L 1056 (2004): Probenahme von Dauergrünland (inklusive Parkanlagen, sowie Zier- und Sportrasen)
- ÖNORM L 1057 (2004): Probenahme von wein- und obstbaulich genutzten Böden und Böden von Baumschulen.
- ÖNORM L 1058 (2004): Probenahme von Böden in geschütztem Anbau, Substraten und Nährlösungen.
- ÖNORM L 1059 (2004): Probenahme von Waldböden.
- ÖNORM L 1085 (2005): Chemische Bodenuntersuchungen – Extraktion von Elementen mit Königswasser oder Salpetersäure-Perchlorsäure-Gemisch.
- ÖNORM L 1094-1 (1999): Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung
- ÖNORM L 1200 (2003): Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden, Klärschlämmen und Komposten.
- ÖNORM M 5700-1 (2002): Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 1: Grundlagen.
- ÖNORM M 5700-2 (2002): Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 2: Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle – Lösemittelextraktion.
- ÖNORM M 5700-3 (2004): Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 3: Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Sorbenzien – Thermodesorption.
- ÖNORM S 2086 (2009): Altlasten – Benennungen und Definitionen.
- ÖNORM S 2088-1 (2004): Altlasten. Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser.
- ÖNORM S 2088-2 (2000): Altlasten. Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden.
- ÖNORM S 2088-3 (2004): Altlasten. Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Luft.
- ÖNORM S 2089 (2006) Altlastensanierung – Sicherungs- und Dekontaminationsverfahren.
- ÖNORM S 2090 (2006): Bodenluftuntersuchungen.
- ÖNORM S 2092 (2008): Altlasten – Grundwasser-Probenahme.

VDI 2100 Blatt 2 (2010): Messen gasförmiger Verbindungen in der Außenluft – Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Gaschromatografische Bestimmung organischer Verbindungen – Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle – Lösemittlextraktion.

VDI 2100 Blatt 3 (2010): Messen gasförmiger Verbindungen in der Außenluft – Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Sorbenzien – Thermodesorption.

VDI 4300 Blatt 8 (2001): Probenahme von Hausstaub.

VO Nr. 1881/2006: Verordnung der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln.

Wasserrechtsgesetz, Abfallwirtschaftsgesetz, Gewerbeamt, BVG BGBl. Nr. 491/1984, Chemikaliengesetz.

## 12 GLOSSAR

*Die in diesem Glossar aufgelisteten Begriffe sind – wenn keine weiterführende Referenz genannt wird – derart definiert, wie sie mit August 2010 dem allgemeinen Stand der Diskussionen entsprechend verstanden und im Rahmen dieser Arbeitshilfe verwendet werden.*

**allgemeine Exposition** – Exposition von Schadstoffen aus diversen Quellen des täglichen Lebens (z. B. Arbeitsplatz, Nahrungsmittel etc.).

**Aktivität** – Tätigkeit, die bestimmte → *Expositionspfade* bedingt. Verschiedene → *Nutzungsklassen* sind durch jeweils typische Aktivitäten charakterisiert.

**aktivitätsbezogen** – auf spezifische; am konkreten Standort vorliegende → *Aktivitäten* bezogen.

**biometrische Daten** – körperliche Merkmale von Menschen (z. B. Körpergewicht, Atemrate, Körperoberfläche). Durchschnittswerte von messbaren biometrischen Daten – dienen zur Abschätzung der → *Exposition*.

**Bioverfügbarkeit** – Anteil eines Schadstoffes in einem Umweltmedium oder in Nahrungsmitteln, der in Abhängigkeit von seinen Eigenschaften und den jeweiligen konkreten Umweltbedingungen von Organismen aufgenommen werden kann.

**Boden** – oberster Bereich des → *Untergrundes*, der durch Verwitterung, Um- und Neubildung (natürlich oder anthropogen verändert) entstanden ist. Er besteht aus festen anorganischen (Mineralanteil) und organischen Teilen (Humus und Lebewesen) sowie aus mit Wasser samt den darin gelösten Stoffen oder mit Luft gefüllten Hohlräumen. Er steht in Wechselwirkung mit der Umwelt (angelehnt an ÖNORM S 2086).

**Bodenluft** – gasförmige Phase im Porenraum des Lockergesteins und im Klufthohlraum des Festgesteins (lt. ÖNORM S 2086).

**chronische Exposition** – Exposition eines Menschen über einen Großteil seiner Lebenszeit.

**Dekontamination** – Beseitigung der Ursache der Exposition. Bei Dekontaminationsmaßnahmen werden die Schadstoffe (lt. ÖNORM S 2086) entweder entfernt oder in eine unschädliche Form übergeführt.

**Dermal** – über die Hautoberfläche; Aufnahme von Schadstoffen bei Hautkontakt mit kontaminiertem → *Boden(staub)* oder → *(Grund)Wasser*.

**Erhebung** – systematische Zusammenführung der zu einem kontaminierten Standort vorhandenen Informationen. Die Informationsgewinnung erfolgt ohne unmittelbare → *Untersuchungen am Standort* (lt. ÖNORM S 2086).

**Exposition** – Einwirken von Umwelteinflüssen auf Menschen im Sinne dieser Arbeitshilfe, insbesondere der Kontakt mit Schadstoffen.

**Expositionsabschätzung** – mit Hilfe von Expositionsgleichungen durchgeführte quantitative Erfassung, Darstellung und Diskussion einer → *Exposition* von Menschen durch Schadstoffe; kann → *aktivitätsbezogen*, → *flächenbezogen* oder → *grundstücksbezogen* erfolgen.

**Expositionsfaktoren** – durch Studien und Erhebungen abgeleitete statistische Werte (z. B. verschluckte Bodenmenge, Verzehrmenge von Gemüse) zur Abschätzung der → *Exposition*.

- Expositionsgleichung** – mathematischer Term zur Abschätzung der → *Exposition* für einen konkreten → *Expositionspfad*.
- Expositionsparameter** – Überbegriff für spezifische Werte (→ *biometrische Daten*, → *Expositionsfaktoren* und → *Zeitbudgets*) zur Abschätzung der → *Expositionsrate*.
- Expositionspfad** – Weg über den ein Schadstoff, ausgehend von einem Umweltmedium zum Menschen gelangt.
- Expositionsrate** – Menge eines Stoffes, der ein Mensch pro Zeiteinheit ausgesetzt ist (angegeben pro kg Körpergewicht und Tag).
- Expositionsszenario** – Gesamtheit aller → relevanten Expositionspfade an einem → *kontaminierten Standort* basierend auf den → *relevanten Aktivitäten* und → *relevanten Schadstoffen*. Expositionsszenarien können für eine → *aktivitätsbezogene*, → *flächenbezogene* oder → *grundstücksbezogene* → *Expositionsabschätzung* erstellt werden.
- Flächenbezogen** → *Teilflächen ähnlicher Merkmale* betreffend.
- GC** – Gaschromatographie.
- Geogen** – nahezu vollständig aus dem Ausgangsgestein der Bodenbildung stammend und durch dessen natürliche Verwitterung zu erklären.
- grundstücksbezogen** – konkrete Grundstücke betreffend.
- Grundwasser** – unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde (Poren, Klüfte und dgl.) zusammenhängend ausfüllt, unter gleichem oder größerem Druck steht, als er in der Atmosphäre herrscht, und dessen Bewegung durch Schwerkraft und Reibungskräfte bestimmt wird (lt. ÖNORM S 2086).
- Hintergrundbelastung** – flächenhaft auftretende, diffuse Belastung mit einem Schadstoff aus → *geogener* und/oder *anthropogener Quelle*, die unabhängig von einer Kontamination des Bodens existiert.
- Hintergrundwert** – Schadstoffgehalt in einem Umweltmedium (Boden, Wasser, Pflanze etc.) in unmittelbarer Umgebung eines kontaminierten Standortes, wobei der Schadstoff nicht vom kontaminierten Standort kommt.
- Humantoxikologie** – Wissenschaftszweig, der sich mit der Untersuchung der Auswirkung von Giftstoffen auf die menschliche Gesundheit beschäftigt.
- humantoxikologischer Vergleichswert** – Dosis oder Konzentration, welche die tolerierbare tägliche Aufnahme eines bestimmten Schadstoffs oder einer Schadstoffgruppe bezeichnet.
- inhalativ** – über die Atemwege; Aufnahme durch Einatmen von flüchtigen Schadstoffen oder schadstoffbelastetem (Boden-)Staub.
- Kanzerogenität** – die Eigenschaft eines Schadstoffs, Krebs auslösend wirken zu können.
- Kanzerogen** – Krebs auslösend.
- Karzinogenität** → *Kanzerogenität*.
- karzinogen** → *kanzerogen*.
- Kontamination; Verunreinigung** – anthropogene Veränderung der natürlichen Zusammensetzung des → *Untergrundes* oder von Bauwerken/ Baulichkeiten, des Wassers oder der Luft durch Materialien oder Stoffe, die mittelbar oder unmittelbar schädliche Auswirkungen auf den Menschen oder die Umwelt haben können.

Die anthropogenen Veränderungen können z. B. durch chemische Stoffe mit gefährlichen Eigenschaften im Sinne des ChemG 1996, § 2 (1) und § 3 (1) oder durch radioaktive Stoffe bedingt sein. Unter Kontamination sind nicht zu verstehen: Lagerungen von Stoffen in Gebinden, Tanks und Ablagerungen, die noch keine untrennbare Verbindung mit dem → *Boden* eingegangen sind, sowie Blindgänger bzw. Kriegsmaterialien (angelehnt an ÖNORM S 2086).

- kontaminierter Standort** – eine Altablagerung oder ein Altstandort mit mehr als geringfügiger → Kontamination des → Untergrundes, sodass in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen Verunreinigungen des → *Bodens* oder des → *Grundwassers* auftreten können.
- Leitparameter** – Einzelsubstanz oder Substanzgruppe, die als Repräsentant eines Stoffgemisches im Zuge der → *Expositionsabschätzung* herangezogen wird.
- MAK** – Maximale Arbeitsplatz-Konzentration.
- Nutzung** – Verwendung von Liegenschaften, Grundstücken oder auch Teilflächen für einen spezifischen Zweck.
- Nutzungseinschränkung** – Verminderung des möglichen Nutzungsumfanges an einem Standort; mögliche Maßnahme zum Schutz der Gesundheit.
- Nutzungskartierung** – Identifikation der am Standort vorliegenden → Nutzungsklassen und → *Aktivitäten*.
- Nutzungsklasse** – charakteristische Verwendung einer Liegenschaft oder eines Teiles davon. Im Rahmen dieser Arbeitshilfe werden folgenden Nutzungsklassen zusammengefasst: Wohnen; Landwirtschaft und Gartenbau; Freizeit und Erholung; Industrie, Gewerbe und Verkehr; Kinderspielplatz.
- Oral** – über den Mund; Aufnahme durch Verschlucken von kontaminiertem → *Boden*(staub) oder → *Grund*(Wasser) sowie durch Konsumation von kontaminierten Nahrungsmitteln.
- Orientierungswert** – Stoffkonzentration, die als Vergleichsgröße eine Hilfe bei der Beurteilung von Messwerten darstellt.
- Prüfwert** – Wert, bei dessen Überschreitung weitere → *Erhebungen* und → *Untersuchungen zur Sachverhaltsklärung* notwendig sind. Bei Unterschreitung ist in der Regel kein → *Risiko* gegeben (modifiziert nach ÖNORM S 2086).
- Probenahmeplan** – Festlegung eines Ablaufschemas sämtlicher für die Durchführung der Probenahme relevanten Randbedingungen (ÖNORM S 2086).
- Referenzfläche** – Fläche in unmittelbarer oder weiterer Umgebung des → *kontaminierten Standorts* zur Ermittlung der → *Hintergrundbelastung*
- relevante Aktivitäten/Expositionspfade/Schadstoffe** – jene → *Aktivitäten*, → *Expositionspfade* und Schadstoffe an einem → *kontaminierten Standort*, die im Rahmen eines → *Expositionsszenarios* betrachtet werden.
- resorbierte Dosis** – Menge einer Substanz, die pro Zeiteinheit vom Körper aufgenommen wird (und unverändert im systemischen Kreislauf zur Verfügung steht oder auf spezifische Organe wirken kann) (vgl. → *Resorption*).
- Resorption** – Aufnahme einer Substanz (in diesem Fall eines Schadstoffes) in den Organismus: z. B. über den Magen-Darm-Trakt oder Atemtrakt (über die Schleimhäute) bzw. die Haut, sodass die Substanz in Zellen, Gewebe, Blut- und/oder Lymphgefäße gelangt.
- Resorptionsfaktor** – bezeichnet den prozentuellen Anteil einer Substanz, der innerhalb eines definierten Zeitraumes vom Körper aufgenommen wird (vgl. → *Resorption*).

- Risiko** – allgemeine Verwendung: Produkt aus der Eintrittswahrscheinlichkeit eines Ereignisses und dem erwarteten Schadensausmaß.  
Verwendung im Rahmen dieser Arbeitshilfe: Wahrscheinlichkeit, mit der unter anzugebenden Bedingungen nach → *Exposition* negative Wirkungen auf die menschliche Gesundheit zu erwarten sind.
- Risikoanalyse** – Identifikation, Darstellung und Bewertung des → *Risikos*; kann → *aktivitätsbezogen*, → *flächenbezogen* oder → *grundstücksbezogen* erfolgen.
- Risikoindex (RI)** – dimensionslose Größe, die mögliche chronische Wirkungen auf die Gesundheit von Menschen beschreibt  
( $RI < 1$  = → *allgemein akzeptiertes Risiko*, Wirkungen auf die Gesundheit von Menschen sind unwahrscheinlich;  
 $RI > 1$  = Wirkungen auf die Gesundheit von Menschen können nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden). Dabei werden keine Individual- sondern Populationsrisiken beschrieben.
- Sanierung** – Überbegriff für → *Dekontamination* bzw. → *Sicherung* (lt. ÖNORM S 2086).
- Sanierungsziel** – Herstellung eines Umweltzustandes, bei dem Verunreinigungen des Bodens und von Gewässern standort- und nutzungsspezifisch auf ein tolerierbares Ausmaß reduziert sind und keine Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen möglich sind (allgemein akzeptierte → *Exposition* von Menschen).
- Schadensbild** – Beschreibung der räumlichen Verteilung der Schadstoffe im → *Boden*, → *Untergrund* und → *Grundwasser* an einem → *kontaminierten Standort* zu einem bestimmten Zeitpunkt. Diese Beschreibung umfasst im Allgemeinen eine Abgrenzung bestehender Kontaminationsherde und die Darstellung von Schadstofffahnen im Grundwasser.
- Schadstoffexposition** → *Exposition*.
- schadstoffspezifisch** – auf einen bestimmten Schadstoff oder eine bestimmte Schadstoffgruppe mit typischen chemisch-physikalischen Eigenschaften bezogen.
- Sicherung** – Verhinderung der Ausbreitung von Schadstoffen; Sicherungsmaßnahmen beseitigen die Kontaminationsquelle nicht (ÖNORM S 2086).
- Standortspezifisch** – am konkreten → *kontaminierten Standort* vorliegend.
- Teilflächen ähnlicher Merkmale** – eine oder mehrere zusammen- oder nicht zusammenhängende Flächen mit gleichen oder geringfügig unterschiedlichen Merkmalen, wie zum Beispiel Teilflächen mit gleichen → Aktivitäten und/oder gleicher Art und Intensität der → *Kontamination*.
- Umweltmedien** – diese sind → (*Grund-*)*Wasser*, → *Boden* und *Luft*.
- Untergrund** – oberste Schicht der Erdkruste, die unterhalb der natürlichen, geschütteten oder befestigten Geländeoberkante ansteht. Der Untergrund umfasst sowohl den → *Boden* als auch Locker- und Festgesteine (lt. ÖNORM S 2086).
- Untersuchung** – Anwendung geeigneter Verfahren zur Gewinnung von Informationen über den Standort oder vorhandene Schadstoffe (ÖNORM S 2086).
- Zeitbudget** – Angabe zu Häufigkeit und Dauer einer → *Aktivität*.
- zusätzliche Exposition** – bezeichnet die am → *kontaminierten Standort* vorliegende → *Exposition* abzüglich der → *Exposition* aus der → *Hintergrundbelastung*.

## Statistische Begriffe

**5. Perzentil** – Wert einer Verteilungsfunktion unterhalb dessen 5 % aller Werte liegen

**95. Perzentil** – Wert einer Verteilungsfunktion unterhalb dessen 95 % aller Werte liegen

**Ausreißer** – Messwert, der nicht in eine Messreihe passt

**arithmetisches Mittel** – Quotient aus der Summe aller Werte und deren Anzahl  
(auch: „Durchschnitt“)

**Median** – Wert in der Mitte einer Verteilung – trennt eine Folge in gleich viele größere und kleinere Werte; hat den Vorteil robuster gegenüber → Ausreißern  
zu sein als das → *arithmetische Mittel* (auch: „Zentralwert“)

**Mittelwert** – in dieser Arbeitshilfe immer → *arithmetisches Mittel*

## Schadstoffe und Schadstoffgruppen

**BTEX** – Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol

**LCKW** – Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

**MKW** – Mineralölkohlenwasserstoffe

**PAK** – Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

**PCB** – Polychlorierte Biphenyle

**PCE** – Tetrachlorethen (Perchloräthylen)

**PCDD/F** – Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane

**TCE** – Trichlorethen (Trichlorethylen).

## Toxikologische Abkürzungen

*Nachfolgend werden die am häufigsten verwendeten toxikologischen Abkürzungen verschiedener Länder bzw. Organisationen aufgelistet.*

**ADI** – Acceptable Daily Intake (Zulässige tägliche Aufnahme)

(1) Akzeptierte Menge einer Chemikalie, die bei einer täglichen langfristigen (normalerweise lebenslangen) Aufnahme zu keiner schädigenden Wirkung auf die menschliche Gesundheit führt (→ **US-EPA**)

(2) Auf das Körpergewicht bezogene akzeptierte Konzentration einer Substanz in Nahrungsmitteln oder im Trinkwasser, die bei einer täglichen lebenslangen Ingestion kein nennenswertes Risiko auf die menschliche Gesundheit hervorruft (angegeben in mg/kg Körpergewicht und Tag) (→ **WHO**).

**CR<sub>oral</sub>** – Cancer Risk<sub>oral</sub> (Krebsrisiko<sub>oral</sub>)

Krebsrisiko durch lebenslange orale Schadstoffaufnahme  
(Risikolevel 1: 10<sup>4</sup>, angegeben in µg/kg Körpergewicht und Tag) (→ **RIVM**).

**CR<sub>inhal</sub>** – Cancer Risk<sub>inhalativ</sub> (Krebsrisiko<sub>inhalativ</sub>)

Krebsrisiko durch lebenslange inhalative Schadstoffaufnahme  
(Risikolevel 1: 10<sup>4</sup>, angegeben in µg/m<sup>3</sup>) (→ **RIVM**).

**LO(A)EL** – Lowest Observed (Adverse) Effect Level

niedrigster Wert einer Dosis-Wirkungs-Kurve, in der erstmals ein signifikanter (nachteiliger) Effekt auftritt.

**MRL** – Minimal Risk Level

abgeschätzte Konzentration eines Schadstoffes, die bei täglicher Aufnahme keine nennenswerten toxikologischen (nicht-karzinogenen) Wirkungen auf die menschliche Gesundheit zeigt (→ **ATSDR**).

**NOAEL** – No Observed Adverse Effect Level

höchster Wert einer Dosis-Wirkungs-Kurve, für den ein (nachteiliger) Effekt nicht mehr nachgewiesen werden kann.

**POD** – point of departure

Höchste Dosis oder Konzentration, für die (zumeist) im Tierversuch gerade noch kein schädlicher Effekt festgestellt wurde.

**PTWI** – Provisional Tolerable Weekly Intake (Vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge)

höchstzulässige wöchentliche Aufnahmemenge eines Schadstoffes, der mit der Nahrungsmitteln aufgenommen wird (→ **WTO**).

**RfC** – Reference Concentration (Referenzkonzentration)

Abschätzung einer Substanzkonzentration (Unsicherheitsspanne ca. eine Größenordnung) für die kontinuierliche lebenslange inhalative Exposition eines Menschen, bei der kein Risiko für schädliche Effekte auf die menschliche Gesundheit besteht („empfindliche“ Menschen werden mitberücksichtigt) (→ **US-EPA**).

**RfD** – Reference Dose (Referenzdosis)

Abschätzung einer Substanzkonzentration (Unsicherheitsspanne ca. eine Größenordnung) für die kontinuierliche lebenslange orale Exposition eines Menschen, bei der kein Risiko für schädliche Effekte auf die menschliche Gesundheit besteht („empfindliche“ Menschen werden mitberücksichtigt) (→ **US-EPA**).

**RK** – Referenzkonzentration

Konzentration einer Substanz; die die inhalativen Belastung beschreibt, wenn bei lokaler Wirkung auf den Atemtrakt die Ermittlung einer Körperdosis (→ TRD) nicht sinnvoll ist (angegeben in  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) (→ **UBA**).

**RSC** – Risk Specific Concentration (Risikospezifische Konzentration)

Konzentration einer Substanz (angegeben in  $\text{mg}/\text{m}^3$ ), die ein definiertes lebenslanges Krebsrisiko (Risikolevel  $1:10^5$ ) durch inhalative Schadstoffaufnahme bedingt (95 % Konfidenzintervall) (→ **US-EPA**).

**RSD** – Risk Specific Dose (Risikospezifische Dosis)

Konzentration einer Substanz (angegeben in  $\text{mg}/\text{kg}$  Körpergewicht und Tag), die ein definiertes lebenslanges Krebsrisiko (Risikolevel  $1:10^5$ ) durch orale Schadstoffaufnahme bedingt (95 % Konfidenzintervall) (→ **US-EPA**).

**TCA** – Tolerable Concentration in Air (tolerierbare Konzentration in der Luft)

Konzentration einer Chemikalie in der Luft, die bei einer lebenslangen inhalativen Exposition zu keinen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit führt (angegeben in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (→ **RIVM**).

**TDI** – Tolerable Daily Intake (tolerierbare tägliche Aufnahme)

Abgeschätzte Menge einer Chemikalie, die bei täglicher lebenslanger Aufnahme zu keinen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit führt (angegeben in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Körpergewicht und Tag) (→ **RIVM**).

**TRD** – Tolerierbare Resorbierte Dosis

Wird verwendet zur Beschreibung der tolerierbaren täglich resorbierten Körperdosen eines Gefahrenstoffes, 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.

Der TRD-Wert bezeichnet die täglich ausschließlich über den betrachteten Pfad (oral oder inhalativ, erforderlichenfalls dermal) resultierende innere Belastung, die gerade noch zu tolerieren ist (angegeben in mg/kg Körpergewicht und Tag). Dieser Wert bezeichnet die tägliche Belastung, bei der bei Exposition über die Lebenszeit auch bei empfindlichen Personen nicht mit Gesundheitsschädigungen zu rechnen ist (Voraussetzung dafür ist eine ausreichende Datengrundlage; d. h. die Kenntnis der Wirkungen bei den empfindlichsten Mitgliedern der Bevölkerung – häufig wird der TRD-Wert aber auch aus tierexperimentellen oder ungenügenden Humandaten extrapoliert) (→ **UBA**).

## Organisationen

**ATSDR** – Agency for Toxic Substances and Disease Registry  
<http://www.atsdr.cdc.gov/>(2011-03-30)

**AUH** – Ausschuss für Umwelthygiene  
<http://www.apug.de/>(2011-03-30)

**FAO** – Food and Agriculture Organization of the United Nations  
<http://www.fao.org/>(2011-03-30)

**ICRP** – International Commission on Radiological Protection  
<http://www.icrp.org/>(2011-03-30)

**ILO** – International Labour Organization  
<http://www.ilo.org/>(2011-03-30)

**OECD** – Organisation for Economic Co-operation and Development  
<http://www.oecd.org/>(2011-03-30)

**RIVM** – Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu  
(National Institute for Public Health and the Environment)  
<http://www.rivm.nl/>(2011-03-30)

**UBA** – Umweltbundesamt Deutschland  
<http://www.umweltbundesamt.de/>(2011-03-30)

**UNEP** – United Nations Environment Programme  
<http://www.unep.org/>(2011-03-30)

**UNIDO** – United Nations Industrial Development Organization  
<http://www.unido.org/>(2011-03-30)

**UNITAR** – United Nations Institute for Training and Research  
<http://www.unitar.org/>(2011-03-30)

**US-EPA** – United States Environmental Protection Agency  
<http://www.epa.gov/>(2011-03-30)

**WHO** – World Health Organisation  
<http://www.who.int/>(2011-03-30)

**WTO** – World Trade Organisation  
<http://www.wto.org/>(2011-03-30)

**ZAMG** – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik  
<http://www.zamg.ac.at/> (2011-03-30)

## ANHANG 1: Untersuchungsmethoden

In diesem Kapitel werden sowohl die Vorgangsweise bei der Untersuchung der Umweltmedien Boden, Bodenluft, Grundwasser sowie der Raumlufte und von Nahrungsmitteln beschrieben als auch rechnerische Ansätze zur Ableitung der Staubbelastung in der Innenraum- sowie in der Außenluft vorgestellt. Des Weiteren werden Informationen zur Reihenfolge von Untersuchungen sowie zu Auslösekriterien einzelner Untersuchungen (z. B. Pflanzen) und Innenraumlufteuntersuchungen gegeben.

### Anhang 1.1 Bodenuntersuchungen

Die Gesamtgehalte im Feststoff sind relevant für die Expositionsabschätzung von semi-flüchtigen bis nicht flüchtigen Schadstoffen.

Außerdem stellen Bodenuntersuchungen die Ausgangsbasis zur Bewertung der Notwendigkeit für Staub- und Nahrungsmitteluntersuchungen dar.

**Basis für weitere Untersuchungen**

Für die Feststoffprobenahme sind die ÖNORMEN L 1054–1059 heranzuziehen. In Analogie dieser ÖNORMEN wird in Abhängigkeit von der Nutzung eine Probenahmetiefe von 0–10 cm (Wiese, Grünland, Spielbereich) bzw. 0–20 cm (Gartenbaufläche, Acker) festgelegt. Um eine repräsentative Probe zu erhalten, soll diese aus mindestens 20 Einstichen bestehen und zu einer Mischprobe vereinigt werden. Die Proben sollen der jeweiligen Nutzung entsprechend entnommen werden.

Besteht die Notwendigkeit der Bestimmung der Hintergrundbelastung, so sind in analoger Weise Bodenproben aus 3 bis max. 5 Referenzflächen vergleichbarer Größe außerhalb des kontaminierten Standortes zu entnehmen. Alternativ kann auf Vergleichs- bzw. Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden (UMWELTBUNDESAMT 2004a) zurückgegriffen werden.

Die Gesamtkonzentration im Feststoff ist in Milligramm pro Kilogramm Trockensubstanz (mg/kg TS) anzugeben.

**Einheit – Schadstoff im Boden**

#### Folgende Normen sind zu beachten:

ÖNORM L 1054 (2004): Probenahme von Böden – Allgemeines, Terminologie

ÖNORM L 1055 (2004): Probenahme von ackerbaulich genutzten Böden

ÖNORM L 1056 (2004): Probenahme von Dauergrünland (inkl. Parkanlagen, sowie Zier- und Sportrasen)

ÖNORM L 1057 (2004): Probenahme von wein- und obstbaulich genutzten Böden und Böden von Baumschulen

ÖNORM L 1058 (2004): Probenahme von Böden in geschütztem Anbau, Substraten und Nährlösungen

ÖNORM L 1059 (2004): Probenahme von Waldböden.

### Anhang 1.1.1 Festlegung und Anzahl von Probenahmepunkten

Die Anzahl der Probenahmepunkte ist so zu wählen, dass repräsentative Werte für die Expositionsabschätzung mit Hilfe der Gleichungen in Kapitel 8.1 (Schritt 4) erhalten werden.

Bei der Wahl der Probenahmepunkte sind folgende Kriterien zu berücksichtigen:

- Mögliche Bereiche mit erhöhten Schadstoffgehalten auf Basis der durchgeführten Erhebungen am Standort bzw. von bereits durchgeführten Bodenuntersuchungen,
- Ziel der Risikoanalyse (siehe Kapitel 3.3),
- vorhandene Nutzungen und Aktivitäten: Im Zuge der Bodenprobenahme ist auch eine Erhebung der Anbauflächen (Netto-Flächen) durchzuführen, um eine Grundlage für die Planung der Pflanzenprobenahme zu erhalten.

#### **Probenanzahl pro Flächen**

Bei der Nutzungsklasse „Wohnen“ soll mindestens eine Probe pro 100–500 m<sup>2</sup> des unversiegelten Bereiches gezogen werden. Bei der Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ soll eine Probe pro 500–1.000 m<sup>2</sup>, bei den Nutzungsklassen „Freizeit und Erholung“ sowie „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ eine Probe pro 1.000–10.000 m<sup>2</sup> gezogen werden.

Zusätzlich ist in der Nutzungsklasse „Wohnen“ (Aktivität „Gartenarbeit“) aus den Anbauflächen (Beeten) je 100–200 m<sup>2</sup> Gesamtfläche mindestens eine Mischprobe zu entnehmen. Beete mit Flächen von weniger als 10 m<sup>2</sup> sind nur im Falle einer grundstücksbezogenen Betrachtung zur berücksichtigen.

Ist das Ziel der Untersuchung eine grundstücksscharfe Risikoanalyse, so sind die Proben in Bereichen unterschiedlicher Aktivitäten entsprechend den o. a. Kriterien zu entnehmen.

### Anhang 1.1.2 Analysemethoden

#### **Probenaufbereitung**

Für die Bestimmung von Gesamtgehalten ist grundsätzlich das Material mit einer Korngröße < 2 mm zu verwenden. Das Grobkorn (> 2 mm) ist durch Absieben zu entfernen. Eine Lufttrocknung (< 40 °C bei anorganischen Schadstoffen, < 30 °C bei organischen Schadstoffen) vor der Siebung ist zulässig.

Die Gesamtkonzentration im Feststoff ist in Milligramm pro Kilogramm Trockensubstanz (mg/kg TS) anzugeben.

#### **Folgende Normen sind zu beachten:**

##### *Schwermetalle:*

ÖNORM L 1085 (2005): Chemische Bodenuntersuchungen – Extraktion von Elementen mit Königswasser oder Salpetersäure-Perchlorsäure-Gemisch

##### *Cyanide:*

DIN ISO 11262 (2010): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Gesamtcyanid

*Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW):*

DIN ISO 16703 (2005): Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40<sup>30</sup>

*Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK):*

ÖNORM L 1200 (2003): Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden, Klärschlämmen und Komposten

*Polychlorierte Biphenyle (PCB):*

DIN ISO 10382 (2003): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen – Gaschromatographisches Verfahren mit Elektroneneinfang-Detektor.

Parameter, für die an dieser Stelle keine Normvorschrift angeführt ist, sind nach geeigneten Regelverfahren zu analysieren.

### **Anhang 1.1.3 Teilflächengruppierung bei hoher Varianz der Schadstoffgehalte**

Liegen für eine zu betrachtende Flächeneinheit (Standort, Teilfläche, Grundstück) Analyseergebnisse mehrerer Bodenproben (> 10) vor, so ist grundsätzlich der Median der Messwerte für die weitere Abschätzung heranzuziehen. Bei einer Anzahl von < 10 Messwerten wird der arithmetische Mittelwert berechnet.

**repräsentative Werte**

Liegt eine hohe Varianz der Messwerte vor, so kann die Festlegung von Kriterien (z. B. 10-faches, 100-faches und 1.000-faches von Prüfwerten der ÖNORM S 2088-2) für eine Gruppierung der Messwerte bzw. Einteilung in Teilflächen der betrachteten Flächeneinheit zweckmäßig sein, insbesondere wenn auf Basis der Untersuchung von Bodenproben weitere Untersuchungen (z. B. an Pflanzenproben) geplant werden sollen. Es werden somit Teilflächen vergleichbar hoher Kontamination (Kontaminationsniveaus) zusammengefasst und die arithmetischen Mittelwerte der Messwerte gebildet. Expositionsabschätzungen sind jeweils für ein Kontaminationsniveau durchzuführen.

**Unterteilung  
in Teilflächen  
ähnlicher Merkmale**

Liegen unterschiedliche Nutzungsklassen vor, so sind Messwerte für jede Nutzungsklasse zu erheben. Eine Mittelwertbildung über unterschiedliche Nutzungsklassen ist nicht zulässig.

---

<sup>30</sup> Hinsichtlich der Analyse von Kohlenwasserstofffraktionen wird auf den Normentwurf ISO/DIS 11504 (2010): Soil quality – Assessment of impact from soil contaminated with petroleum hydrocarbons, insbesondere Kapitel 7, sowie die dort enthaltenen Normen, verwiesen. Anstelle der in der DIN ISO 16703 beschriebenen Extraktreinigung (clean-up) werden die aliphatischen von den aromatischen Kohlenwasserstoffen im Extrakt über eine Silikagel-Säule getrennt und anschließend separat mittels GC-FID analysiert. Die Auswertung erfolgt entsprechend den definierten Fraktionen (EC-Zahlen).

Für Routineuntersuchungen kann es ausreichend sein, die Untersuchung von MKW-Fractionen auf ausgewählte Proben zu beschränken. Der Probenauswahl ist das MKW-Muster in den GC-Chromatogrammen zugrundezulegen. Für Proben mit ähnlichem MKW-Muster kann im Allgemeinen angenommen werden, dass die Stoffzusammensetzung ähnlich bzw. vergleichbar ist. Dadurch kann eine Zeit- und Kostenersparnis beim Analysenaufwand erreicht werden.

**Folgende Norm ist zu beachten:**

ÖNORM S 2088-2 (2000): Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden

## **Anhang 1.2 Bodenluftuntersuchungen**

**Basis für  
Raumluftmessungen**

Bodenluftuntersuchungen hinsichtlich flüchtiger Schadstoffe stellen ein wesentliches Entscheidungskriterium für die Untersuchung von flüchtigen Schadstoffen im Innenraum gemäß Kapitel 7.3.4 dar.

Mit Bodenluftuntersuchungen sollte eine qualitative Bestimmung der in der ungesättigten Bodenschicht vorhandenen Schadstoffe, eine Bestimmung des Ausmaßes der örtlichen Schadstoff-Konzentrationen und von Konzentrationsunterschieden, die Bestimmung der Eintragsstandorte und der Lage der Kontaminationszentren (d. h. Bereiche mit der höchsten gemessenen Schadstoff-Konzentration) sowie die Bestimmung der horizontalen und eventuell vertikalen Verteilung der Schadstoffe im Untergrund erfolgen. Grundsätzlich können die Bodenluftmessstellen rasterförmig (maximaler Abstand sollte 30 m nicht überschreiten) angeordnet werden. Im Bereich von bekannten oder vermuteten Kontaminations-schwerpunkten, die sich in unmittelbarer Nähe von unterkellerten Gebäuden befinden, ist jedoch eine verdichtete Untersuchung (maximaler Abstand 5 m) vorzusehen. Dabei sind mögliche bevorzugte Ausbreitungswege (z. B. verfüllte Künnetten, Kanäle, Hauszuleitungen) zu den Gebäuden besonders zu berücksichtigen.

**Probenahmetechnik**

Für die Probenahme von Bodenluftproben kommen in der Praxis verschiedenste Probenahmetechniken zur Anwendung. Einen Überblick dazu und zur Laboranalytik gibt die ÖNORM S 2090. Die Ergebnisse der Analysen von Bodenluftproben werden maßgeblich durch die jeweils angewandte Probenahmetechnik sowie die unmittelbaren Bedingungen bei der Probenahme (z. B. Temperatur, Wassergehalt der Bodenluft) beeinflusst. Dementsprechend ist die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse bei Anwendung unterschiedlicher Probenahmetechniken und zu unterschiedlichen Probenahmetermenen eingeschränkt.

Die Konzentration der Schadstoffe in der Bodenluft ist in Milligramm pro Kubikmeter Bodenluft ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) anzugeben.

**Folgende Norm ist zu beachten:**

ÖNORM S 2090 (2006): Bodenluft-Untersuchungen

## **Anhang 1.3 Untersuchung von Schadstoffgehalten im Wasser**

In der Regel ist eine humantoxikologisch relevante Schadstoffexposition über Grundwasserentnahmen nur bei Aktivitäten, die im Rahmen der Nutzungsklasse „Wohnen“ vorkommen, relevant. Die Brunnen zentraler Trinkwasserversorger werden üblicherweise bereits im Rahmen der Vorerkundung bzw. im Rahmen einer Eigen- und Fremdüberwachung untersucht.

Sofern noch nicht im Rahmen der Vorerkundung erfolgt, ist in einem vorbereitenden Schritt eine Erhebung von Grundwasserentnahmen (z. B. Schachtbrunnen, Schlagbrunnen) sowie der Art (Trinken, Bewässern, Duschen) und des Ausmaßes der Wassernutzung (Vollversorgung, Teilversorgung) durchzuführen.

## **Erhebung von Brunnen**

Unter Zugrundelegung der bekannten oder vermuteten Lage und Ausdehnung der Grundwasserkontamination (Quelle, Fahne) sind Grundwasserentnahmestellen für Grundwasseruntersuchungen auszuwählen. Im Allgemeinen sollten alle vorhandenen Brunnen beprobt werden. Bei Vorliegen einer großen Anzahl von Brunnen oder bei geringem Abstand (ca. 50 m) ist eine Auswahl durchzuführen.

Sind flüchtige Schadstoffe zu beurteilen, so ist bei der Auswahl der Entnahmestellen auch die Art der Wasserförderung zu berücksichtigen. Beispielsweise sind bei der Förderung mit Saugpumpen (z. B. bei Schlagbrunnen) Minderbefunde aufgrund der Ausgasung der flüchtigen Schadstoffe anzunehmen. Die Untersuchungen sind grundsätzlich an vier Terminen über das Jahr verteilt, zumindest aber an zwei Terminen – im Frühjahr und im Sommer – durchzuführen. Die Probenahme ist gemäß ÖNORM S 2092 (Altlasten – Grundwasser-Probenahme) durchzuführen. Die entnommenen Proben sind gemäß den Vorgaben der ÖNORM EN ISO 5667-3 und der jeweiligen Analysenormen zu behandeln, zu konservieren und möglichst umgehend und jedenfalls innerhalb der angegebenen Fristen zu untersuchen. Grundsätzlich ist bei Verunreinigungen mit organischen Schadstoffen davon auszugehen, dass im Grundwasser Mikroorganismen vorhanden sind, die bei Sauerstoffzutritt während der Probenahme einen raschen und erheblichen Schadstoffabbau in der Probe bewirken können. Entsprechend sind die Proben durch Ansäuern (z. B. MKW, BTEX) oder Extraktion (z. B. PAK) zu konservieren.

## **Planung der Probenahme und Analytik**

Die Gesamtkonzentration im Grundwasser ist in Milligramm pro Liter (mg/l) oder Mikrogramm pro Liter (µg/l) anzugeben.

### **Folgende Normen sind zu beachten:**

ÖNORM S 2092 (2008): Altlasten – Grundwasser-Probenahme.

ÖNORM EN ISO 5667-1 (2006): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 1: Anleitung zur Erstellung von Probenahmeprogrammen und Probenahmetechniken.

ÖNORM EN ISO 5667-3 (2007): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben.

ÖNORM S 2088-1 (2004): Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser.

*Metalle, LCKW:* Gemäß den in der Anlage 15, Abschnitt III, der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II/479/2006) angeführten Normen, unter Berücksichtigung der Abschnitte II und IV.

*MKW:* ÖNORM EN ISO 9377-2 (2001): Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index – Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie. Bezüglich der Analyse von MKW-Fractionen gelten die Ausführungen in Kapitel 5.1.4 sinngemäß.

Die an dieser Stelle nicht angeführten Parameter sind gemäß geeigneten Regelverfahren durchzuführen, mit denen die in der ÖNORM S 2088-1, Tabelle 4 und 5, angeführten Mindestbestimmungsgrenzen eingehalten werden.

## Anhang 1.4 Untersuchung von flüchtigen Schadstoffen in der Raumluf

### Anhang 1.4.1 Prüfung der Notwendigkeit von Raumlufmessungen

#### **Orientierungswerte für Bodenluft**

Zur Entscheidung, ob angesichts festgestellter Belastungen der Bodenluft durch flüchtige Schadstoffe eine Untersuchung der Raumluf von Gebäuden erforderlich ist, sind die in unmittelbarer Nähe des Gebäudes (maximal 10 m Abstand) gemessenen Schadstoff-Konzentrationen in der Bodenluft mit den Orientierungswerten in Tabelle 16 zu vergleichen.

Tabelle 16: Orientierungswerte für ausgewählte flüchtige Schadstoffe in der Bodenluft.

Schadstoff	Ausschöpfungsgrad des toxikologischen Vergleichswerts	Orientierungswert bei einem Verdünnungsfaktor von 1.000 in mg/m <sup>3</sup>
Benzol (kanzerogen)	20 %	0,1
Toluol	20 %	50
Ethylbenzol	20 %	50
Xylole	20 %	50
Naphthalin	20 %	0,2
Tetrachlorethen (PCE)	20 %	14
Trichlorethen (TCE)	20 %	50
1,1,1-Trichlorethan	20 %	400
Dichlormethan	20 %	50

Liegt die gemessene Konzentration über dem Orientierungswert der Tabelle 16, so sind nach Plausibilitätsprüfung Raumlufuntersuchungen gemäß Kapitel 7.3.4 durchzuführen. Der angenommene Verdünnungsfaktor für den Übergang der Schadstoffe von der Bodenluft in die Raumluf von 1.000 wird in der Literatur (ZEDDEL et al. 2002) als hinreichend konservativ angesehen. Trotzdem sollte im Einzelfall überprüft werden, ob dies für die entsprechende Situation plausibel erscheint.<sup>31</sup> Im begründeten Einzelfall kann auch ein höherer Verdünnungsfaktor vertretbar sein.

<sup>31</sup>Die Ableitung der Orientierungswerte der Tabelle 16 wurde folgendermaßen durchgeführt: Aus der Expositionsgleichung 7 (siehe Kapitel 8.1.3.2) wurde die Konzentration in der Luft ( $C_{Luft}$ ) errechnet, bei einer Ausschöpfung von 20 % des toxikologischen Vergleichswerts, der als Exposition ( $E_{Luft-inhalativ}$ ) eingesetzt wurde. Durch Umformung der Gleichung erhält man die Konzentration in der Luft ( $C_{Luft}$ ) durch Einsetzen des Körpergewichtes ( $KG = 55 \text{ kg}$ ) x 20 % des toxikologischen Vergleichswertes ( $E_{Luft-inhalativ}$ ), dividiert durch die Atemrate ( $AR = 68 \text{ m}^3/\text{d}$ ) x (17 h/24) in die Gleichung. Die  $C_{Luft}$  wurde mit dem Verdünnungsfaktor von 1.000 multipliziert. Der erhaltene Wert stellt den Orientierungswert für Bodenluft in mg/m<sup>3</sup> dar.

## Anhang 1.4.2 Durchführung von Raumlufmessungen

Überschreiten die Werte der Bodenluftmessungen die Orientierungswerte der Tabelle 16, so sind Raumlufmessungen durchzuführen. Dabei ist auf mehrere Faktoren Bedacht zu nehmen, die im Folgenden kurz dargestellt werden. Darüber hinaus sei auf die „Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft“ (BMLFUW 2003) verwiesen, die auch mit einbezogen werden sollte.

Des Weiteren sollten Raumlufmessungen durchgeführt werden, wenn seitens der NutzerInnen eines Gebäudes entsprechende (auf die relevanten Schadstoffe hinweisende) Geruchswahrnehmungen berichtet wurden. Jedenfalls ist zu erheben, welche hinsichtlich der zu untersuchenden Schadstoffe relevanten Haushaltschemikalien und anderen Innenraumquellen vorhanden sind.

Bei der Messplanung und der Erstellung der Probenahmestrategie ist die ÖNORM EN ISO 16000-1 in Verbindung mit der ÖNORM EN ISO 16000-5 zu berücksichtigen. Darüber hinaus sollen folgende Punkte in die Probenahmestrategie einfließen (modifiziert nach BMLFUW 2003):

**Ort der Probenahme:** Die Festlegung des Raumes für die Probenahme erfolgt während der Vorerhebung. Im Privatbereich wird üblicherweise zwischen Probenahme im Wohnbereich und im Schlafbereich zu unterscheiden sein. Als geeigneter Ort der Probenahme wird generell die Mitte des Raumes angesehen; ist dies nicht möglich, sollte der Abstand zu den Wänden nicht weniger als 1 m sein. Die Ansaugestelle soll zwischen 1 und 1,5 m über Fußboden – und damit in einer für die Exposition relevanten Höhe – liegen. Abweichungen von den Festlegungen können begründet erfolgen (BMLFUW 2003).

**Probenahmetechnik:** Da die Räumlichkeiten vor allem in Privatwohnungen im Allgemeinen ein geringes umbautes Volumen aufweisen, ist auf die Größe des Probevolumens beim Probenahmevergange besonders zu achten (z. B. kein high volume sampler). Andererseits ist in Innenräumen die Luftanströmungsgeschwindigkeit oft gering (speziell in Zimmerecken). Das kann bei nicht optimaler Auswahl der Probenahmestelle zu einer Fehleinschätzung der Konzentration führen. Im Allgemeinen sollte das angesaugte Luftvolumen weniger als 10 % des zugeführten Frischluftvolumens betragen. Wenn dieses weder bekannt noch messbar ist, sollte das angesaugte Luftvolumen pro Stunde geringer als 10 % des Raumvolumens sein (BMLFUW 2003).

Die Probenahme erfolgt aktiv auf geeigneten Sorbentien und sollte über einen Zeitraum von bis zu acht Stunden durchgeführt werden. Zur Anreicherung flüchtiger organischer Verbindungen können je nach Anwendung und Siedebereich unterschiedliche Adsorbentien verwendet werden, die sich meist hinsichtlich der Desorptionstechnik unterscheiden. Als Sorbentien dienen in den meisten Fällen Tenax und Aktivkohle in unterschiedlichen Ausführungen. Die Verwendung von Aktivkohle ist für die meisten unpolaren und schwach polaren flüchtigen Schadstoffe gut geeignet.

In Sonderfällen (z. B. Abschätzung der mittleren Exposition über einen längeren Zeitraum) kann die Probenahme zusätzlich zur aktiven Probenahme mittels eines Passivsammlers über einen Gesamtzeitraum von einigen Tagen erfolgen.

Zusätzliche Informationen über den zeitlichen Verlauf, z. B. eines definierten Gemisches flüchtiger organischer Verbindungen, können über simultan durchgeführte Messungen mit anderen Methoden, z. B. einem Flammenionisations-

**organoleptische  
Ansprache**

**Kriterien für den  
Probenahmeort**

**Kriterien für die  
Probenahme**

**aktive Probenahme**

**passive  
Probenahme**

**ergänzende  
Methoden**

detektor (FID) oder Photoionisationsdetektor (PID) gewonnen werden. Diese ergänzenden Methoden eignen sich auch zur Quellensuche bei höheren Konzentrationen.

Die aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle mit anschließender Lösungsmittelextraktion beschreibt die ÖNORM M 5700-2. Auf die Probenahme wird auch in VDI 2100 Blatt 2 eingegangen (Untersuchung in Verbindung mit FID- oder ECD-Detektoren). Die ÖNORM EN ISO 16017 Teil 1 und die ÖNORM M 5700 Blatt 3 sowie VDI 2100 Blatt 3 beschreiben die Probenahme flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen in Verbindung mit thermischer Desorption und Kapillar-Gaschromatographie.

**allgemeine  
Planungsaspekte**

Es soll so weit wie möglich die tatsächliche Belastungssituation der BenutzerInnen unter ungünstigen Bedingungen erfasst werden. Bei natürlich belüfteten Räumen werden nach einer etwa 15-minütigen intensiven Lüftungsphase die Türen und Fenster des Raumes vor der Probenahme über einen Zeitraum von mehreren Stunden verschlossen. Die Türen dürfen kurzfristig geöffnet werden. Ist der Raum an eine zentrale Klimaanlage angeschlossen, ist der Leistungsverlauf der Anlage zu berücksichtigen. Jedenfalls sind Probenahmen während aller Betriebszustände, zu denen sich Personen in den versorgten Räumen aufhalten, zu erwägen. Für den Zeitraum der Probenahme ist die Anlage auf die Leistungsstufe einzustellen, die den ungünstigsten (jedoch realistischen) Bedingungen entspricht. Generell ist bei der Planung der Probenahme deren zeitliche Repräsentativität zu berücksichtigen und bei der Bewertung zu diskutieren (BMLFUW 2003).

Die BenutzerInnen des Raumes müssen darauf hingewiesen werden, dass vor und während der Messung keine lösungsmittelhaltigen Produkte (z. B. Reinigungs- und Pflegemittel) in den zu untersuchenden Räumlichkeiten vorhanden sein bzw. verwendet werden dürfen. In den zu untersuchenden Räumen darf vor und während der Probenahme nicht geraucht werden.

Die Auswahl der Räume richtet sich nach den örtlichen Verhältnissen und der Raumnutzung. Es sollten Räume untersucht werden, die dem dauernden Aufenthalt von Personen dienen (z. B. Wohnräume, Schlafräume, Büros).

**Beginn  
der Probenahme**

Entsprechend den lokalen Gegebenheiten muss entschieden werden, ob die Probenahmen

- vor einer Lüftung oder
- nach einer Lüftung (in diesem Fall auch die Zeitspanne bis zum Beginn der Probenahme) oder
- in zeitlichem Zusammenhang mit den Lebensgewohnheiten der BewohnerInnen

zu erfolgen hat.

Es wird empfohlen, die Probenahme mehrere Stunden nach einer Lüftung durchzuführen. Angaben zu diesen Zeitspannen finden sich in ÖNORM EN ISO 16000-1.

**Dauer und  
Häufigkeit der  
Probenahme**

Die Probenahme – im Regelfall jeweils 8 Stunden an 3 verschiedenen Terminen – soll den Zustand während der üblichen Nutzungsbedingungen erfassen. Für die generelle Beurteilung einer Schadstoffbelastung im Innenraum ist zu bedenken, dass die Lebensgewohnheiten der BewohnerInnen einen erheblichen Einfluss haben. Jahreszeitliche Schwankungen – wobei sich sowohl das Nutzerverhalten (z. B. geringer Luftaustausch und Heizen im Winter) als auch Änderungen der Emission auswirken können – sind in die Überlegungen bei der Planung und der Beurteilung einzuschließen (BMLFUW 2003).

In Ausnahmefällen kann es notwendig sein, Außenluftuntersuchungen durchzuführen, z. B. wenn hinsichtlich der untersuchten Schadstoffe ein relevanter Einfluss durch andere Emissionsquellen als den kontaminierten Standort anzunehmen ist. Die Probenahme für die Untersuchung der Schadstoffkonzentration in der Außenluft sollte möglichst an jener Gebäudeseite, von der die Zuluft überwiegend stammt, vorgenommen werden. Darüber hinaus wird auf die Empfehlungen der Richtlinie „Bewertung der Innenraumluft“ (BMLFUW 2003) verwiesen.

**parallele  
Außenluft-  
untersuchungen**

Die Gesamtkonzentration in der Raumluft ist in Milligramm pro Kubikmeter (mg/m<sup>3</sup>) gemäß der Expositionsgleichung (siehe Kapitel 8.1.3) anzugeben. Für eine Plausibilitätsprüfung der erhaltenen Ergebnisse werden in Tabelle 17 Hintergrundwerte in Innenräumen dargestellt.

*Tabelle 17: Konzentrationen ausgewählter flüchtiger organischer Verbindungen in Innenräumen (Hintergrundbelastung) (zitiert in ZEDDEL et al. 2002).*

<b>Flüchtige Substanzen</b>	<b>Hintergrundwert – Median in µg/m<sup>3</sup></b>
Benzol	3,6
Toluol	28
Ethylbenzol	3,6
m-/p-Xylol	8,9
o-Xylol	2,8
n-Heptan	3,0
1,1,1-Trichlorethan	0,9
Trichlorethen	0,8
Tetrachlorethen	0,9

**Folgend Normen sind zu beachten:**

ÖNORM M 5700-1 (2002): Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 1: Grundlagen

ÖNORM M 5700-2 (2002): Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 2: Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle – Lösemittelextraktion

ÖNORM M 5700-3 (2004): Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 3: Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Sorbenzien – Thermodesorption

ÖNORM EN ISO 16000-1 (2006): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie

ÖNORM EN ISO 16000-5 (2007): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 5: Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC)

ÖNORM EN ISO 16017-1 (2001): Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie – Teil 1: Probenahme mit einer Pumpe

ÖNORM S 2088-3 (2003): Altlasten Teil 3 – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Luft

VDI 2100 Blatt 2 (2010): Messen gasförmiger Verbindungen in der Außenluft – Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Gaschromatografische Bestimmung organischer Verbindungen – Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle – Lösemittelextraktion

VDI 2100 Blatt 3 (2010): Messen gasförmiger Verbindungen in der Außenluft – Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Sorbenzien – Thermodesorption.

## Anhang 1.5 Staubuntersuchungen

Staubuntersuchungen werden für die Abschätzung der inhalativen Exposition durch Einatmen von kontaminiertem Staub in der Luft bzw. der oralen Exposition durch Verschlucken von Staubpartikeln nach dem Einatmen benötigt.

### **Aufwand vs. Nutzen**

Generell sind Staubmessungen mit hohem Aufwand verbunden (hoher Geräuschpegel der Probenahmegeräte bei Probenahmen in Innenräumen, lange Absaugdauer, Durchführung mehrerer zeitlich und räumlich gestaffelter Messungen für reproduzierbare Ergebnisse etc.).

### **Annahmen zur rechnerischen Abschätzung**

Aus diesem Grund wird eine rechnerische Abschätzung der Schadstoffexposition durch inhalative und orale Aufnahme von kontaminiertem Staub beim Einatmen bzw. Abschlucken von Staub empfohlen. Dabei gelten folgende grundlegende Annahmen:

- Der Staubgehalt in der Luft ist auf Basis von Literaturdaten abzuschätzen (siehe Anhang 1.5.1 und 1.5.3 bzw. Tabelle 4 und Tabelle 7 in Kapitel 8.3.1).
- Für die Inhalation von Staub wird aufgrund der Lungengängigkeit von Partikeln mit einer Größe bis 10 µm (PM10) der Fokus bei der humantoxikologischen Expositionsabschätzung auf diese relevante Fraktion gelegt.
- Für den Anteil der PM10-Fraktion, der bis in die Lugen gelangt, wird ein Faktor von 0,5 angenommen. Es ist davon auszugehen, dass die verbleibenden 50 % der Gesamtmenge der PM10-Partikel verschluckt werden (EN 481:1993).
- Das Abschlucken von Staubpartikeln wird aus dem Gesamtstaubgehalt der Luft abzüglich des inhalativ aufgenommenen Anteils der PM10-Partikel (= 50 % der Gesamtmenge der PM10-Partikel) abgeschätzt.
- Der Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub wird entsprechend der Literatur mit 80 % für den Innenraum und mit 50 % für Außenbereiche angenommen (OTTE et al. 2001).
- Die Schadstoffkonzentration im Staub wird der Schadstoffkonzentration im Boden gleichgesetzt. Diese Annahme gründet sich auf Daten aus der Literatur, die zeigen, dass keine eindeutige Korrelation zwischen der Schadstoffkonzentration im Staub und der im Boden festgestellt werden konnte (JEFFRIES & MARTIN 2008).

- Für die Expositionsabschätzung wird von den vorhandenen Analysewerten offener Bodenbereiche (keine geschlossene Pflanzendecke, nicht versiegelt) ausgegangen. Bei Vorliegen mehrerer Analysewerte von Bodenproben ist mit dem Mittelwert der offenen Bodenbereiche zu rechnen. Im Einzelfall ist festzulegen, ob der Mittelwert einer oder mehrerer Teilflächen oder des gesamten Standortes für die Abschätzung herangezogen wird.

### Anhang 1.5.1 Rechnerische Ableitung der Staubbelastung im Innenraum

Als durchschnittliche Staubkonzentration in der Luft im Innenraum wird für die PM10-Fraktion ein Wert von  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für extensive Nutzung (z. B. Haushalt, wenige Personen) und  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für intensive Nutzung (z. B. Klassenraum, viele Personen) angenommen (OOMEN & LIJZEN 2004).

**PM10-Fraktion im Innenraum**

Um den Massenanteil des kontaminierten Bodens am Gesamtstaub abzuleiten sind diese Werte mit dem Faktor ( $f_{\text{Massenanteil}}$ ) von 0,8 zu multiplizieren (OTTE et al. 2001).

**rechnerische Staubkonzentration**

Diese Zahlenwerte sind in die *Expositionsgleichungen 2* (Verschlucken von Staub, siehe Kapitel 8.1.1.2) und *7* (Einatmen von Staub, siehe Kapitel 8.1.3.1) zur Abschätzung der Exposition durch Staub im Innenraum einzusetzen.

### Anhang 1.5.2 Untersuchung der Staubbelastung im Innenraum

#### Messung der Schadstoffkonzentration im Staub

Alternativ zur oben beschriebenen rechnerischen Herleitung kann in Einzelfällen die Schadstoffkonzentration des Staubes mittels Probenahmen und Analysen bzw. Messungen ermittelt werden.

Prinzipiell sollte die Auswahl der zu beprobenden Räumlichkeiten an die Größe der zu beurteilenden Fläche angepasst werden. Kriterien für die Gebäudeauswahl können zum Beispiel Hauptwindrichtung, betroffene Personen, Entfernung sowie Frequentierung (Staub gelangt auch über Straßenschuhe in Innenräume) sein.

Handelt es sich um Wohnräume oder Büroräume, wird zur Untersuchung des Schadstoffgehaltes im Staub empfohlen, Staubproben aus einer für die betrachtete Fläche repräsentativen Anzahl von vorhandenen Staubsaugerbeuteln zu entnehmen. Eine Erhebung von Hintergrundinformation (Herkunft des Staubes – welche Räume, ungefähre Zeitdauer und Zeitraum der Befüllung etc.) ist erforderlich. Das weitere Vorgehen wird nach VDI 4300 Bl. 8 empfohlen: Siebung  $< 63 \mu\text{m}$  und Untersuchung der Fraktion  $< 63 \mu\text{m}$  (Säureaufschluss bei Schwermetallen, Lösungsmittelextraktion bei organischen Schadstoffen, anschließende Analyse nach Regelverfahren).

**Beprobung von vorhandenen Staubsaugerbeuteln**

Ist kein Staubsaugerbeutel vorhanden, so ist die Probenahme nach VDI 4300 Bl. 8 durchzuführen. Das Standardverfahren sieht vor, dass nach einer Grundreinigung der Wohnung bzw. des Gebäudes der Staub, welcher über einen Zeitraum von sieben Tagen anfällt, mittels handelsüblichem Staubsauger von der frei begehbaren Bodenfläche in einen neuen Staubsaugerbeutel (keine Vlies-Beutel) gesaugt wird. Zur Festlegung der Probenahmebereiche in Gebäuden sowie der Anzahl der Untersuchungen sind die Grundsätze der ÖNORM EN ISO 16000-1 zu beachten.

**Beprobung nach VDI 4300 Bl. 8**

**Überbefunde** Generell kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch andere Schadstoffquellen im Haushalt die Ergebnisse der Untersuchungen beeinflussen können, was möglicherweise zu Überbefunden führen kann. Durch eine Untersuchung der Staubbelastung in mehreren Wohnungen bzw. Gebäuden können mögliche Überbefunde besser interpretiert werden.

Zur Abschätzung der Exposition sind die mittleren Schadstoffkonzentrationen im Staub sowie die unter Anhang 1.5.1 angegebenen Werte für den Staubgehalt in der Luft in die *Expositionsgleichungen 2* (Verschlucken von Staub, siehe Kapitel 8.1.1.2) und 7 (Einatmen von Staub, siehe Kapitel 8.1.3.1) einzusetzen.

### **Messung des Staubgehalts in der Luft**

Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, die tatsächliche Menge der PM10-Fraktion in der Raumluft zu untersuchen, wobei diese Untersuchungen aufwändig und mit großen Unsicherheiten behaftet sind und daher nur im Sonderfall durchgeführt werden sollten. In diesem Fall sollten die Untersuchungen an mindestens zwei Terminen am selben Standort erfolgen.

**Messung von PM10-Tagesproben** Die Erfassung der PM10-Fraktion kann mit einem Lasercounter erfolgen, mit dem die Verteilung und Menge der Staubfraktion PM10 ermittelt und der Tagesgang aufgezeichnet werden kann (UMWELTBUNDESAMT 2008). Für die analytischen Untersuchungen der Staubinhaltsstoffe werden Filterproben von PM10 genommen. Die Staubproben werden über 8 Stunden mittels Feinstaubprobenehmer (High Volume Sampler (sehr laut), Low Volume Sampler (leise) sowie Kleinfiltergerät) auf Filtern gesammelt (UMWELTBUNDESAMT 2008).

**Messung mit Aerosolspektrometer** Zusätzlich zur Entnahme der Feinstaub-Tagesproben können Feinstaubmessungen mit Hilfe eines Aerosolspektrometers direkt in Innenräumen durchgeführt werden. Die Messungen mittels Aerosolspektrometer erfolgen kontinuierlich. Dieses optische Messgerät ermöglicht die Messung der Feinstaubbelastung in hoher zeitlicher Auflösung und erlaubt die Korrelation von Tätigkeiten in Innenräumen und der Feinstaubbelastung. Die Messung der in der Luft vorhandenen Partikel erfolgt nach dem Prinzip der Lichtstreuung in einer Laser-Messkammer (UMWELTBUNDESAMT 2008).

**Messung mit TEOM-Technik** Des Weiteren kann zur kontinuierlichen Erfassung der PM10-Fraktion eine TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) verwendet werden. Das Messprinzip der TEOM ist die Frequenzänderung einer oszillierenden Einheit, bewirkt durch die Massenzunahme des Filters. Der Filter wird in kurzen Abständen (alle zwei Sekunden) gewogen. Aus der Differenz zwischen der aktuellen und der zu Beginn der Messung aufgezeichneten Filtermasse wird der Massenfluss bestimmt. Das Verhältnis des Massenflusses zum konstanten Volumenstrom ergibt die Massenkonzentration (Einheit: g Staub/m<sup>3</sup>).

Die aus diesen Untersuchungen ermittelten Zahlenwerte sind in die *Expositionsgleichungen 2* (Verschlucken von Staub, siehe Kapitel 8.1.1.2) und 7 (Einatmen von Staub, siehe Kapitel 8.1.3.1) zur Abschätzung der Exposition durch Staub im Innenraum einzusetzen.

**Folgende Normen sind zu beachten:**

ÖNORM EN ISO 16000-1 (2006): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie (basiert auf VDI 4300 Blatt 1).

ÖNORM EN ISO 16000-12 (2008): Innenraumluftverunreinigungen – Teil 12: Probenahmestrategie für polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzop-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) (basiert auf VDI 4300 Blatt 2).

VDI 4300 Blatt 8 (2001): Probenahme von Hausstaub.

**Anhang 1.5.3 Rechnerische Ableitung der Staubbelastung im Freien**

Als durchschnittliche Gesamtstaubkonzentration in der Luft im Freien werden 500 µg/m<sup>3</sup> für extensive Nutzung (z. B. Gartenarbeit) und 1.000 µg/m<sup>3</sup> für intensive Nutzung (z. B. landwirtschaftliche Tätigkeiten) festgesetzt (OATWAY & MOBBS 2003).

Bei dem für Österreich typischen durchschnittlichen Feinstaubanteil (PM10) im Gesamtstaub von etwa 60 % (UMWELTBUNDESAMT 2004b) bedeutet dies eine Staubkonzentration für die PM10-Fraktion in der Außenluft von 300 µg/m<sup>3</sup> für extensive Nutzung bzw. 600 µg/m<sup>3</sup> für intensive Nutzung.

Um den Massenanteil des kontaminierten Bodens am Staub abzuleiten sind diese Werte mit dem Faktor ( $f_{\text{Massenanteil}}$ ) von 0,5 zu multiplizieren (OTTE et al. 2001).

Diese Zahlenwerte sind in die *Expositionsgleichungen 2* (Verschlucken von Staub, siehe Kapitel 8.1.1.2) und 7 (Einatmen von Staub, siehe Kapitel 8.1.3.1) zur Abschätzung der Exposition durch Staub im Innenraum einzusetzen.

***PM10-Fraktion im Freien***

***rechnerische Staubkonzentration***

**Anhang 1.5.4 Untersuchung der Staubbelastung im Freien**

Alternativ zur rechnerischen Ableitung gemäß Anhang 1.5.3 besteht grundsätzlich die Möglichkeit, den tatsächlichen Schadstoffgehalt im Staub und die tatsächliche Staubmenge in der Luft mittels geeigneter Methoden (s. u.) zu untersuchen.

Dazu wird eine Filterprobenahme (PM10) mit einem Feinstaubprobenehmer (z. B. High Volume Sampler, Kleinfiltergeräte) durchgeführt. Die Staubprobenahme ist entsprechend der ÖNORM EN 12341 durchzuführen. Bei der Festlegung der Probenahmedauer müssen die Bestimmungsgrenzen der Schadstoffe berücksichtigt werden. Der Ort der Probenahme soll so ausgewählt werden, dass die beprobte Luft repräsentativ ist für die Luft, der die Menschen am kontaminierten Standort ausgesetzt sind (z. B. Beachtung der Hauptwindrichtung).

Die gewonnene Filterprobe wird ausgewogen (mg PM10/m<sup>3</sup>) und wird auf die relevanten Schadstoffe untersucht. Die erhaltenen Konzentrationen werden in mg Schadstoff pro kg PM10 angegeben.

***Messung der PM10-Fraktion im Freien***

**Folgende Norm ist zu beachten:**

ÖNORM EN 12341 (1999): Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM10-Fraktion von Schwebstaub. Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Meßverfahren und Referenzmeßmethoden.

## Anhang 1.6 Untersuchung der Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Halb- und Schwermetallen im Boden

### **Untersuchungen von Bodenextrakten**

Bodenextraktuntersuchungen hinsichtlich mobiler bzw. pflanzenverfügbarer Schadstoffe stellen ein Entscheidungskriterium für das Erfordernis von Pflanzenuntersuchungen gemäß Kapitel 7 dar. Die Extrakterstellung erfolgt an Bodenproben für die Schadstoffaufnahme in die Nahrungspflanzen relevant sind. Die Durchführung erfolgt gemäß ÖNORM L 1094-1.

### **Ammoniumnitrat-Extraktion**

Die Extraktion von Schadstoffen (Halb- und Schwermetalle) mittels Ammoniumnitrat-Lösung gibt grundlegende Hinweise, ob Schadstoffe in relevanten Konzentrationen „mobil“ vorliegen oder nicht. Es kann nicht direkt auf die Pflanzenverfügbarkeit geschlossen werden, jedoch kann mit den erhaltenen Ergebnissen eine Einschätzung über das pflanzenverfügbare Potenzial erfolgen. Der Vergleich der Ergebnisse mit dem „Prüfwert a“ (siehe Tabelle 18) ist für die Entscheidung heranzuziehen, ob eine relevante Schadstoffaufnahme in die Pflanze anzunehmen ist und ob daher eine Pflanzenuntersuchung erforderlich ist. In Tabelle 18 werden Orientierungswerte für ausgewählte Elemente im Ammoniumnitrat-Extrakt von Bodenproben im Hinblick auf den Boden-Pflanzen-Transfer dargestellt. Die Auswahl der Parameter beruht auf den Orientierungswerten der ÖNORM S 2088-2 sowie von PRUEß (1994).

*Tabelle 18: Orientierungswerte für Ammoniumnitrat-Extrakt-Ergebnisse für die Ableitung des Pflanzenbeprobungsbedarfs (nach PRUEß 1994 und ÖNORM S 2088-2).*

<b>Parameter</b>	<b>Prüfwert a (in µg/kg TM)</b>
Arsen	100
Blei	300
Cadmium	40
Chrom	100 <sup>(3)</sup>
Kupfer	800 <sup>(1)</sup>
Molybdän	500
Nickel	– <sup>(2)</sup>
Quecksilber	5
Thallium	30
Zink	– <sup>(2)</sup>

*Prüfwert a: oberhalb des Prüfwertes besteht die Gefahr der Beeinträchtigung der Nahrungspflanzen- oder Futterpflanzen.*

<sup>(1)</sup> *Prüfwert gilt insbesondere für die Futterpflanzen in der Schafhaltung*

<sup>(2)</sup> *Funktionsbeeinträchtigung nicht wahrscheinlich*

<sup>(3)</sup> *für Futterpflanzen*

### **Folgende Normen sind zu beachten:**

ÖNORM L 1094-1 (1999): Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung

ÖNORM S 2088-2(2000): Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden.

## Anhang 1.7 Untersuchung von Pflanzenmaterial

In der Regel ist eine Probenahme von Pflanzen nur im Rahmen der Nutzungs-kategorie „Wohnen“ mit Garten von Relevanz. Darüber hinaus ist eine humantoxi-kologisch relevante Schadstoffaufnahme durch Pflanzen aus den oberen Bo-denhorizonten im Regelfall für anorganische Schadstoffe zu erwarten. Die Auf-nahme von Schadstoffen in die Pflanzen ist im Wesentlichen von den folgenden Faktoren abhängig: Bodeneigenschaften, Schadstoff, Pflanzenart, Pflanzenteil, Pflanzensorte und Wachstumsdauer.

Bevor eine Beprobung von Pflanzenmaterial stattfindet, sollte eine Abschätzung der Mobilität bzw. Pflanzenverfügbarkeit der Schwer- und Halbmetalle durch ei-nen Ammoniumnitrat-Extrakt erfolgen (siehe Anhang 1.6). Einen allgemeinen Überblick über die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwer- und Halb-metallen bietet die folgende Tabelle, wobei die fettgedruckten Elemente eine besonders hohe humantoxikologische Relevanz besitzen.

*Tabelle 19: Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwer- und Halbmetallen (nach SAUERBECK 1982 und KABATA-PENDIAS & PENDIAS 2001).*

Element	Mobilität	Transferfaktor
Cd, Tl, Zn, Sb	hoch	1–10
Ni, Cu,	mittel	0,1–1
Pb, Hg, Cr, As, V	gering	0,001–0,1

Sofern ein begründeter Verdacht besteht, dass eine Aufnahme von organischen Schadstoffen (z. B. LCKW, PAK) in Pflanzen stattfindet, sind entsprechende Analysen durchzuführen.

In einem ersten vorbereitenden Schritt zur Probenahme ist eine Erhebung, wel-che Gemüse- und Obstarten in welchen Mengenverhältnissen auf der zu be-trachtenden Flächeneinheit (Standort, Teilfläche, Grundstück) angebaut werden, durchzuführen (s. u.). Auf dieser Grundlage sind anschließend die zu bepro-benden Kulturen auszuwählen.

Zur Erhebung des Pflanzenverzehrs wird ein Fragebogen folgenden Inhalts vor-geschlagen. Erweiterungen bzw. Anpassungen an die jeweilige Fragestellung sind im Einzelfall durchzuführen.

### **Beispiel-Fragebogen: Verzehr von selbstgezogenem Gemüse und Obst**

1. Geben sie an, welche Gemüse- und Obstsorten gemäß Tabelle 20 in Ihrem Garten angebauten und verzehrten werden.
2. Falls Sie über die genannten Sorten hinaus weitere Gemüse- und Obstsorten anbauen und verzehren, geben sie diese bitte zusätzlich an.
3. Geben Sie an, welche Mengen Sie von den selbstgezogenen Sorten wöchentlich bzw. in einer Saison verzehren.

### **Anwendungsfälle**

### **Erhebungen vor der Probenahme**

*Fragebogen zur Erhebung des Verzehrs von selbstgezo­genem Gemüse und Obst*

<b>Gemüse/Obst</b>	<b>verzehrte Menge in kg Frischmasse oder Anzahl in Stück pro <u>Woche</u></b>	<b>verzehrte Menge in kg Frischmasse oder Anzahl in Stück pro <u>Saison</u></b>
z. B. Kürbis	ca. 2 kg, 1 Stück	ca. 30 kg, 15 Stück

Im Zuge der Bodenprobenahme ist des Weiteren eine Abschätzung bzw. Erhebung der Netto-Flächen (= Fläche der Beete bzw. Anbauflächen) durchzuführen, als Grundlage für die Planung der Pflanzenprobenahme. Nach Möglichkeit (d. h. wenn am Standort vorhanden) ist aus jeder Pflanzengruppe zumindest ein repräsentativer Vertreter zu beproben. In der Tabelle 20 sind Obst- und Gemüsearten nach Pflanzengruppen zusammengefasst und weitgehend der humantoxikologischen Relevanz entsprechend absteigend sortiert.

**relevante Anbauarten**

*Tabelle 20: Sechs Pflanzengruppen mit den zugehörigen Obst- und Gemüsearten nach verzehrten und exponierten Pflanzenteilen (modifiziert nach MEKELET al. 2007).*

<b>Obst- &amp; Gemüsegruppen</b>	<b>Zugeordnete Obst- bzw. Gemüsearten</b>
Blattgemüse/ Kohlgemüse/ Lauchgemüse	z. B. Eissalat, Endivie, Feldsalat, Fenchel, Basilikum, Karfiol, Bohnenkraut, Borretsch, Brokkoli, Chicorée, Chinakohl, Dill, Kerbel, Knoblauch, Kohlrabi, Kopfsalat, Kräuter, Kresse, Liebstöckl, Lollo Bianco, Lollo Rosso, Mangold, Oregano, Petersilie, Porree, Radicchio, Kohlsprossen, Rosmarin, Rotkraut, Sauerampfer, Schnittknoblauch, Schnittlauch, Schnittsalat, Spinat, Spitzkohl, Stangensellerie, Weißkraut, Kohl, Zwiebel
Wurzelgemüse	z. B. Knollensellerie, Radieschen, Karotte, Rettich, Rote Rübe, Schwarzwurzel, Spargel
Erdäpfel	Erdäpfel
Fruchtgemüse	z. B. Gurken, Kürbis, Mais, Melanzani, Paprika, Paradeiser, Zucchini, Zuckererbsen
Hülsenfrüchte	z. B. Bohnen, Erbsen, Fisolen, Linsen
Obst	z. B. Mirabelle, Pfirsich, Nektarine, Pflaume, Apfel, Marille, Birne, Brombeere, Erdbeere, Heidelbeere, Blaubeeren, Himbeere, Kirsche, Quitte, Rhabarber, Rote Johannisbeere, Sauerkirsche, Schwarze Johannisbeere, Stachelbeere, Weintraube, weiße Johannisbeere, Zwetschke

Als zusätzliche Entscheidungshilfe für die Auswahl von Pflanzen sind in Tabelle 21 Nahrungspflanzen entsprechend ihres Aufnahmepotenzials für Schwermetalle zusammengefasst.

*Tabelle 21: Zuordnung von Nahrungspflanzen entsprechend ihres Schwermetallaufnahmepotenzials (SAUERBECK 1982).*

<b>Schwermetallaufnahme durch Nahrungspflanzen</b>			
<b>hoch</b>	<b>mäßig</b>	<b>gering</b>	<b>sehr gering</b>
Kopfsalat, Spinat, Mangold, Endivie, Kresse, Karotten, Kohlrabikraut, Rübenblatt,	Rote Rübe, Kohlrabi, Radieschen, Senf, Erdäpfel, Zwiebel	Kohl, Mais, Broccoli, Karfiol, Kohlsprossen, Sellerie, Beerenobst	Bohnen, Erbsen, Melonen, Gurken, Paradeiser, Paprika, Melanzani, Baumobst

Für die Pflanzenprobenahme sind darüber hinaus die folgenden Aspekte zu beachten:

- Bei einer Probenahme für eine grundstücksbezogene Expositionsabschätzung und Risikoanalyse wird die vorhandene Anbaufläche und die Vielfalt der Pflanzen im Allgemeinen limitiert sein. In diesem Fall ist die Durchführung einer repräsentativen Probenahme für den Einzelfall zu erarbeiten und jedenfalls genau zu begründen (Probemenge, Beetgröße etc.).
- Grundsätzlich werden für eine repräsentative Probenahme mindestens drei Proben (je vorhandene Pflanzengruppe zumindest 1 Vertreter) benötigt. Dabei ist generell pro angefangene 200 m<sup>2</sup>-Fläche jeweils mindestens eine Probe zu ziehen.
- Wurde eine Gruppierung von Messwerten bzw. Festlegung von Teilflächen mit ähnlichen Kontaminationsniveaus durchgeführt (siehe Anhang 1.1.3), so ist je Teilfläche mit ähnlichem Kontaminationsniveau wie unter Punkt (b) beschrieben vorzugehen.

**Planung der Probenahme**

Die Pflanzenvertreter sind grundsätzlich im reifen Zustand zu ernten. Bei geringen Probemengen eines oder mehrerer Vertreter ist bei Gleichzeitigkeit des Reifezeitpunkts ein Zusammenmischen von Proben innerhalb einer Pflanzengruppe (siehe Tabelle 20) zulässig.

**Zeitpunkt der Probenahme**

Des Weiteren ist bei der Erstellung des Probenahmenplans zu beachten, dass insgesamt möglichst nicht mehr als drei Erntetermine pro Jahr zur Sammlung der Pflanzenproben erforderlich werden.

**Anzahl der Probenahmen**

Parallel sind, wenn möglich, Referenzproben der ausgewählten Vertreter von nicht kontaminierten Flächen zu entnehmen.

**Referenzproben**

Die Menge und Behandlung je Probe ist von den beprobten Pflanzen abhängig und wird nachfolgend für die genannten Pflanzengruppen angegeben, wobei aber generell Folgendes zu beachten ist:

Behandlung der Frischproben Die Schadstoffmengen sind immer auf die Frischmasse zu beziehen. Die Probemenge muss so bemessen sein, dass sie repräsentativ ist und dass alle gewünschten Parameter in Mehrfachbestimmung analysiert werden können. Darüber hinaus muss noch genügend Material für eine Rückstellprobe vorhanden sein. Als Probenahmegefäße können Materialien wie Glas, Papier, Alu-Folie bzw. Kunststoffsäcke je nach Fragestellung und Schadstoff herangezogen werden. Da die Schadstoffgehalte immer auf Frischmasse bezogen werden, müssen die entnommenen Pflanzenproben frisch, d. h. in einem für den möglichen Verzehr optimalen Zustand im Labor weiterverarbeitet werden. Alternativ kann auch die Frischmasse sofort bestimmt und die Probe bis zur Analyse bei -20 °C tiefgefroren werden. Die Dauer einer möglichen Lagerung hängt vor allem von den Pflanzenproben ab. Bei Blattgemüse und Kräutern ist in jedem Fall ein Wasserverlust (Welken) durch Transpiration während Transport und Lagerung zu vermeiden. Hier ist auch bei einem kurzen Transport eine Kühlung (und gegebenenfalls eine hohe Luftfeuchtigkeit) sinnvoll.

Im Idealfall sollen Mischproben der am häufigsten vorliegenden Pflanze/n einer Pflanzengruppe hergestellt werden, mit einer Probemenge von zumindest 200 g Trockenmasse pro Mischprobe (ÖNORM EN 13804 2002).

**Mischproben**

**Probemenge Blatt- und Kohlgemüse** 200 g Trockenmasse entsprechen z. B. für Salat ca. 4–5 „Hauptl“ pro Mischprobe. Die Gemüseproben werden essfertig aufbereitet, d. h. oberirdische Pflanzenteile, die verzehrt werden, sind damit als Ganzes zu ernten und zu waschen, Wurzeln und anhaftender Boden sind zu entfernen.

**Probemenge Hülsenfrüchte** 200 g Trockenmasse entsprechen für Erbsen ca. 1–2 kg Frischmasse pro Mischprobe. Die Gemüseproben werden essfertig aufbereitet. Bei den Hülsenfrüchten werden die zum Verzehr geeigneten Pflanzenteile geerntet, aus den Hülsen geschält und analysiert.

**Probemenge Kartoffel und Wurzelgemüse** 200 g Trockenmasse entsprechen für Erdäpfel und Karotten ca. 1–2 kg Frischmasse pro Mischprobe. Die Pflanzenproben werden essfertig aufbereitet. Bei Erdäpfeln werden anhängende Triebe, Keime und anhaftender Boden entfernt, sie werden geschält und danach gewaschen. Nur bei Früherdäpfeln kann das Schälen entfallen, wenn zu erwarten ist, dass die Schale mit verzehrt wird. Karotten werden nach Entfernung der oberirdischen Pflanzenteile und des anhaftenden Bodens geschält und gewaschen.

**Probemenge Obst** 200 g Trockenmasse entsprechen z. B. bei Äpfeln ca. 2–3 kg Frischmasse pro Mischprobe. Die Obstproben werden essfertig aufbereitet. Bei Kernobst werden die Blütenansätze, Stiele und Kerne und bei Steinobst Stiele und Kerne entfernt. Bei Beerenobst werden Stängel, Blütenreste und nicht verzehrbare Beeren entfernt. Verschmutztes Obst wird gewaschen.

Die Probenvorbereitung und Analytik sind gemäß geeigneten Regelverfahren unter Berücksichtigung der ÖNORM EN 13804 durchzuführen.

**Analyse anorganischer Schadstoffe** Die Probenvorbereitung und Analyse wird in der ÖNORM EN 13804 beschrieben. Das Pflanzenmaterial wird bei 80 °C getrocknet und gemahlen. Ein homogener Anteil (2 g) wird in einem Glaskolben mittels eines Gemisches von Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) und Perchlorsäure (HClO<sub>4</sub>) unter mehrstündigem Kochen aufgeschlossen. Die Analysen können mittels Atomabsorptions-Spektroskopie (AAS) bzw. ICP durchgeführt werden.

**Analyse organischer Schadstoffe** Das Pflanzenmaterial wird bei 40 °C getrocknet, danach vermahlen. Die Probe wird mittels geeigneter organischer Lösungsmittel (z. B. Cyclohexan zur Bestimmung von PAK) im Ultraschallbad extrahiert, gereinigt und mittels GC-MS analysiert.

Wenn Untersuchungsergebnisse getrennt für verschiedene Obst- bzw. Gemüsearten aus derselben Obst- bzw. Gemüsegruppe (siehe Tabelle 20) vorliegen, so ist eine Gewichtung nach relativer Verzehrmenge innerhalb der Gruppe vorzunehmen. Die gewichteten Mittelwerte der Obst- bzw. Gemüsegruppen sind für die Abschätzung der Exposition nach *Gleichung 4* (siehe Kapitel 8.1.1.4) zu verwenden.

#### **Folgende Normen sind zu beachten:**

ÖNORM EN 13804 (2002): Lebensmittel – Bestimmung von Elementspuren – Leistungskriterien, allgemeine Festlegungen und Probenvorbereitung.

ÖNORM S 2088-2(2000): Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden

## **ANHANG 2: Ergänzende Bemerkungen zu toxikologischen Vergleichswerten und Expositionsparametern**

### **Anhang 2.1 Toxikologische Vergleichswerte**

Die toxikologischen Vergleichswerte (TVW) werden üblicherweise aus Ergebnissen von Tierversuchen mit Einzelsubstanzen ermittelt und geben die allgemein akzeptierte lebenslange Exposition für diesen Schadstoff für einen Menschen an. Dazu sind die Vergleichswerte mit Bewertungsfaktoren (Sicherheitsfaktoren) abgesichert, sodass eine geringfügige Überschreitung nicht zwangsläufig eine Gesundheitsgefährdung zur Folge hat, jedoch zu einem Überdenken der Situation führen soll.

Toxikologische Vergleichswerte treten international und national unter verschiedenen Namen auf (TRD, TDI, RfD etc.), je nach der verfassenden Institution, und sind u. U. nur für bestimmte Situationen zugeschnitten, z. B. auf den Arbeitsplatz oder auf Kontaminationen in Lebensmitteln. Die für diese Arbeitshilfe relevanten sowie einige weitere gebräuchliche Abkürzungen finden sich im Glossar.

#### ***Verschiedene TVW***

#### **Anhang 2.1.1 Vergleichswerte für toxikologische Wirkungen**

Auch wenn die Namen verschieden sind, erfolgt die Ableitung der Vergleichswerte nach dem gleichen Prinzip. Vorerst wird der „Point of Departure“ (POD) bestimmt, d. h. jene höchste Dosis oder Konzentration, für die (zumeist) im Tierversuch gerade noch kein schädlicher Effekt festgestellt wurde. Anders ausgedrückt: bei Dosierungen größer als dieser „Point of Departure“ treten im Tierversuch bereits Abweichungen von den Kontrolltieren auf. Der POD ist zumeist der in der Literatur und in Berichten angegebene „No Observed Adverse Effect Level“ (NOAEL). Neuere Verfahren verwenden statistische Methoden, die an Stelle des NOAELs eine „Benchmark dose“ als POD ermitteln. Für Interessierte sei auf weiterführende Literatur verwiesen (US-EPA 2000).

#### ***Prinzip der Ableitung***

Über die Besonderheiten bei der Ableitung von Vergleichswerten für krebserzeugende und erbgutschädigende Stoffe siehe Anhang 2.1.2.

Um geeignete Vergleichswerte für die Situation beim Menschen (und nicht eines Versuchstiers) unter Berücksichtigung der individuell unterschiedlichen Empfindlichkeit der Menschen zu erhalten, werden Bewertungsfaktoren (BF; auch Sicherheitsfaktoren, variability factors, assessment factors genannt) eingezogen. Diese berücksichtigen die Variabilität zwischen den Spezies, d. h. typischerweise die Unterschiede zwischen Ratte und Mensch, außerdem die Variabilität innerhalb der Spezies Mensch<sup>32</sup> und auch die Vertrauenswürdigkeit und die Vollständigkeit der Datenlage. Der Vergleichswert wird durch die Division NOAEL/Bewertungsfaktoren errechnet.

#### ***Sicherheitsfaktoren***

$$TVW = NOAEL / \text{Produkt der BFs.}$$

<sup>32</sup> Durch die Berücksichtigung der Variabilitäten innerhalb der Spezies Mensch wird garantiert, dass sowohl Menschen aller Altersgruppen, aber auch Menschen unterschiedlicher Gesundheitszustände mit unterschiedlichen biometrischen Daten etc. mitberücksichtigt werden.

Bei guter Datenlage und fehlender toxikologischer Information vom Menschen selbst wird üblicherweise mit einem Gesamt-Bewertungsfaktor von 100 operiert. Bei verlässlichen Daten über Schäden beim Menschen kann dieser Faktor verringert werden, da die Interspezies-Variabilität wegfällt. Bei z. B. schwacher Datenlage kann der Gesamt-Bewertungsfaktor aber auch wesentlich höher als 100 sein. Tabelle 22 gibt Beispiele für solche Sicherheitsfaktoren.

Tabelle 22: Anwendungsbeispiele für Sicherheitsfaktoren (zitiert in HOSFORD 2009).

Betrachteter Bereich	Typische angewendete Sicherheitsfaktoren
Variabilität zwischen verschiedenen Spezies	Ein 10-facher Sicherheitsfaktor wird üblicherweise angewendet bei Ableitung von Tieren zum Menschen
Variabilität innerhalb einer Spezies	Ein 10-facher Sicherheitsfaktor wird üblicherweise angewendet bei Ableitung aufgrund der Variabilität zwischen menschlichen Bevölkerungsgruppen
LOAEL zu NOAEL	Ein 10-facher Sicherheitsfaktor wird üblicherweise angewendet, wenn von einem LOAEL ausgegangen wird, anstatt von einem NOAEL
Datenlücken	Ein Faktor zwischen 3 und 10 wird angewendet, wenn die Datenlage nicht vollständig ist (z. B. fehlende Studien, keine chronischen Bioassays oder keine reproduzierbaren Toxizitätsdaten)
Steile Dosis-Wirkungs-Kurve	Wenn die Dosis-Wirkungs-Kurve sehr steil ist und ein kleiner Fehler in der Ableitung zu dramatischen Konsequenzen führen kann, kann ein zusätzlicher Sicherheitsfaktor angewendet werden

### Anhang 2.1.2 Vergleichswerte für mutagene und krebserzeugende Wirkungen

Toxische Wirkungen sind in aller Regel dosisabhängig. Das heißt, je niedriger die Exposition umso geringer ist die Wirkung. Zumeist gibt es einen Schwellenwert der Dosierung, bei dessen Unterschreitung keine toxische Wirkung zu erwarten ist. Darauf basiert die Errechnung des TVWs aus NOAEL und Bewertungsfaktor (siehe oben).

**kein  
Schwellenwert**

Im Falle einer mutagenen (erbgutschädigenden, gentoxischen) oder krebserzeugenden (kanzerogenen) Wirkung einer Substanz kann jedoch kein Schwellenwert angenommen werden, da zumindest theoretisch bereits einzelne Schadstoff-Moleküle zu einer Mutation der DNA oder zu einer Tumorbildung führen könnten. In diesen Fällen kommen die zwei folgenden Konzepte zur Abschätzung eines toxikologischen Vergleichswertes zur Anwendung.

#### Konzept des akzeptablen Risikos

Der Vergleichswert wird auf Basis eines allgemein als akzeptabel angesehenen, zusätzlichen und sehr geringen Risikos abgeleitet. Dazu wird die Dosis-Tumorrate-Beziehung (zumeist vom Tierversuch erhalten) herangezogen und zu sehr geringen Tumorraten und damit geringen Dosierungen extrapoliert. Hierbei sind verschiedene Verfahren in Verwendung. Oft wird die lineare Extrapolation als konservatives Verfahren angewandt. In den meisten Risikobewertungen für ver-

schiedene Materiengesetze (Chemikalien, Pflanzenschutzmittel etc.) wird ein zusätzliches Risiko von 1 in  $10^5$  bis  $10^6$  exponierten Fällen für vertretbar und die daraus ermittelte Dosis bzw. Konzentration (= TVW) als akzeptabel erachtet. Von MEKEL et al. (2007) wird ein Faktor 1 in  $10^5$  exponierten Fällen verwendet. So wird z. B. auch im Europäischen Raum ein maximales tolerierbares zusätzliches individuelles Krebsrisiko von  $IKR = 10E-5$  angewendet (= ein zusätzlicher Krebsfall pro 100.000 Menschen). Dies gilt z. B. für Deutschland (BA 161a: 1999), Frankreich (MEDD: 10/12/1999 & 08/02/2007), Großbritannien (CLR9TOX1-10: 2002), Italien (D.152/06: 2006), die Niederlande (RIVM 711 701 025: 2001), Norwegen (SFT TA1691: 1999), Spanien (IHOBE: 2005), aber auch für Kanada (Health Canada: 2002), Neuseeland sowie die WHO (M. Younes: 1996) etc.

Die auf dieser Basis abgeleiteten Vergleichswerte für mutagene und krebserzeugende Schadstoffe sind in den Stoffdatenblättern zusammengestellt.

### **Konzept des hohen Bewertungsfaktors**

Aus pragmatischen Erwägungen, da eine Extrapolation von Dosis-Tumorraten-Beziehungen nicht immer möglich oder verlässlich durchführbar ist, wird auch ein zweites Verfahren angewandt: Der „Large Assessment Factor Approach“, wie ihn u. a. die EFSA (EU-Lebensmittel-Agentur) oder auch das Umweltbundesamt (nach MEKEL et al. 2007) verwendet. Ein hoher Sicherheitsfaktor von typisch  $10^4$  wird auf eine Dosis angewandt, die bei 10 % der exponierten Tiere Tumore verursacht.

***Large Assessment  
Factor Approach***

## **Anhang 2.2 Fehlende toxikologische Vergleichswerte**

### **Anhang 2.2.1 Schadstoffe ohne toxikologischen Vergleichswert**

Sind für einen Schadstoff keine toxikologischen Vergleichswerte in den Stoffdatenblättern im Anhang 3 angegeben, so sollte unter Hinzuziehen von ToxikologInnen geprüft werden, ob Daten über die Toxizität des Stoffes in der relevanten, aktuellen Literatur (ab 2010) namhafter Institutionen (vgl. z. B. Anhang 3.1) zu finden sind und die einzelfallspezifische Ableitung eines Vergleichswertes für die allgemein akzeptable Dosis möglich ist.

***Literaturwerte***

### **Anhang 2.2.2 Fehlender toxikologischer Vergleichswert für eine Aufnahmeart**

Für jede Aufnahmeart (oral, dermal, inhalativ) ist der spezifische Vergleichswert dem entsprechenden Stoffdatenblatt im Anhang zu entnehmen. Oftmals liegen dabei jedoch z. B. nur ein oraler oder nur ein inhalativer Vergleichswert vor. Werden beide Vergleichswerte und eventuell auch der für eine dermale Aufnahme benötigt, kann der fehlende Wert unter bestimmten Voraussetzungen abgeschätzt werden.

***Ableitung aus TVW***

Auch diese Ableitung setzt entsprechendes Fachwissen und umfassende toxikologische Kenntnisse voraus und soll nur unter Hinzuziehung von ToxikologInnen durchgeführt werden. Nachfolgend wird zur Veranschaulichung dargestellt wie eine derartige fachkundige Extrapolation durchgeführt werden kann.<sup>33</sup>

### Durchführung einer Extrapolation bei

#### **oral → dermal**

- *fehlendem dermalen Vergleichswert sowie vorhandenem oralen TVW:*  
Anstelle des dermalen wird der orale Vergleichswert genommen. Sind Resorptionsdaten für beide Routen bekannt, können diese zur Korrektur verwendet werden.

$$TVW_{\text{dermal}} \text{ (mg/kg.d)} = TVW_{\text{oral}} \text{ (mg/kg.d)} * R_{\text{oral}}/R_{\text{dermal}}$$

R: Resorption (dimensionslos)

*Interpretation:* Zumeist ist die dermale Resorption geringer als die orale (die Haut wirkt als starke Barriere gegen das Eindringen von Substanzen) und daher kann auf die Haut in diesem Fall eine relativ höhere Dosis einwirken, um gleiche systemische Veränderungen zu bewirken.

#### **oral → inhalativ**

- *fehlendem inhalativen Vergleichswert sowie vorhandenem oralen TVW:*  
Anstelle des inhalativen wird der orale Vergleichswert genommen. Sind Resorptionsdaten für die orale Route oder für beide Routen bekannt, können diese zur Korrektur verwendet werden.

$$TVW_{\text{inhalativ}} \text{ (mg/kg.d)} = TVW_{\text{oral}} \text{ (mg/kg.d)} * R_{\text{oral}}/R_{\text{inhalativ}}$$

R: Resorption (dimensionslos)

*Interpretation:* Die inhalative Resorption  $R_{\text{inhalativ}}$  ist zumeist höher als die orale (die Lunge bietet eine geringe Barriere für den Übertritt von Stoffen aus der Atemluft in das Blut).

$R_{\text{inhalativ}}$  soll daher mit 100 % angenommen werden, sofern nur Daten zur oralen Resorption  $R_{\text{oral}}$  vorliegen.

## Anhang 2.3 Expositionsparameter

### **Datenqualitäten**

Prinzipiell ist zu beachten, dass die Datenqualität von Expositionsparametern mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten und/oder Heterogenitäten behaftet sein kann. Die Heterogenität eines Parameters ergibt sich aus der natürlichen Verteilung des Parameters (z. B. Größenverteilung in der Bevölkerung), woge-

<sup>33</sup> Es ist zu beachten, dass nur Vergleichswerte für systemisch gleiche toxische Wirkungen (also z. B. Veränderungen in der Leber oder dem Nervensystem) von einer Aufnahmeroute zur anderen übertragen werden können; nicht jedoch Vergleichswerte für lokale Wirkungen, wie z. B. Hautreizungen oder Allergisierung im Atemtrakt. Auch können Schadstoffe beim Eintritt z. B. über den Magen-Darm-Trakt anders metabolisiert werden (z. B. bereits durch die Mikroorganismen im Darm) als bei Eintritt über die Lunge oder die Haut. Dies kann zu quantitativ und u. U. auch qualitativ anderen toxischen Wirkungen führen, die eine Extrapolationsmethode nicht rechtfertigen. Vor der Anwendung der Extrapolation sollte somit ein Kenntnis nicht nur der Wirkung sondern auch des Verhaltens des Schadstoffs im Körper vorhanden sein, um diese Methode zu begründen.

gen mit Unsicherheit hier prinzipielle „Wissenslücken“ bzw. eine „unvollständige Datenlage“ gemeint sind: Manche Parameter können relativ leicht direkt gemessen werden (z. B. Körpergewicht, Körperoberfläche, Atemvolumen etc.) und daher mit vergleichsweise hoher Sicherheit angegeben werden, wohingegen andere Parameter nur indirekt bestimmt (durch Befragung) oder abgeschätzt werden können (z. B. Aufenthaltsdauer im Freien bzw. in Innenräumen). Letztere Parameter sind mit einer entsprechend höheren Unsicherheit behaftet. Dazu kommen standortspezifische Parameter (z. B. Bodenart, meteorologische Bedingungen), die das Ergebnis einer Expositionsabschätzung stark beeinflussen können und die entsprechend der Datenlage ebenfalls mit unterschiedlich großen Heterogenitäten bzw. Unsicherheiten behaftet sind. Eine große Unsicherheit kann durch zusätzliche Messungen bzw. Datenerhebung verringert werden, wohingegen die (statistische) Heterogenität der Daten unverändert bleibt.

Diese Heterogenität von gemessenen Daten drückt sich durch eine statistische Verteilung aus (z. B. Normalverteilung), sodass für die Festlegung von Expositionsparametern entschieden werden muss, welche statistische Kenngröße dafür verwendet wird. Prinzipiell kann hier zwischen einem ungünstigen Fall und einem wahrscheinlichen (bzw. realistischen) Fall unterschieden werden (siehe AUH 2000, MEKEL et al. 2007). Für den realistischen Fall wird üblicherweise der Median (bzw. das geometrische Mittel) einer Grundgesamtheit herangezogen.<sup>34</sup>

Für den ungünstigen Fall wird das 5. bzw. 95. Perzentil (je nach betrachtetem Parameter) verwendet (z. B. 5. Perzentil für Körpergewicht; 95. Perzentil für Atemvolumen). Diese Festlegung kann nicht streng wissenschaftlich begründet werden, sondern stellt eine Konvention dar, die im Rahmen eines wissenschaftlich-pragmatischen Diskussionsprozesses als sinnvollste Annäherung betrachtet wird. Die Konvention bezieht sich nicht nur auf die Festlegung, wie der ungünstige bzw. der realistische Fall abgeleitet werden, sondern auch darauf, dass solche Fälle überhaupt festgelegt werden (d. h. dass gewisse Punkte der Kurve zur Abschätzung herangezogen werden). Da es zu denselben Parametern häufig mehrere Studien gibt, die entsprechend unterschiedliche Werte für den Median bzw. die Perzentile ergeben haben, folgt, dass es auch für diese Kardinalpunkte der Kurve eine Bandbreite (mit einem niedrigsten und einem höchsten Wert) gibt.

Bei der Interpretation der Daten ist allgemein zu beachten, dass die Vorgangsweise bei der Risikoanalyse deduktiv und daher darauf ausgerichtet ist, Gefahren für die Gesundheit von Menschen mit hoher Sicherheit auszuschließen. Daher kann auch die Aussage „Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen (humantoxikologisches Risiko) können nicht ausgeschlossen werden“, nicht gleichgesetzt werden mit einem Nachweis, dass entsprechende Wirkungen („ein humantoxikologisches Risiko liegt vor“) auftreten werden.

**Heterogenität  
und Unsicherheiten**

**5 % und 95 %  
Perzentil**

**deduktive  
Vorgangsweise**

---

<sup>34</sup> Das geometrische Mittel hat gegenüber dem arithmetischen Mittel den Vorteil, dass es wesentlich weniger von statistischen Ausreißern beeinflusst wird, und somit eine robustere statistische Kenngröße darstellt.

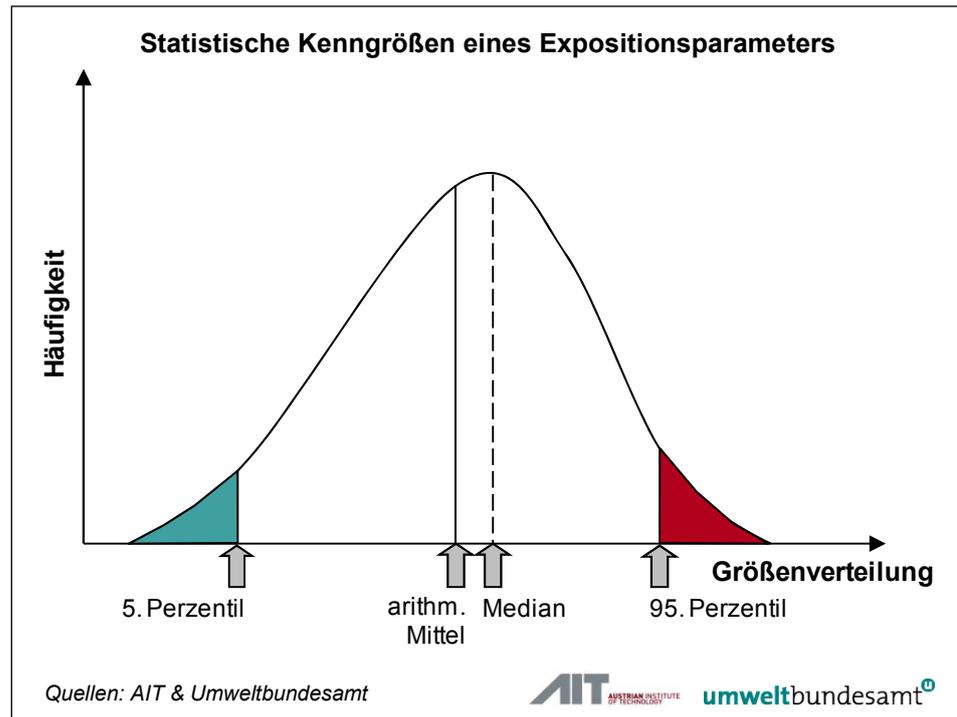


Abbildung 9: Schematische Darstellung einer Verteilungskurve von Größen, aus denen Expositionsparameter abgeleitet werden.  
arithm. Mittel = arithmetisches Mittel

Der Abschätzung der Exposition auf Basis dieser Arbeitshilfe liegen generell folgende konservative Annahmen zugrunde:

**konservative Annahmen**

1. *Biométrische Daten:* Es werden immer die Perzentilwerte (je nachdem das 5. bzw. 95. Perzentil) und nicht die Medianwerte verwendet (vergleiche Kapitel 8.2).
2. *Bioverfügbarkeit:* „konservative Extraktionsmethoden“ (z. B. Königswasserextraktion für Schwermetalle) schließen die Schadstoffe in den Umweltmedien sehr gut auf, sodass auch jene Anteile mitgemessen werden (und somit in die Expositionsgleichungen eingehen), die aufgrund ihrer chemischen oder physikalischen Bindung gar nicht vom Körper aufgenommen werden können.
3. *Mögliche konservative Annahmen aufgrund von Datenlücken:* Alle Daten, die für die Durchführung einer Risikoanalyse erhoben werden, sind mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten belegt. In der Praxis liegt das daran, dass aufgrund von beschränkten Ressourcen nicht beliebig viele Untersuchungen (Probenahmen, Befragungen etc.) durchgeführt werden können. Dementsprechend müssen in den meisten Fällen Annahmen getroffen werden, die üblicherweise „auf der sicheren Seite“ liegen (d. h. konservative Annahmen).

**Überschätzungen**

Es konnte gezeigt werden, dass es bei Verwendung der ungünstigen Fälle für mehrere Expositionsparameter zu einer deutlichen Überschätzung der Exposition im Vergleich zu probabilistischen Risikoabschätzungen kommt (FINLEY & PAUSTENBACH 1994). Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass auch in den toxikologischen Vergleichswerten (z. B. TDI = Tolerable Daily Intake) entsprechende Sicherheitsfaktoren eingerechnet sind. Aus diesem Grund wird empfohlen, gegebenenfalls im Rahmen der Risikoanalyse eine Sensitivitäts- und Bandbreitenanalyse durchzuführen (siehe Kapitel 9.4).

Bei der **Sensitivitätsanalyse** soll herausgefunden werden, welcher Parameter innerhalb seiner Schwankungsbreite den größten Einfluss auf das Ergebnis hat. **Sensitivitäts- und Bandbreitenanalyse**

Über eine **Bandbreitenanalyse** kann die Schwankungsbreite der abgeschätzten Exposition angegeben werden. Anhaltspunkte für mögliche Schwankungsbreiten von biometrischen Daten eines Erwachsenen gibt Tabelle 23 und für ein Kind die Tabelle 24.

Tabelle 23: Bandbreite biometrischer Daten für einen Erwachsenen (MW = Mittelwert, Med = Median, P = Perzentil).

Parameter	MW	Med.	5. P.	95. P.	Quelle
KG (kg)	64	70	55	80	AUH 2000
AR (m <sup>3</sup> /d)    Ruhen	13	–	–	17	LIN 1994*
leichte Aktivität	26	–	–	34	LIN 1994*
mäßige Aktivität	51	–	–	68	LIN 1994*
intensive Aktivität	91	–	–	120	LIN 1994*
bei ganztägiger chronischer Exposition (Langzeit)	13	–	–	18	FINLEY et al. 1994*
KO (cm <sup>2</sup> )    gesamt	1,8	–	–	21.000	US-EPA*
unbedeckte Körperoberfläche (Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße)	0,8	–	–	10.000	US-EPA*
unbedeckte Körperoberfläche (Kopf)	0,1			1.000	US-EPA*

KG = Körpergewicht; AR = Atemrate; KO = Körperoberfläche;

\* in AUH 2000

Tabelle 24: Bandbreite biometrischer Daten für ein Kind (MW = Mittelwert, Med. = Median, P = Perzentil).

Parameter	MW	Med.	5. P.	95. P.	Quelle
KG (kg) <sup>1</sup>	11	11	8,5	13	AUH 2000
AR (m <sup>3</sup> /d) <sup>2</sup> Ruhen	2,9	–	–	3,8	LIN 1994, IHME 1994*
leichte Aktivität	5,8	–	–	7,6	LIN 1994, IHME 1994*
mäßige Aktivität	12	–	–	15	LIN 1994, IHME 1994*
intensive Aktivität	20	–	–	27	LIN 1994, IHME 1994*
bei ganztägiger chronischer Exposition (Langzeit)	5	–	–	7	FINLEY et al. 1994*
KO (m <sup>2</sup> ) <sup>3</sup> gesamt	0,6	–	–	0,7	US-EPA 1989*
unbedeckte Körperoberfläche (Hände, Arme, Kopf, Beine und Füße)	0,37	–	–	0,42	US-EPA 1989*
unbedeckte Körperoberfläche (Kopf)	0,07			0,1	

KG = Körpergewicht; AR = Atemrate; KO = Körperoberfläche

<sup>1</sup> für ein 1,5-jähriges Kind

<sup>2</sup> für ein 1-3-jähriges Kind

<sup>3</sup> für ein 2-3-jähriges Kind

\* in AUH 2000

## ANHANG 3: STOFFDATENBLÄTTER

### Anhang 3.1 Quellen für toxikologische Vergleichswerte

**primäre Quelle für  
toxikologische  
Vergleichswerte**

Im Rahmen dieser Arbeitshilfe wird empfohlen, die in den nachfolgenden „Stoffdatenblättern“ dargestellten toxikologischen Vergleichswerte zu verwenden. Diese Daten wurden zumeist aus der Publikation des deutschen Umweltbundesamtes „Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten“ (Mekel et al. 2007) abgeleitet und wurden mit Daten aus den nachfolgenden Datenbanken aktualisiert bzw. ergänzt.

**weitere Quellen für  
toxikologische  
Vergleichswerte**

- ITER (International Toxicity Estimates for Risk):  
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter> (2011-04-07)
- US-EPA (United States Environmental Protection Agency):  
[http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList&list\\_type=alpha&view=all](http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList&list_type=alpha&view=all) (2011-04-07)
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry):  
[http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr\\_mrls\\_december\\_2009.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_december_2009.pdf) (2011-04-07)
- RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu):  
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf> (2011-04-07).

**im TVW eventuell  
enthaltene  
Resorption**

Zu beachten war dabei, dass die tolerierten resorbierten Dosen TRD vom deutschen Umweltbundesamt, wie der Name sagt, resorbierte Dosierungen bzw. Konzentrationen sind. Falls dem deutschen Umweltbundesamt Resorptionsdaten vorlagen, z. B. über die Hautresorption, wurden diese in die Ableitung des TRD einbezogen. Wenn keine Resorptionsdaten vorlagen, wurde eine vollständige Resorption angenommen. Im Rahmen dieser Arbeitshilfe wurden daher jene TRD-Werte aus dem Werk „Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten“ des Umweltbundesamts (MEKEL et al. 2007), die unter Einbeziehung der Resorption abgeleitet wurden, in Vergleichswerte ohne Resorption umgerechnet, sodass die Werte für einen Vergleich mit der externen Exposition herangezogen werden können.

Dagegen ist die Resorption in den von anderen Institutionen angegebenen Grenzwerten nicht beinhalten. D. h. es wird in den anderen Datenbanken die äußerlich einwirkende Dosis bzw. Konzentration angegeben. Diese kann unmittelbar mit der abgeschätzten Exposition verglichen werden, da diese auch eine äußerlich einwirkende Dosierung bzw. Konzentration ist.

## Anhang 3.2 Verwendung der Stoffdatenblätter

Die Stoffdatenblätter liefern die toxikologischen Vergleichswerte (TVW) für die Ableitung der Risikoindizes (siehe Kapitel 9.2 „Durchführung der Risikoanalyse“). Zu beachten ist, dass für die Abschätzung der Risikoindizes (RI) die TVW noch durch 2 zu dividieren sind, da für die Exposition durch Schadstoffe, die vom exponierten Standort stammen nur eine Ausschöpfung von 50 % vorgesehen ist, um auch mögliche Expositionen aus anderen Quellen zu berücksichtigen (siehe Kapitel 9.3 „Expositionen durch andere Quellen“).

Im Fall von kanzerogenen Stoffen sind zum Teil sowohl der (meist niedrigere) TVW für die kanzerogene Wirkung und der Wert für toxikologische Wirkungen angegeben. In diesem Fall ist der niedrigere Wert für die Ableitung des RI heranzuziehen. Zur Ableitung von TVW für kanzerogene Stoffe siehe Anhang 2.1.2.

### Abkürzungen

**EC** = Äquivalentkohlenstoffzahl (korreliert den Siedepunkt bzw. die gaschromatographische Retentionszeit einer Verbindung mit der Kohlenstoffzahl und dem Siedepunkt bzw. der Retentionszeit der n-Alkane. Die Retentionszeiten werden für eine GC-Trennung mit isothermen Temperaturgradienten auf einer unpolaren GC-Säule bestimmt. Der Verbindung wird eine Kohlenstoffzahl äquivalent zum n-Alkan des entsprechenden Siedepunkts zugeordnet (PÖTZ 2007)).

**k.A.** = keine Angaben (für die jeweilige Substanz zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeitshilfe keine geeigneten TVW oder physikalisch-chemische Daten vor)

**log K<sub>ow</sub>** = Logarithmus des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten. Gibt das Verhältnis bzw. die Verteilung einer Substanz zwischen der organischen Phase (repräsentiert durch Oktanol = organisches Lösungsmittel) und der wässrigen Phase an.

**logK<sub>oc</sub>** = Logarithmus des Organischer Kohlenstoff (OC = organic carbon)-Wasser-Verteilungskoeffizienten. Gibt das Verhältnis bzw. die Verteilung einer Substanz zwischen der organischen Phase (repräsentiert durch OC) und der wässrigen Phase an.

**n.r.** = nicht relevant

*Toxikologische Abkürzungen siehe Glossar!*

<b>Acenaphthen (ACE)</b>							
<b>Toxizität</b>	oral 0,06	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,05	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 2	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	3900	Einheit µg/L	Resorption	Ref. 3			
<b>Dampfdruck</b>	2,9*10 <sup>-1</sup>	Pa	Resorption	3			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	3,92		Resorption	3			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	3,6		Resorption	3			
<b>Eigenschaften</b>	Acenaphthen (ACE) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei Raffinerien und teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren wird ACE als Zwischenprodukt in der chemischen Industrie (z. B. Herstellung von Kunststoffen) verwendet.						
	Für die humantoxikologische Betrachtung sind der orale (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodestaub) relevant. ACE hat generell eine toxische Wirkung auf die Niere (siehe <sup>1</sup> RfD, US-EPA). Außerdem konnten Reizungen der Atemwege sowie der Haut festgestellt werden (siehe <sup>4</sup> TOXNET).						
<b>Referenzen</b>	<sup>1</sup> RfD, US-EPA, 1994: <a href="http://www.epa.gov/iris/subst/0442.htm">http://www.epa.gov/iris/subst/0442.htm</a> (2010-12-27) <sup>2</sup> CR (1 in 10 <sup>5</sup> ), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27) <sup>3</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>4</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-10-27)						

<b>Acenaphthylen (ACY)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,005	Einheit mg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	16100	Einheit µg/L		Ref. 2				
<b>Dampfdruck</b>	8,9*10 <sup>-1</sup>	Pa		2				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	3,94			2				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	3,75			2				
<b>Eigenschaften</b>	Acenaphthylen (ACY) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). ACY wird bei der Destillation und Fraktionierung von Erdöl oder Steinkohleteer erzeugt und tritt somit vorwiegend bei Raffinerien und teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren wird ACY als Zwischenprodukt in der chemischen Industrie (z. B. Herstellung von Kunststoffen) verwendet.							
<b>Referenzen</b>	Für die humantoxikologische Betrachtung sind sowohl der orale (v. a. Aufnahme von Trinkwasser) als auch der inhalative Pfad (v. a. Einatmen von Dämpfen) relevant. Über spezielle toxikologische Wirkungen von ACY liegen keine Daten vor. ACY wirkt mutagen und reizend (Wikipedia). <sup>1</sup> CR (1 in 10 <sup>5</sup> ), RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)							
	<sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)							

Anthracen (ANT)		Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Toxizität</b>	oral 0,04	mg/kg*d		<sup>1</sup>	inhalativ k.A.		
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	73	Einheit		Ref.			
<b>Dampfdruck</b>	8,71*10 <sup>-4</sup>	µg/L		<sup>2</sup>			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	4,45	Pa		<sup>2</sup>			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	4,31			<sup>2</sup>			
<b>Eigenschaften</b>	Anthracen (ANT) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren wird es in der Farbenindustrie verwendet.						
<b>Referenzen</b>	Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodensaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodensaub) relevant. Kurzfristige Aufnahme von ANT kann zu diversen toxischen Wirkungen (Kopfschmerzen, Appetitlosigkeit, Übelkeit, ...) führen; längerfristige Aufnahme führt zu Entzündungen im Magen-Darm-Trakt. Des Weiteren wurden Reizungen der Haut (ANT ist phototoxisch) sowie Reizungen der Augen beobachtet (siehe <sup>3</sup> TOXNET).						

<sup>1</sup> TDI, RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdarm, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven

<sup>2</sup> <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf> (2010-12-27)

<sup>3</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) TOXNET – <http://toxnet.nlm.nih.gov/> (2010-10-27)

<b>Antimon (Sb)</b>					
<b>Toxizität</b>	oral 0,35	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> *a 20 %	Ref. 1	
	inhalativ 0,08 0,02	Einheit µg/m <sup>3</sup> µg/kg*d <sup>b</sup>	Resorption	Ref.	Einheit Resorption Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.		Einheit Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Ref.		
<b>Dampfdruck</b>	133		2		
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r		2		
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r				
<b>Eigenschaften</b>	Antimon (Sb) tritt zumeist als 3-wertiges (Sb(III)) bzw. 5-wertiges (Sb(V)) Element auf, im Alltagsbereich vorwiegend als Antimontrioxid und Antimontrisulfid sowie in Komplexverbindungen. Bei der humantoxikologischen Bewertung ist vor allem der inhalative (Einatmen von Bodestaub) und teilweise auch der orale Pfad (v. a. Aufnahme durch die Nahrung und Verschlucken von Boden und Bodestaub) von Bedeutung. Antimon wirkt sich negativ vor allem auf den Atemtrakt aus; Antimontrioxid reizt die Atemwege und wirkt fibrotisch („Antimonstaublunge“), in Tierversuchen wurden Lungentumore festgestellt. Oral wirkt Antimon toxisch auf das Herz-Kreislauf-System sowie auf den Fötus und führt zu einer verzögerten Körpergewichtsentwicklung.				
<b>Referenzen</b>	<sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer & Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. & Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999 <sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutsches				
<b>Kommentare</b>	<sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt! <sup>b</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m <sup>3</sup> /d				

<b>Arsen (As)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral 450	Einheit ng/kg*d	Resorption <sup>a</sup> *a 100 %	Ref. 1	inhalativ 33,3	Einheit ng/kg*d	Resorption Ref. 2	Einheit Resorption Ref. 2
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.		inhalativ 1,8 0.5	Einheit ng/m <sup>3</sup> ng/kg*d <sup>b</sup>	Ref. 2 2	Einheit Ref. 2
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Ref.					
<b>Dampfdruck</b>	53330	Pa	3					
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r		3					
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Arsen (As) tritt zumeist als 3-wertiges (As(III)) bzw. 5-wertiges (As(V)) Element auf. As(III) ist im Boden die mobilere Erscheinungsform. Organische Arsenverbindungen sind in der Regel von geringerer Bedeutung, zumal ihre Toxizität geringer ist als die anorganischen Formen. As liegt im Boden relativ immobil vor und wird auch von Pflanzen nur in geringen Mengen aufgenommen. Als Aufnahmepfade kommen im Wesentlichen der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Trinken von Wasser sowie pflanzliche Nahrungsmittel) und in weit geringerem Ausmaß der inhalative Pfad vor.</p> <p>Bei der humantoxikologischen Bewertung steht die kanzerogene Wirkung von Arsen im Vordergrund. Beispielsweise wurden durch inhalative Aufnahme am Arbeitsplatz Fälle von Lungentumoren beobachtet, nach oraler Aufnahme von arsenhaltigem Trinkwasser Veränderungen der Haut sowie Tumore der Leber und anderer innerer Organe. Des Weiteren sind durch orale Aufnahme beim Menschen Schädigungen der Haut, des Gastrointestinaltrakts sowie der Leber aufgetreten.</p>							
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Schuhmacher-Wolz, U.; Schneider, K. &amp; Klein, D.: Bewertungsmaßstäbe für Arsen in Böden, Grund- und Trinkwasser: Teil A – Bericht zur toxikologischen Bewertung, Nr. 20661201, Umweltbundesamt Deutschland, Freiburg, 2007</p> <p><sup>2</sup> TRD (Krebsrisiko 1 in 10<sup>5</sup>), Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>3</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>							
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p> <p><sup>b</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>							

<b>Benzin</b>												
<b>Toxizität</b>	oral 3,1	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ 0,4	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 2	dermal n.r.	Einheit	Resorption	Ref. 2
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	dermal k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Resorption	Ref.								
<b>Dampfdruck</b>	17200	Pa		3								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.			4								
<b>logK<sub>oc</sub></b>	k.A.											
<b>Eigenschaften</b>	Bei Benzin handelt es sich um ein Gemisch aus verschiedenen aliphatischen, cycloaliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen (C4–C12). Für die humantoxikologische Betrachtung ist vorwiegend der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) relevant; untergeordnet spielt auch der orale Pfad eine Rolle (Trinken von Wasser). Unabhängig vom Expositionspfad wirkt Benzin v. a. auf das Zentralnervensystem toxisch, allerdings ist die chronische Exposition derzeit noch unzureichend untersucht. Des Weiteren wurden bei akuten Vergiftungen durch Inhalation Reizerscheinungen der Augen sowie des Atemtrakts und Schäden an Lunge, Niere und Gehirn beobachtet. Vergiftungen durch orale Einnahme führen zu Lungenschäden (durch Erbrechen und Aspiration) sowie Reizungen des Magen-Darm-Trakts.											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf">http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf</a> (2010-12-28)</p> <p><sup>2</sup> TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-28)</p> <p>[O'Neil, M.J. (ed.). The Merck Index – An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 13<sup>th</sup> Edition, Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc., 2001., p. 776]</p> <p><sup>4</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>											

<b>Benzo(a)anthracen (BaA)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,5	Einheit µg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	9,4	Einheit µg/L		Ref. 2				
<b>Dampfdruck</b>	2,8*10 <sup>-5</sup>	Pa		2				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	5,76			2				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	5,3			2				
<b>Eigenschaften</b>	Benzo(a)anthracen (BaA) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren wird BaA auch bei Verbrennungsprozessen (z. B. Kohlekraftwerke) in größeren Mengen freigesetzt. BaA gilt als potenziell krebserregend für Menschen. Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodestaub) relevant. Bei chronischer Exposition zu BaA besteht der Verdacht auf vermehrtes Auftreten von Prostatakrebs. Nachgewiesen sind auch Veränderungen des Blutbildes sowie mutagene Wirkungen (siehe <sup>3</sup> TOXNET).							
<b>Referenzen</b>	<sup>1</sup> CR (1 in 10 <sup>5</sup> ), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf</a> (2010-12-27) <sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)							

<b>Benzo(a)pyren (BaP)</b>											
	oral	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Toxizität</b>	k.A.				k.A.				dermal		
									k.A.		
<b>Kanzerogenität</b>	oral	Einheit		Ref.	inhalativ	Einheit		Ref.	dermal		Ref.
	0,0014	µg/kg*d		<sup>2</sup>	0,14	ng/m <sup>3</sup>		<sup>2</sup>	k.A.		
					0,04	ng/kg*d <sup>a</sup>					
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1,6	Einheit		Ref.							
<b>Dampfdruck</b>	7,32*10 <sup>-7</sup>	µg/L		<sup>3</sup>							
<b>logK<sub>ow</sub></b>	6,13	Pa		<sup>3</sup>							
<b>logK<sub>oc</sub></b>	5,95			<sup>3</sup>							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Benzo(a)pyren (BaP) zählt zu den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). BaP ist in Altölen und Teerprodukten häufig zu finden und besitzt hohe Altlastenrelevanz. Zur Beurteilung von PAK-Gemischen wird meist BaP als Leitsubstanz ausgewählt und gemessen. Von den meisten Organisationen wird BaP als potenziell krebserregend eingestuft.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. Unabhängig von der Aufnahmeart steht BaP im Verdacht, die Entstehung diverser Krebsarten (z. B. Darmkrebs, Bauchspeicheldrüsenkrebs, ...) hervorzurufen bzw. zu unterstützen. Im Tierversuch wurde die kanzerogene Wirkung von BaP als isolierte Einzelsubstanz bereits über alle Aufnahmepfade belegt.</p>										
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> RSD (1 in 10<sup>5</sup>), US-EPA, 1994: <a href="http://www.epa.gov/iris/subst/0136.htm">http://www.epa.gov/iris/subst/0136.htm</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> TRD (Krebsrisiko 1 in 105), Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>3</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>										
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>										

<b>Benzo(b)fluoranthen (BbF)</b>												
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	dermal k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,5	Einheit µg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	dermal k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1,5	Einheit		Ref. 2								
<b>Dampfdruck</b>	6,67*10 <sup>-5</sup>	µg/L		2								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	5,78	Pa		2								
<b>logK<sub>oc</sub></b>	5,78			2								
<b>Eigenschaften</b>	Benzo(b)fluoranthen (BbF) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. BbF gilt als potenziell krebserregend für Menschen. Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. Mutagene und krebserregende Eigenschaften wurden für BbF in Tierversuchen nachgewiesen. Ausreichend gesicherte humantoxikologische Daten fehlen, allerdings besteht der Verdacht dass BbF die Entstehung diverser Krebsarten beschleunigen bzw. auslösen kann (siehe <sup>3</sup> TOXNET).											
<b>Referenzen</b>	<sup>1</sup> CR (1 in 10 <sup>5</sup> ), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf</a> (2010-12-27) <sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)											

<b>Benzo(g,h,i)perylen (BghiP)</b>							
<b>Toxizität</b>	oral 0,03	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	0,26	Einheit µg/L	Resorption	Ref. 2			
<b>Dampfdruck</b>	1,33*10 <sup>-8</sup>	Pa	Resorption	2			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	6,63		Resorption	2			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	6,3		Resorption	2			
<b>Eigenschaften</b>	Benzo(g,h,i)perylen (BghiP) zählt zu den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf.						
<b>Referenzen</b>	Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. Generell ist über die humantoxikologische Wirkung von BghiP derzeit noch wenig bekannt; allerdings wurde in Tests eine mutagene Wirkung von BghiP festgestellt.						
	<sup>1</sup> CR (1 in 10 <sup>5</sup> ), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)						
	<sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)						

<b>Benzo(k)fluoranthen (BkF)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,5	Einheit µg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	0,8	Einheit		Ref.				
<b>Dampfdruck</b>	1,29*10 <sup>-7</sup>	µg/L		2				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	6,11	Pa		2				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	5,61			2				
<b>Eigenschaften</b>	Benzo(k)fluoranthen (BkF) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. BkF gilt als potenziell krebserregend für Menschen.							
<b>Referenzen</b>	Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. Die krebserregende Eigenschaft von BkF wurde in Tierversuchen nachgewiesen; ausreichend gesicherte humantoxikologische Daten fehlen aber (siehe <sup>3</sup> TOXNET).							
	<sup>1</sup> CR (1 in 10 <sup>5</sup> ), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)							
	<sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <a href="http://tox.net.nlm.nih.gov/">http://tox.net.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)							
	<sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://tox.net.nlm.nih.gov/">http://tox.net.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)							

<b>Benzol</b>												
<b>Toxizität</b>	oral 0,0005	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ 0,008	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 2	dermal k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,18	Einheit µg/kg*d	Resorption	Ref. 2	inhalativ 0,57	Einheit µg/kg*d	Resorption	Ref. 3	dermal k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1790	Einheit mg/L bei 25 °C	Resorption	Ref. 4			Resorption					
<b>Dampfdruck</b>	1,26*10 <sup>4</sup>	Pa	Resorption	Ref. 4			Resorption					
<b>logK<sub>ow</sub></b>	2,13		Resorption	Ref. 4			Resorption					
<b>logK<sub>oc</sub></b>	1,75		Resorption	Ref. 4			Resorption					
<b>Eigenschaften</b>	Benzol ist eine farblose Flüssigkeit, besteht aus einem Benzolring, hat einen typisch süßlichen Geruch, ist leichtflüchtig und leicht entzündlich sowie nur gering wasserlöslich. Benzol gilt als gesichert krebserregend für den Menschen. Benzol kann sowohl natürlichen Ursprungs sein (es entsteht z. B. bei Verbrennungsprozessen und ist auch Bestandteil von Rohöl) als auch anthropogen in die Umwelt gelangen (findet v. a. in der chemischen Industrie als Ausgangsstoff für diverse synthetische Chemikalien Verwendung, wird bei der Gummierstellung für Schmiermittel und für Farbstoffe etc. verwendet). Bei der humantoxikologischen Betrachtung stehen sowohl der inhalative (Einatmen von Dämpfen) als auch der orale (Trinken von Wasser) Pfad im Vordergrund. Chronische Aufnahme von Benzol hat blutbildverändernde Wirkungen und kann in weiterer Folge zu Leukämie führen. Des Weiteren wurde auch eine Schwächung des Immunsystems (und somit auch eine geringere Krebsresistenz) beobachtet. Zusätzlich konnten für Benzol reproduktionstoxische Wirkungen festgestellt werden (siehe <sup>5</sup> ATSDR).											
<b>Referenzen</b>	<sup>1</sup> MRL, ATSDR, 2009: Minimal Risk Levels, 2009; <a href="http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_december_2009.pdf">http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_december_2009.pdf</a> (2010-12-28), <sup>2</sup> RfD, RSD & RSC (1 in 105), US-EPA 2000: <a href="http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0276.htm">http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0276.htm</a> (2010-12-28) <sup>3</sup> CR (1 in 105), RfM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RfM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-28) <sup>4</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>5</sup> ATSDR, 2007: Toxicological profile for benzene, U.S. Department of health and human services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, 2007; <a href="http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp3.pdf">http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp3.pdf</a> (2010-12-28)											

<b>Blei (Pb)</b>						
<b>Toxizität</b>	oral 2	Resorption <sup>a</sup> *a 50 %	Ref. 1	inhalativ 2,5	Resorption 40 %	Ref. 1
	Einheit µg/kg*d	Einheit µg/kg*d		Einheit µg/kg*d	Einheit µg/kg*d	
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.		Ref. 1	inhalativ k.A.		Ref. 1
	Einheit	Einheit		Einheit	Einheit	
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich		Ref. 2			
<b>Dampfdruck</b>	133		2			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r		2			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r		2			
<b>Eigenschaften</b>	<p>Blei (Pb) tritt zumeist als 2-wertiges (Pb(II)), in technisch hergestellten Verbindungen zusätzlich als 4-wertiges (Pb(IV)) Element auf. Im Altlastenbereich sind sowohl elementares Blei als auch diverse Bleiverbindungen anzutreffen. Mit Ausnahme von Bleiacetaten und -nitraten sind alle Bleiverbindungen schwer wasserlöslich.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind sowohl der orale (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme über Trinkwasser und Nahrung) als auch der inhalative Pfad (Einatmen von Bodestaub) von Bedeutung. Blei zeigt vor allem neurotoxische Effekte, beeinträchtigt die Blutbildung, erhöht den Blutdruck und zeigt reproduktionstoxische Effekte. Untersuchungen an bleiexponierten Arbeitern weisen auf eine schwach erhöhte Tumorraten hin. Für die Resorption von Blei und Bleiverbindungen im Magen-Darm-Trakt spielt die Partikelgröße eine entscheidende Rolle (die Resorption steigt erheblich mit sinkender Partikelgröße).</p>					
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>					
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>					

<b>Cadmium (Cd)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral 500	Einheit ng/kg*d	Resorption <sup>a</sup> *a 5 %	Ref. 1	inhalativ 35 10	Einheit ng/m <sup>3</sup> ng/kg*d <sup>b</sup>	Resorption Ref. 1	Einheit Resorption Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	Ref. 1	inhalativ 0,8 0,2	Einheit ng/m <sup>3</sup> ng/kg*d <sup>b</sup>	Ref. 1	Einheit Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Ref. 2					
<b>Dampfdruck</b>	0	Pa	Ref. 2					
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r							
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Cadmium (Cd) kommt in der Natur ausschließlich in anorganischen Verbindungen in der 2-wertigen Form (Cd(II)) vor. Für den Alltagsbereich sind außerdem Cadmiumsulfide, -chloride, -oxide und Salze verschiedener Fettsäuren relevant.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind der inhalative (Einatmen von Bodenstaub) und der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Nahrung und Trinkwasser) Pfad zu beachten. Bei der inhalativen Aufnahme von Cadmium spielen Auswirkungen auf den Atemtrakt und vor allem die kanzerogene Wirkung eine große Rolle. Des Weiteren reichert sich Cadmium unabhängig vom Aufnahmepfad in inneren Organen (v. a. der Niere) an und führt dort zu Störungen. Neben Nierenschäden können auch Knochenschäden, immuntoxische und negative kardiovaskuläre Effekte sowie Fortpflanzungsbeeinträchtigungen auf Cadmiumexposition zurückzuführen sein.</p>							
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD (Krebsrisiko 1 in 10<sup>5</sup>), Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>							
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p> <p><sup>b</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>							

<b>Chrom (Cr)</b>										
<b>Toxizität</b>	oral 5	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a*</sup>	Ref. 1	inhalativ 14	Einheit ng/kg*d	Resorption	Ref. 1	Einheit Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption <sup>a*</sup>	Ref. 1	inhalativ 0,8 0,2	Einheit ng/m <sup>3</sup> ng/kg*d <sup>a</sup>	Resorption	Ref. 1	Einheit Resorption	Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Resorption <sup>a*</sup>	Ref. 2			Resorption	Ref. 2		
<b>Dampfdruck</b>	0	Pa	Resorption <sup>a*</sup>	Ref. 2			Resorption	Ref. 2		
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r		Resorption <sup>a*</sup>	Ref. 2			Resorption	Ref. 2		
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r		Resorption <sup>a*</sup>	Ref. 2			Resorption	Ref. 2		
<b>Eigenschaften</b>	<p>Chrom (Cr) kommt in der Natur fast ausschließlich in 3-wertiger (Cr(III)) Form vor und gilt als essenzielles Spurenelement mit geringer Toxizität. Im Gegensatz dazu weist die 6-wertige Form (Cr(VI)) eine deutlich höhere Toxizität auf. Chrom-Verbindungen der 6-wertigen Form sind nahezu ausschließlich anthropogenen Ursprungs. Im Altlastenbereich können neben schwer wasserlöslichen Verbindungen auch wasserlösliche Alkalichromate auftreten.</p> <p>Bei der humantoxikologischen Bewertung stehen der inhalative Pfad (Einatmen von Bodestaub) und der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme durch Trinkwasser und Nahrung) im Vordergrund. Durch inhalative Aufnahme von Chrom kommt es v. a. zu Schädigungen der Atemwege. Des Weiteren kann Chrom bei chronischer Exposition zu Nierenfunktionsstörungen führen, 6-wertige Chrom-Verbindungen können Lungenkrebs verursachen. Nach oraler Aufnahme von Chromverbindungen wurden Reizungen des Magen-Darm-Trakts, Nierenschäden und nekrotische Schädigungen der Leber beschrieben.</p> <p>(Dermaler Kontakt kann zu allergischen Reaktionen (Kontaktexzeme) führen; die Wirkung wird kann durch orale Aufnahme von Chrom verstärkt sein.)</p>									
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TRD (Krebsrisiko 1 in 10<sup>5</sup>), Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p> <p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>									
<b>Kommentare</b>										

<b>Chrysen (CHY)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,005	Einheit mg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	2,0	Einheit		Ref.				
<b>Dampfdruck</b>	8,31*10 <sup>-7</sup>	µg/L		2				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	5,81	Pa		2				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	5,26			2				
<b>Eigenschaften</b>	<p>Chrysen (CHY) zählt zu den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. CHY wird von den meisten Organisationen als potenziell krebserregend für Menschen eingestuft.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodensaft), Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodensaft) relevant. Humantoxikologische Daten für CHY liegen keine vor. In Tierversuchen wurden eine Einlagerung der Substanz nach oraler Aufnahme v. a. in das Fettgewebe sowie nachweislich eine krebserregende Wirkung beobachtet. CHY wird auch über die Haut absorbiert und kann Hautkrebs verursachen (siehe <sup>3</sup> TOXNET).</p>							
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> CR (1 in 10<sup>5</sup>), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p> <p><sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)</p>							

<b>Cyanid gesamt (CN<sup>-</sup>)</b>											
<b>Toxizität</b>	oral 10	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a,*</sup>	Ref. 1	inhalativ 14,3	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 70 %	Ref. 1	dermal n.r.	Einheit Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	Ref.	dermal n.r.	Einheit	Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	Bsp. KCN 716	Einheit g/L (25 °C)	Ref. 2								
<b>Dampfdruck</b>	100	Pa	3								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r										
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r										
<b>Eigenschaften</b>	<p>Cyanide (CN) sind Salze der Blausäure (HCN). Blausäure zeichnet sich durch hohe Flüchtigkeit aus. Die meisten CN-Verbindungen sind gut wasserlöslich und somit sowohl im Grundwasser als auch im Boden sehr mobil. Cyanide haben einen typischen Geruch nach Bittermandeln. In vielen Pflanzen sind sie in gebundener Form enthalten (z. B. Obstkerne). Anthropogen gelangen Cyanide vorwiegend im Zuge von Galvanisierungstechniken aus Härtereien und durch die Erzaufbereitung (Cyanidlaugerei) in die Umwelt. Des Weiteren finden sie als Zwischenprodukte in der chemischen Industrie sowie als Schädlingsbekämpfungsmittel Verwendung.</p> <p>Bei der humantoxikologischen Betrachtung steht die inhalative Aufnahme (Einatmen von CN-Dämpfen, Einatmen von Bodenaustaub) im Vordergrund. Des Weiteren kann eine orale Aufnahme (Verschlucken von Boden und Bodenaustaub, Aufnahme über das Trinkwasser) erfolgen. Bei chronischer inhalativer Aufnahme über Dämpfe kommt es vorwiegend zu diversen Reizeffekten, Störungen des Zentralnervensystems und des Verdauungstrakts sowie zu Schilddrüsenvergrößerungen. Eine teratogene Wirkung von Cyaniden wird ebenfalls angenommen.</p>										
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> GESTIS (Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung) – Stoffdatenbank des IFA (Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Unfallversicherung)  <a href="http://biade.itrust.de/biade/lpext.dll?f=templates&amp;fn=main-hit-h.htm&amp;2.0">http://biade.itrust.de/biade/lpext.dll?f=templates&amp;fn=main-hit-h.htm&amp;2.0</a> (2010-12-28)</p> <p><sup>3</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>										
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>										

<b>Dibenz(a,h)anthracen (DbA)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,05	Einheit µg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	2,5	Einheit µg/L		Ref. 2				
<b>Dampfdruck</b>	1,27*10 <sup>-7</sup>	Pa		2				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	6,75			2				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	6,23			2				
<b>Eigenschaften</b>	<p>Dibenz(a,h)anthracen (DbA) zählt zu den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. DbA gilt als potenziell krebserregend für Menschen.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. Die krebserregende Eigenschaft von DbA wurde in Tierversuchen nachgewiesen. Ausreichend gesicherte humantoxikologische Daten fehlen. Allerdings zeigen einzelne Studien, dass DbA möglicherweise eine 10-mal höhere krebsauslösende Wirkung als beispielsweise BaP hat. Vor allem durch die inhalative Aufnahme von Staub steht DbA im Verdacht, die Auslösung von v. a. Lungenkrebs zu beschleunigen bzw. zu verursachen. Des Weiteren wurde eine DNA-schädigende Wirkung diverser Abbauprodukte von DbA beobachtet (siehe <sup>3</sup> TOXNET).</p>							
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> CR (1 in 10<sup>5</sup>), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p> <p><sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)</p>							

<b>Dichlormethan (DCM)</b>												
<b>Toxizität</b>	oral 60	Einheit µg/kg*d	Resorption 100 %	Ref. 1	inhalativ 250	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 60 %	Ref. 1	dermal n.r.	Einheit	Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	dermal k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	13,0	Einheit		Ref.								
<b>Dampfdruck</b>	5,8*10 <sup>4</sup>	g/L		2								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	1,25	Pa		2								
<b>logK<sub>oc</sub></b>	1,44			2								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Dichlormethan ist eine farblose Flüssigkeit, besteht aus 1 Kohlenstoff-, 2 Chlor- und einem Wasserstoffatom, ist leichtflüchtig, relativ gut wasserlöslich und nur unter Anwendung hoher Zündtemperaturen brennbar. Anwendung findet Dichlormethan vorwiegend als Kaltreiniger, Abbeizmittel, Treibmittel, in der Filmerstellung und als Extraktionsmittel.</p> <p>Humantoxikologische Relevanz besitzt vorwiegend der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen). Die Toxizität von DCM beruht nach heutigen Erkenntnissen v. a. auf der Schädigung seines Kohlenmonoxid-Metaboliten. Beobachtet wurden schädigende Wirkungen auf Herz, Zentralnervensystem, Leber und Niere sowie fetotoxische Wirkungen. Sowohl über den inhalativen als auch den oralen Pfad wurde in Tierversuchen eine kanzerogene Wirkung (auf Bronchien, Alveolen und Leber) ersichtlich. Dichlormethan gilt als potenziell krebserregend für Menschen.</p>											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD (Krebsrisiko 1 in 10<sup>5</sup>), Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>											
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p> <p><sup>b</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>											

<b>Ethylbenzol</b>					
<b>Toxizität</b>	oral	Einheit	Resorption	Ref.	
	0,1	mg/kg*d		1	
<b>Kanzerogenität</b>	oral	Einheit	Resorption <sup>a</sup>	Ref.	
	k.A.		mg/m <sup>3</sup>	1	
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	oral	Einheit	Resorption	Ref.	
	k.A.		mg/kg*d	1	
<b>Dampfdruck</b>	inhalativ	Einheit	Resorption <sup>a</sup>	Ref.	
	0,77	mg/m <sup>3</sup>		1	
<b>logK<sub>ow</sub></b>	inhalativ	Einheit	Resorption	Ref.	
	0,22	mg/kg*d		1	
<b>logK<sub>oc</sub></b>	inhalativ	Einheit	Resorption	Ref.	
	k.A.				
<b>Eigenschaften</b>	oral	Einheit	Resorption	Ref.	
	k.A.				
	169	mg/L (25 °C)			
	1,28*10 <sup>3</sup>	Pa			
<b>Referenzen</b>	3,15				
	2,23				
<p>Ethylbenzol ist eine farblose, aromatisch riechende Flüssigkeit und findet als Lösungsmittel für Farben, in der Kunststoffherstellung und bei der Herstellung diverser Chemikalien Verwendung. Des Weiteren wird es Benzin zur Erhöhung der Klopfestigkeit beigemischt.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung stehen sowohl der inhalative (Einatmen von Dämpfen) als auch der orale (Trinken von Wasser) Pfad im Vordergrund. Neben toxischen Wirkungen auf das Zentralnervensystem kann chronische Aufnahme von Ethylbenzol Schäden an Leber und Niere hervorrufen.</p>					
<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001  <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-28)</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p> <p><sup>3</sup> US-EPA, Technical fact sheet on Ethylbenzene  <a href="http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/voc/tech/ethylben.pdf">http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/voc/tech/ethylben.pdf</a> (2010-12-28)</p>					
<p><b>Kommentare</b></p> <p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>					

Fluoranthren (FLT)		oral	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ	Einheit	Resorption	Ref.	dermal	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Toxizität</b>		<b>0,04</b>	mg/kg*d		<sup>1</sup>	<b>k.A.</b>				<b>k.A.</b>			
<b>Kanzerogenität</b>		<b>0,005</b>	mg/kg*d		<sup>2</sup>	<b>k.A.</b>				<b>k.A.</b>			
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>		<b>260</b>	Einheit		Ref.								
<b>Dampfdruck</b>		<b>1,23*10<sup>-3</sup></b>	µg/L		<sup>3</sup>								
<b>logK<sub>ow</sub></b>		<b>5,16</b>	Pa		<sup>3</sup>								
<b>logK<sub>oc</sub></b>		<b>4,8</b>			<sup>3</sup>								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Fluoranthren (FLT) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. Für die humantoxikologische Betrachtung ist vorwiegend der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodenaufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) aber auch der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenaufnahme) relevant. FLT zeigt vorwiegend toxische Wirkung auf die Leber (z. B. Vergrößerung) und führt zu negativen Veränderungen im Blutbild (siehe <sup>1</sup> RfD, US-EPA). FLT-Metaboliten stehen im Verdacht, mutagene Wirkungen auszuüben (siehe <sup>4</sup> TOXNET).</p>												
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> RfD, US-EPA, 1993: <a href="http://www.epa.gov/iris/subs/0444.htm">http://www.epa.gov/iris/subs/0444.htm</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> CR (1 in 105), RfM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Apeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RfM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>3</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p> <p><sup>4</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-27)</p>												

<b>Fluoren (FLU)</b>							
<b>Toxizität</b>	oral 0,04	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 1, 2	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1690	Einheit µg/L	Resorption	Ref. 3			
<b>Dampfdruck</b>	8*10 <sup>-2</sup>	Pa		3			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	4,18			3			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	3,7			3			
<b>Eigenschaften</b>	<p>Fluoren (FLU) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei Raffinerien und teerölkontaminierten Standorten auf. FLU wird außerdem zur Herstellung von Farb- und Kunststoffen verwendet.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. FLU kann negative Veränderungen des Blutbildes hervorrufen (Verminderung der Anzahl der roten Blutkörperchen, siehe <sup>1</sup> RfD, US-EPA).</p>						
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> RfD, US-EPA, 1990: <a href="http://www.epa.gov/iris/subst/0435.htm">http://www.epa.gov/iris/subst/0435.htm</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> TDI, RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>3</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>						

Indeno(1,2,3-c,d)pyren (IND)												
Toxizität	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	dermal k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
Kanzerogenität	oral 0,5	Einheit µg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	dermal k.A.	Einheit		Ref.
Löslichkeit in H <sub>2</sub> O	0,19	Einheit µg/L		Ref. 2								
Dampfdruck	4,44*10 <sup>-7</sup>	Pa		2								
logK <sub>ow</sub>	6,7			2								
logK <sub>oc</sub>	6,2			2								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Indeno(1,2,3-c,d)pyren (IND) zählt zu den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren ist es als Bestandteil im Rohöl vorhanden. IND gilt als potenziell krebserregend für Menschen. Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) relevant. Im menschlichen Organismus reichert sich IND v. a. im Fettgewebe an. Die krebserregende Wirkung von IND wurde in Tierversuchen eindeutig nachgewiesen. Humantoxikologische Daten liegen derzeit noch keine vor. In Tests wurde auch eine mutagene Wirkung von IND festgestellt.</p>											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> CR (1 in 10<sup>5</sup>), RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appelboom, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/71.170.1025.pdf</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>											

<b>KW aliphatisch EC5-EC8</b>								
<b>Toxizität</b>	oral 2000	Einheit µg/kg*d	Resorption Ref. 1	inhalativ 18.4*10 <sup>3</sup> 5.3*10 <sup>3</sup>	Einheit µg/m <sup>3</sup> µg/kg*d <sup>a</sup>	Resorption Ref. 1 1	dermal k.A.	Einheit Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	dermal k.A.	Einheit Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Ref. 2					
<b>Dampfdruck</b>	k.A.							
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.							
<b>logK<sub>oc</sub></b>	k.A.							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Kurzkettige (C5–C8) aliphatische (geradlinige, verzweigte oder zyklische) Kohlenwasserstoffe zeichnen sich durch hohe Flüchtigkeit und gute Wasserlöslichkeit (im Sinne der Ausbildung von Fahnen im Grundwasser) aus.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind daher v. a. der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) sowie der orale Pfad (Trinken von kontaminiertem Wasser) relevant. Aus Tierversuchen bestehen einige Verdachtsmomente dass diese KW-Fraktion krebserregend ist; humantoxikologische Daten fehlen derzeit noch. Akute Vergiftung durch Einatmen von hohen Konzentrationen (20.000 ppm in 5 Minuten) können zu Bewusstlosigkeit und sogar zum Tod führen. Inhalative Aufnahme von geringeren Konzentrationen führt zu Reizungen der Augen und des Atemtrakts und Gefäßweiterungen. Sowohl nach inhalativer als auch oraler Aufnahme können Störungen des Zentralnervensystems (Schwindel, Orientierungslosigkeit, ...) auftreten. Orale Aufnahme kann außerdem Schädigungen von Leber und Niere verursachen. Zu beachten ist auch, dass in dieser KW-Fraktion (z. B. bei Benzin) auch andere toxische Stoffe (z. B. BTEX, Naphthalin) enthalten sein können.</p>							
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)</p> <p><sup>2</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/(2010-12-29)">http://toxnet.nlm.nih.gov/(2010-12-29)</a>                      [O'Neil, M.J. (ed.). The Merck Index – An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 13th Edition, Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc., 2001., p. 776]</p>							
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>							

<b>KW aliphatisch EC8-EC16</b>					
<b>Toxizität</b>	oral 100	Einheit µg/kg*d	Resorption 1	Ref. 1	
			Einheit µg/m <sup>3</sup>	Resorption 1	Ref. 1
			Einheit µg/kg*d <sup>a</sup>	Resorption 1	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	inhalativ k.A.	Resorption Ref.	Einheit Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	inhalativ k.A.	Resorption Ref.	Einheit Ref.
<b>Dampfdruck</b>	k.A.				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	k.A.				
<b>Eigenschaften</b>	<p>Kurz- bis mittelkettige (C8-C16) aliphatische (geradlinige, verzweigte oder zyklische) Kohlenwasserstoffe zeichnen sich durch teilweise hohe Flüchtigkeit und relativ gute Wasserlöslichkeit (im Sinne der Ausbildung von Fahnen im Grundwasser) aus.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung steht daher v. a. der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Trinken von kontaminiertem Wasser) im Vordergrund. Des Weiteren ist auch der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen, Einatmen von Bodenstaub) relevant. Orale Aufnahme kann zu Reizerscheinungen im Magen-Darm-Trakt bis hin zu blutigem Durchfall und Erbrechen führen. Des Weiteren wurden Atemnot sowie Schädigungen der Lunge beobachtet. Schwere Vergiftungen können zum Tod führen. Inhalativ aufgenommen wurden Reizungen der Atemwege sowie Störungen des Zentralnervensystems beobachtet (Schwindel, Orientierungslosigkeit, Verwirrtheit, motorische Störungen, ...). Schwere Vergiftungen können zum Tod durch Atemlähmung führen. Unabhängig vom Aufnahmepfad wurden sowohl Schädigungen innerer Organe (z. B. Leber, Niere) als auch des Knochenmarks beobachtet.</p>				
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)</p> <p><sup>2</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/(2010-12-29)">http://toxnet.nlm.nih.gov/(2010-12-29)</a> [Budavari, S. (ed.). The Merck Index – Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. Rahway, NJ: Merck and Co., Inc., 1989., p. 834]</p>				
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>				

<b>KW aliphatisch EC16–EC35</b>										
<b>Toxizität</b>	oral 2000	Einheit µg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.	Resorption	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	Resorption	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	k.A.	Einheit	Resorption	Ref.						
<b>Dampfdruck</b>	k.A.									
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.									
<b>logK<sub>oc</sub></b>	k.A.									
<b>Eigenschaften</b>	<p>Mittelkettige (C16–C35) aliphatische (geradlinige, verzweigte oder zyklische) Kohlenwasserstoffe sind mittel- bis schwerflüchtig und relativ gut bis schwer wasserlöslich (im Sinne der Ausbildung von Fahnen im Grundwasser).</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung steht daher v. a. der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodensaub, Trinken von kontaminiertem Wasser eher weniger) im Vordergrund. Des Weiteren ist auch der inhalative Pfad (Einatmen von Bodensaub) relevant.</p> <p>Derzeit liegen über die spezifischen toxikologischen Wirkungen dieser KW-Fraktion noch keine geeigneten Daten vor.</p>									
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P. J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdarm, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001  <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)</p>									

<b>KW aliphatisch &gt; EC35</b>							
<b>Toxizität</b>	oral 20*10 <sup>3</sup>	Einheit µg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	k.A.	Einheit	Resorption	Ref.			
<b>Dampfdruck</b>	k.A.						
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.						
<b>logK<sub>oc</sub></b>	k.A.						
<b>Eigenschaften</b>	Langkettige (> C35) aliphatische (geradlinige, verzweigte oder zyklische) Kohlenwasserstoffe sind nicht flüchtig und schwer wasserlöslich (im Sinne der Ausbildung von Fahlen im Grundwasser).						
	Für die humantoxikologische Betrachtung steht daher der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodenstaub) im Vordergrund. Auch der inhalative Pfad (Einatmen von Bodenstaub) ist relevant.						
	Derzeit liegen über die spezifischen toxikologischen Wirkungen dieser KW-Fraktion noch keine geeigneten Daten vor.						
<b>Referenzen</b>	1 TDI & TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)						

<b>KW aromatisch EC5–EC9</b>										
<b>Toxizität</b>	oral 200	Einheit µg/kg*d	Resorption 1	Ref. 1	inhalativ 400 114,3	Einheit µg/m <sup>3</sup> µg/kg*d <sup>a</sup>	Resorption 1 1	Ref. 1 1	Einheit dermal k.A.	Resorption Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	dermal k.A.	Einheit Ref.	Resorption Ref.	
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	z. B. BTEX	Einheit	Ref.							
<b>Dampfdruck</b>	160-1790	mg/L								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.									
<b>logK<sub>oc</sub></b>	1,25-2,60. 0,89-2,22									
<b>Eigenschaften</b>	<p>Niedrigmolekulare (C5–C9) aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. BTEX) zeichnen sich durch hohe Flüchtigkeit und relativ gute Wasserlöslichkeit (im Sinne der Ausbildung von Fahnen im Grundwasser) aus.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind daher v. a. der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) sowie der orale Pfad (Trinken von kontaminiertem Wasser) relevant.</p> <p>Derzeit liegen über die spezifischen toxikologischen Wirkungen dieser KW-Fraktion noch keine geeigneten Daten vor.</p>									
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001  <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)</p>									
<b>Kommentare</b>	<sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m <sup>3</sup> /d									

<b>KW aromatisch EC9–EC16</b>											
<b>Toxizität</b>	oral 40	Einheit µg/kg*d	Resorption 1	Ref. 1	inhalativ 200 57,1	Einheit µg/m <sup>3</sup> µg/kg*d <sup>a</sup>	Resorption 1 1	Ref. 1 1	Einheit k.A.	Resorption 1 1	Ref. 1 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	Ref.	Einheit k.A.	Ref.	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	z. B. PAK <sup>b</sup>		Einheit	Ref.							
<b>Dampfdruck</b>	73-31500	µg/L									
<b>logK<sub>ow</sub></b>	k.A.										
<b>logK<sub>oc</sub></b>	3,4-5,1 3,30-5,04										
<b>Eigenschaften</b>	<p>Mittelmolekulare (C9–C16) aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Naphthalin, Fluoranthen) zeichnen sich teilweise durch hohe Flüchtigkeit und relativ gute Wasserlöslichkeit (im Sinne der Ausbildung von Fahnen im Grundwasser) aus. Mit zunehmender C-Zahl nehmen diese Eigenschaften der Substanzen tendenziell ab.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung können daher prinzipiell alle Pfade (außer Aufnahme über Nahrungsmittel) relevant sein; d. h. der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen, Einatmen von Bodestaub), der orale Pfad (Trinken von kontaminiertem Wasser, Verschlucken von Bodestaub) sowie der dermale Pfad (an der Haut haftender Boden).</p> <p>Derzeit liegen über die spezifischen toxikologischen Wirkungen dieser KW-Fraktion noch keine geeigneten Daten vor.</p>										
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001  <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)</p>										
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d  <sup>b</sup> Werte berücksichtigt für NAP, ACY, ACE, FLU, ANT, PHE, PYR, FLT</p>										

<b>KW aromatisch EC16–EC35</b>							
<b>Toxizität</b>	oral 30	Einheit µg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	z. B. PAK <sup>a</sup> 0,19-14	Einheit µg/L	Resorption	Ref.			
<b>Dampfdruck</b>	k.A.						
<b>logK<sub>ow</sub></b>	5,7-7,1						
<b>logK<sub>oc</sub></b>	5,60-6,89						
<b>Eigenschaften</b>	<p>Hochmolekulare (C16-C35) aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Benzo(a)pyren) sind generell nicht flüchtig und prinzipiell eher schlecht wasserlöslich (im Sinne der Ausbildung von Fahnen im Grundwasser).</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung stehen daher der inhalative Pfad (Einatmen von Bodestaub), der orale Pfad (Verschlucken von Bodestaub) sowie der dermale Pfad (an der Haut haftender Boden) im Vordergrund.</p> <p>Derzeit liegen über die spezifischen toxikologischen Wirkungen dieser KW-Fraktion noch keine geeigneten Daten vor.</p>						
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001  <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-29)</p>						
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Werte berücksichtigt für BaA, CHY, BaP, BbF, BkF, DBA, IND, BghiP</p>						

<b>Kupfer (Cu)</b>		oral	Resorption <sup>a</sup> *	Ref.	inhalativ	Resorption	Ref.	dermal	Resorption	Ref.
<b>Toxizität</b>	Einheit	0,14	mg/kg*d	1	0,001 0,0003	mg/m <sup>3</sup> mg/kg*d <sup>a</sup>	1 1	k.A.		
<b>Kanzerogenität</b>	Einheit	oral k.A.	Einheit	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	dermal k.A.	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	Einheit	unlöslich		Ref.						
<b>Dampfdruck</b>		0	Pa	2						
<b>logK<sub>ow</sub></b>		n.r		2						
<b>logK<sub>oc</sub></b>		n.r								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Kupfer (Cu) tritt in der Natur häufig als Mineralbestandteil, aber auch in elementarer Form auf. Anthropogen verursacht gelangt Kupfer v. a. durch Deponierung von Industrie- und Haushaltsabfällen, Abwasserschlämme und als Bestandteil von Pestiziden in die Umwelt.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme über Nahrungsmittel) aber auch der inhalative (Einatmen von Bodestaub) Pfad relevant. Kupfer ist für den Menschen ein essenzielles Element; negative Auswirkungen auf den menschlichen Organismus entstehen zumeist nur bei Personen, die unter krankhaften Veränderungen der Aufnahmemechanismen leiden oder deren körpereigenes Abwehrsystem unzureichende Reparaturfunktionen besitzt. Zu Anreicherungen kommt es dann vorwiegend in der Leber. Über die Blutbahn wird es zudem vor allem zu den Muskeln und ins Gehirn weiterverteilt. Daten zu chronischen Auswirkungen von Cu auf den menschlichen Organismus existieren nur wenige. In Tierversuchen konnten aber Gewichtsverlust nach oraler Aufnahme und negative Auswirkungen auf den Atemtrakt sowie immunotoxische Wirkungen nach inhalativer Aufnahme festgestellt werden. Dermaler Kontakt kann allergische Reaktionen (Kontaktdermatitis) hervorrufen.</p>									
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TDI &amp; TCA, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf">http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf</a> (2010-12-28)</p> <p><sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>									
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>									

<b>Naphthalin (NAP)</b>							
<b>Toxizität</b>	oral	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	Resorption	Ref.
	0,02	mg/kg*d		1	dermal		1
<b>Kanzerogenität</b>	oral	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	Resorption	Ref.
	k.A.				k.A.		
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	31000	Einheit	Ref.				
	1,13*10 <sup>1</sup>	µg/L	2				
	3,3	Pa	2				
	2,96		2				
<b>Dampfdruck</b>							
<b>logK<sub>ow</sub></b>							
<b>logK<sub>oc</sub></b>							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Naphthalin (NAP) ist ein leicht flüchtiger, bicyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff, der aus zwei kondensierten Benzolringen besteht. Bei reinem Naphthalin handelt es sich um ein farbloses Pulver mit charakteristischem aromatischem Geruch. NAP wird bei der Destillation und Fraktionierung von Petroleum oder Steinkohlenteer erzeugt und tritt somit häufig bei Raffinerien sowie teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren wird NAP als Ausgangsprodukt für diverse Erzeugnisse der chemischen Industrie sowie in gelöster Form als Lösungsmittel und Kraftstoffzusatz verwendet. Früher wurde NAP auch für Mottenkugeln verwendet. Einige Gesundheitsorganisationen (US-EPA, IARC etc.) bezeichnen NAP als potenziell krebserregend für Menschen.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind sowohl der orale (v. a. Aufnahme von Trinkwasser) als auch der inhalative Pfad (v. a. Einatmen von Dämpfen) relevant. Unabhängig vom Aufnahmeort wirkt NAP (bzw. seine Metaboliten) schädigend auf das Blutbild (verursacht hämolytische Anämie – Blutarmut – schädigt die roten Blutkörperchen). Orale Aufnahme führt zu Magen-Darm-Störungen, Atemlähmung sowie Schäden von Niere und Leber. Des Weiteren bewirkt NAP eine Schädigung der Hornhaut (grauer Star). Inhalativ aufgenommen bewirkt NAP häufig Schleimhautreizungen im Atemtrakt sowie Kopfschmerzen, Übelkeit, Erbrechen und Verwirrheitszustände. Dermaler Kontakt kann zu Hautreizungen und -entzündungen führen.</p>						
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> RfD und RfC, US-EPA, 1998: <a href="http://www.epa.gov/iris/subst/0436.htm">http://www.epa.gov/iris/subst/0436.htm</a> (2010-12-27)</p> <p>US-EPA, 1998: Toxicological review of Naphthalene, CAS No. 91-20-3, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., 1998 <a href="http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0436tr.pdf">http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0436tr.pdf</a> (2010-12-27)</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>						
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>						

n-Hexan		oral	Einheit	Resorption <sup>a</sup> *	Ref.	inhalativ	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Toxizität</b>		k.A.				0,7	mg/m <sup>3</sup>		1	dermal		
						0,2	mg/kg*d <sup>a</sup>		1	k.A.		
<b>Kanzerogenität</b>		oral	Einheit		Ref.	inhalativ	Einheit		Ref.	dermal		Ref.
		k.A.				k.A.				k.A.		
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>		9,5	mg/L (25 °C)		1							
<b>Dampfdruck</b>		16000	Pa		2							
<b>logK<sub>ow</sub></b>		4,01			2							
<b>logK<sub>oc</sub></b>		2,9			1							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Bei n-Hexan handelt es sich um eine zu den gesättigten Kohlenwasserstoffen zählende Verbindung mit der Summenformel C<sub>6</sub>H<sub>14</sub>. n-Hexan ist eine farblose, leicht nach Benzin riechende, in Wasser unlösliche Flüssigkeit. Verwendung findet n-Hexan als Lösungsmittel und Ausgangsstoff für weitere chemische Verbindungen (auch Herstellung von Kunststoffen) sowie als Verdünnungsmittel für Lacke, Farben und Klebstoffe und als Elutions- und Lösungsmittel.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung ist vorwiegend der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) relevant; untergeordnet spielt auch der orale Pfad eine Rolle (Trinken von Wasser). Für die chronische Aufnahme von n-Hexan über den oralen Pfad liegen keine humantoxikologischen Daten vor; in Tierversuchen zeigte n-Hexan vorwiegend neuropathologische Wirkungen. Chronische inhalative Aufnahme führt zu dauerhaften Schädigungen des Zentralnervensystems.</p>											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> RfC, US-EPA, 2005: <a href="http://www.epa.gov/ncealiris/subst/0486.htm">http://www.epa.gov/ncealiris/subst/0486.htm</a> (2010-12-28)                  US-EPA, 2005: Toxicological review of n-Hexane, CAS No. 110-54-3, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., 2005 <a href="http://www.epa.gov/ncealiris/toxreviews/0486tr.pdf">http://www.epa.gov/ncealiris/toxreviews/0486tr.pdf</a> (2010-12-28)  <sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)  <sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m<sup>3</sup>/d</p>											
<b>Kommentare</b>												

<b>Nickel (Ni)</b>										
<b>Toxizität</b>	oral 1,3	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 6 %	Ref. 1	inhalativ 2,9	Einheit ng/kg*d	Resorption	Einheit	Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.	Einheit		Einheit		Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit		Ref.						
<b>Dampfdruck</b>	10			2						
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r			2						
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r									
<b>Eigenschaften</b>	Nickel (Ni) kommt in der Natur ubiquitär als Spurenelement vor. Im Alltagsbereich treten sowohl lösliche Nickelsulfate und -chloride als auch schwer lösliche Nickelsulfide und -oxide auf.									
<b>Referenzen</b>	Für die humantoxikologische Betrachtung sind der inhalative (Einatmen von Bodenstaub) sowie der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme über Nahrungsmittel) Pfad relevant. Inhalativ wirkt sich Nickel v. a. schädigend auf den Atemtrakt aus und führt zu Rhinitis, chronischer Bronchitis, reduzierter Lungenfunktion und Emphysemen (übermäßige permanente Luftansammlungen z. B. in den Lungenalveolen). Des Weiteren können inhalativ aufgenommene Nickelverbindungen zu Tumoren des Atemtrakts führen. Unabhängig vom Aufnahmepfad (oral und/oder inhalativ) stehen Nickelverbindungen auch im Verdacht, reproduktionstoxische und teratogene Wirkungen hervorzurufen. Dermaler Kontakt zu Nickel kann allergische Reaktionen (Kontaktdermatitis und Hautekzeme) hervorrufen.									
<b>Kommentare</b>	<sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer & Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. & Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999 <sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!									

Phenanthren (PHE)							
<b>Toxizität</b>	oral 0,04	Einheit mg/kg*d	Resorption	Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1150	Einheit µg/L	Resorption	Ref. 2			
<b>Dampfdruck</b>	1,61*10 <sup>-2</sup>	Pa	Resorption	2			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	4,46		Resorption	2			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	4,35		Resorption	2			
<b>Eigenschaften</b>	Phenanthren (PHE) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und tritt somit vorwiegend bei Raffinerien und teerölkontaminierten Standorten auf. Des Weiteren wird es in der chemischen Industrie zur Synthese von Farbstoffen verwendet. Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodensaure, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodensaure) relevant. Über spezielle toxikologische Wirkungen von PHE liegen keine Daten vor. PHE reizt die Augen und die Haut (Wikipedia).						
<b>Referenzen</b>	<sup>1</sup> TDI, RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27) <sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)						

<b>Polychlorierte Biphenyle (PCB)</b>									
<b>Toxizität</b>	oral 15	Einheit ng/kg*d	Resorption <sup>a</sup> a 100 %	Ref. 1	inhalativ 300 85,7	Einheit ng/m <sup>3</sup> ng/kg*d <sup>a</sup>	Resorption Ref. 1 1	Einheit Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Ref.	Einheit Resorption	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	sehr gering/variabel – je weniger Chlor, umso löslicher (2,7-3500 ppb)								
<b>Dampfdruck</b>	variabel – je weniger Chlor, umso flüchtiger								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	variabel – je weniger Chlor, umso kleiner (3,76-Biphenyl – 8,26-Cl10-PCBs)								
<b>logK<sub>oc</sub></b>	Ref. 2, 4 3 4								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind ausschließlich synthetisch hergestellte Verbindungen ohne natürliches Vorkommen. Diese Stoffgruppe enthält insgesamt 209 verschiedene Verbindungen, die sich v. a. durch Anzahl und Lage der Chloratome unterscheiden. Bedingt durch das technische Herstellungsverfahren sind in PCBs auch geringe Mengen an chlorierten Naphthalinen und polychlorierten Dibenzofuranen enthalten. PCBs sind generell sehr lipophil und schlecht abbaubar.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung ist sowohl die inhalative (Einatmen von Dämpfen, Einatmen von Bodenaufschwimmungen) als auch die orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme durch Nahrung) Aufnahme von Bedeutung. PCBs reichern sich aufgrund ihrer Lipophilie beim Menschen v. a. im Fettgewebe, im Blutserum und in der Muttermilch an. Nach nahrungsbedingter Aufnahme von PCBs traten bei Menschen Schädigungen von Haut, Nervensystem und Leber sowie immunologische Effekte auf. Bei Kindern von PCB-exponierten Müttern wurden ebenfalls Schädigungen beobachtet. Nach inhalativer Aufnahme konnten leber- und hautschädigende Wirkungen beobachtet werden. Auch eine krebs-erregende Wirkung in Tierversuchen (v. a. Tumore in der Leber) ist bereits nachgewiesen. PCBs stehen auch beim Menschen im Verdacht Tumore auszulösen. Da es sich bei PCBs um mehrere Stoffe mit teils unterschiedlichen Eigenschaften handelt, variiert auch deren Toxizität bzw. deren Akkumulation sowie Wirkung auf unterschiedliche Körperfunktionen.</p>								
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-28)</p> <p>[IARC. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. Geneva: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, 1972-PRESENT. (Multivolume work). Available at: <a href="http://monographs.iarc.fr/index.php">http://monographs.iarc.fr/index.php</a> p. V18 49 (1978)]</p> <p><sup>3</sup> TOXNET – <a href="#">web</a> (s. o.); [USEPA; Drinking Water Criteria Document for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). ECAO-CIN-414 p. II-15,16 (1987)]</p> <p><sup>4</sup> TOXNET – <a href="#">web</a> (s. o.); [USEPA; Drinking Water Criteria Document for Polychlorinated Biphenyls (PCBs) p.II-16 (1987) ECAO-CIN-414]</p>								
<b>Kommentare</b>	<sup>a</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m <sup>3</sup> /d								

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD-F)													
Toxizität	oral 0,001	Einheit	ng/kg*d	Resorption	Ref. 1	Einheit	inhalativ k.A.	Resorption	Ref.	Einheit	dermal k.A.	Resorption	Ref.
Kanzerogenität	oral k.A.	Einheit	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	inhalativ k.A.	Resorption	Ref.	Einheit	dermal k.A.	Resorption	Ref.
Bsp. 2,3,7,8-TCDD		Einheit	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit		Resorption	Ref.	Einheit		Resorption	Ref.
Löslichkeit in H <sub>2</sub> O	0,019	mg/L			2								
Dampfdruck	7,4*10 <sup>-5</sup>	Pa			2								
logK <sub>ow</sub>	6,76				2								
logK <sub>oc</sub>	4,36				3								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Aufgrund ähnlicher chemischer sowie toxikologischer Eigenschaften werden polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) in einer Stoffgruppe zusammengefasst. Die meisten Studien beziehen sich auf 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD) als toxischster Vertreter dieser Gruppe (andere Vertreter dieser Gruppe werden zumeist in „Toxizitätsäquivalenten“ (TEF) im Vergleich zu 2,3,7,8-TCDD angegeben). 2,3,7,8-TCDD wird von den meisten Gesundheitsbehörden (z. B. WHO, US-EPA) als krebserregend für Menschen eingestuft; alle anderen Verbindungen werden als nicht kanzerogen klassifiziert. Dioxine entstehen v. a. bei der Herstellung chlororganischer Chemikalien sowie bei Verbrennungsreaktionen.</p> <p>Bei der humantoxikologischen Betrachtung steht der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme über die Nahrung) im Vordergrund. Zur chronischen Exposition von Menschen liegen derzeit noch keine ausreichend abgesicherten Daten vor; ein Gemisch aus verschiedenen PCDD und PCDF führte aber in Tierversuchen vorwiegend zu erbgutschädigenden Wirkungen (Bildung von Gaumenspalten, Schäden von Nieren und Schilddrüse, Fehlgeburten etc.). Gesichert ist für 2,3,7,8-TCDD eine tumorpromovierende (d. h. die Krebsentstehung beschleunigende) Wirkung.</p>												
<b>Referenzen</b>	<p>1 TDI, RIVM, 2001; Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. &amp; Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf">http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf</a> (2010-12-28)</p> <p>2 STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <a href="http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf">http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf</a> (2010-12-28)</p>												

<b>Pyren (PYR)</b>								
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral 0,05	Einheit mg/kg*d		Ref. 1	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	0,135	Einheit mg/L		Ref. 2				
<b>Dampfdruck</b>	65	mPa		2				
<b>logK<sub>ow</sub></b>	5,13			2				
<b>logK<sub>oc</sub></b>	k.A.							
<b>Eigenschaften</b>	Pyren (PYR) zählt zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und kommt im Steinkohlenteer vor. Des Weiteren wird es in der chemischen Industrie zur Synthese von Farbstoffen verwendet.							
<b>Referenzen</b>	Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln) und der inhalative Pfad (Einatmen von Bodestaub) relevant. Über spezielle toxikologische Wirkungen von PYR liegen keine Daten vor. PYR reizt die Augen und die Haut (Wikipedia).							
	<sup>1</sup> TDI, RIVM, 2001: Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Appeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L. & Zeilmaker, M.J.: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701025, Bilthoven, 2001 <a href="http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf">http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf</a> (2010-12-27)							
	<sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)							

Quecksilber (Hg)												
<b>Toxizität</b>	oral 214	Einheit ng/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 7 %	Ref. 1	inhalativ 0,0375	Einheit µg/kg*d	Resorption 80 %	Ref. 1	dermal n.r.	Einheit	Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	dermal n.r.	Einheit		Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	0,06	Einheit mg/L (25 °C)		Ref. 2								
<b>Dampfdruck</b>	0,16	Pa		2								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r											
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r											
<b>Eigenschaften</b>	<p>Quecksilber (Hg) kommt in der Natur anorganisch v. a. in der 2-wertigen (Hg(II)) Form vor; in selteneren Fällen auch in 1-wertiger Form. Des Weiteren kann Quecksilber in der Umwelt auch in organischer Form (Methylquecksilber) vorliegen. Im Altlastenbereich treten neben elementarem Quecksilber auch häufig lösliche Quecksilberchloride und schwerlösliche Quecksilbersulfide sowie Methylquecksilber auf. Im Boden liegen je nach physikalisch-chemischen Bedingungen unterschiedliche Formen von Quecksilber (Ionen oder unterschiedliche Komplexe) vor. Quecksilber kann durch Mikroorganismen im Boden in verschiedene Verbindungen und Oxidationsstufen umgewandelt werden.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung kommen der inhalative (Einatmen von Bodenstaub) und der orale Pfad (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme über Trinkwasser und Nahrung) in Frage. Unabhängig vom Aufnahmeort hat Quecksilber v. a. eine toxische Wirkung auf das Zentralnervensystem. Des Weiteren wurden Nierenfunktionsstörungen und Fruchtbarkeitsstörungen sowie teratogene Auswirkungen beobachtet.</p>											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>											
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>											

<b>Tetrachlorethen (PCE)</b>										
<b>Toxizität</b>	oral 20	Einheit µg/kg*d	Resorption 100 %	Ref. 1	inhalativ 60	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 50 %	Ref. 1	Einheit dermal n.r.	Resorption Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	Einheit dermal n.r.	Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	206	Einheit mg/L		Ref. 2						
<b>Dampfdruck</b>	2,47*10 <sup>3</sup>	Pa		2						
<b>logK<sub>ow</sub></b>	3,4			2						
<b>logK<sub>oc</sub></b>	2,4			2						
<b>Eigenschaften</b>	<p>Tetrachlorethen (PCE) ist eine farblose Flüssigkeit, besteht aus zwei über eine Doppelbindung verbundenen Kohlenstoff- und vier Chloratomen und ist leicht flüchtig sowie schwer wasserlöslich. PCE wird v. a. als Lösungsmittel in chemischen Reinigungen und bei der Metallentfettung verwendet und ist ein Zwischenprodukt u. a. für Fluorchlorkohlenwasserstoffe.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung ist vorwiegend der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) relevant. Die akute Toxizität von PCE äußert sich v. a. in Schädigungen der Leber und Niere sowie einer Dämpfung des Zentralnervensystems. Des Weiteren kann PCE zu Reizerscheinungen auf Haut und Schleimhäuten und in weiterer Folge zu Emphysemen (übermäßige permanente Luftansammlungen in der Lunge) und Ödemen (Flüssigkeitseinlagerungen im Gewebe) führen. Bei chronischer inhalativer Exposition wurden an den Testpersonen bei psychometrischen Tests (Reaktionszeit, Erinnerungsvermögen etc.) deutlich schlechtere Ergebnisse festgestellt als bei der Kontrollgruppe. Außerdem wurden bei beruflich exponierten Personen Nierenschäden beobachtet. Unabhängig von der Exposition (oral oder inhalativ) wurde bei chronischer Belastung in Tierversuchen ein vermehrtes Auftreten von Tumoren ersichtlich. PCE gilt als potenziell krebserregend für Menschen.</p>									
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>									
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>									

<b>1,1,1-Trichlorethan</b>												
<b>Toxizität</b>	oral 0,5	Einheit mg/kg*d	Resorption 100 %	Ref. 1	inhalativ 1,7	Einheit mg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 30 %	Ref. 1	dermal n.r.	Einheit	Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	dermal n.r.	Einheit		Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1290	Einheit		Ref.								
<b>Dampfdruck</b>	1,65*10 <sup>4</sup>	mg/L		2								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	1,95	Pa		2								
<b>logK<sub>oc</sub></b>	1,65			2								
<b>Eigenschaften</b>	<p>1,1,1-Trichlorethan ist eine klare Flüssigkeit, besteht aus 2 Kohlenstoff-, 3 Chloratomen sowie 3 Wasserstoffatomen, hat einen chloroformartigen Geruch und ist flüchtig und schlecht wasserlöslich. In der Dampfphase ist 1,1,1-Trichlorethan explosiv. Diese Verbindung wird vorwiegend als Lösungs- und Reinigungsmittel z. B. zur Dampferfettung und zur Kaltreinigung verwendet. Des Weiteren ist 1,1,1-Trichlorethan Bestandteil in Klebstoffen und Korrekturflüssigkeiten und findet als Zwischenprodukt in der chemischen Industrie Anwendung.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung ist vorwiegend der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) relevant. Humantoxikologische Daten für eine chronische Exposition liegen kaum vor; in Tierversuchen wurde jedenfalls eine schädigende Wirkung von 1,1,1-Trichlorethan auf das Zentralnervensystem sowie auf die Leber beobachtet.</p>											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>											
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>											

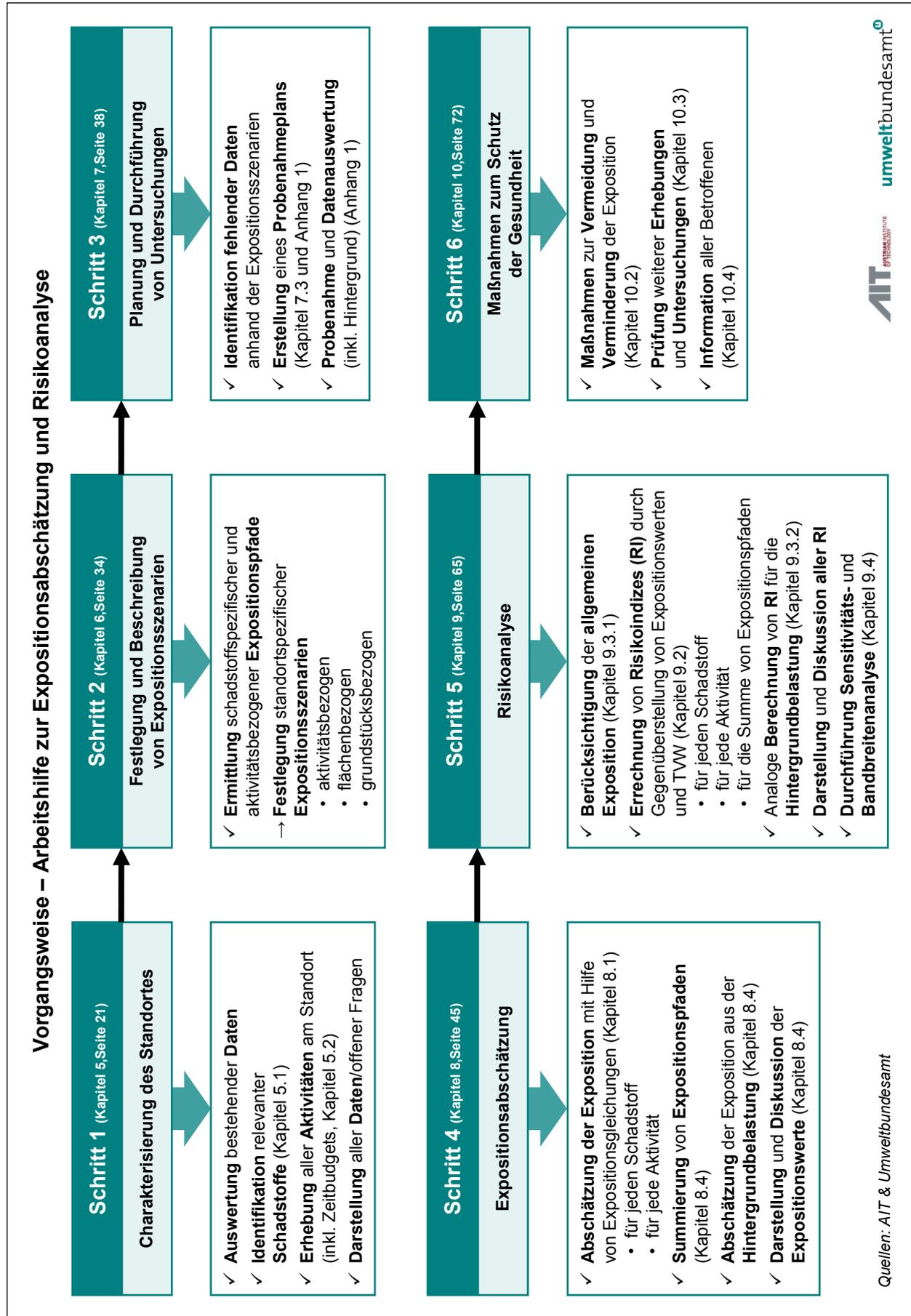
Trichlorethen (TCE)											
<b>Toxizität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ 160	Einheit	Resorption <sup>a</sup> 50 %	Ref. 1	Einheit	Resorption	Ref. 1
										dermal n.r.	
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Resorption	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit	Resorption	Ref. 1	Einheit	Resorption	Ref. 1
										dermal n.r.	
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	1280	Einheit	Resorption	Ref.							
<b>Dampfdruck</b>	9,2*10 <sup>3</sup>	mg/L		2							
<b>logK<sub>ow</sub></b>	2,42	Pa		2							
<b>logK<sub>oc</sub></b>	2			2							
<b>Eigenschaften</b>	<p>Trichlorethen (TCE) ist eine farblose Flüssigkeit, besteht aus 2 über eine Doppelbindung verbundenen Kohlenstoff-, 3 Chloratomen sowie einem Wasserstoffatom, hat einen typischen süßlichen Geruch und ist flüchtig und wenig wasserlöslich. TCE findet vorwiegend bei der Metallentfettung sowie als Zwischenprodukt bei der Chemikalienherstellung Anwendung.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung ist vorwiegend der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen) relevant. Über den inhalativen Pfad aufgenommen hat TCE eine narkotisierende Wirkung auf das Zentralnervensystem und eine kardiotoxische Wirkung. In Tierversuchen wurde eine kanzerogene Wirkung vorwiegend auf Leber, Niere und Lunge festgestellt. Bei beruflich exponierten Personen wurde ein erhöhtes Nierenkrebsrisiko beobachtet. TCE gilt als potenziell krebserregend für den Menschen. Bei oraler Aufnahme von hohen Dosen wurden Leber-, Nieren- und Bauchspeicheldrüsenschäden berichtet. Chronische Exposition (z. B. am Arbeitsplatz) führt häufig zu toxischen Wirkungen auf Nervensystem, Herz und Leber.</p>										
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>										
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>										

<b>Toluol</b>												
<b>Toxizität</b>	oral 0,2	Einheit mg/kg*d	Resorption 100 %	Ref. 1	inhalativ 0,2	Einheit mg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 50 %	Ref. 1	dermal n.r.	Einheit	Resorption	Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit		Ref.	inhalativ k.A.	Einheit		Ref.	dermal n.r.	Einheit		Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	526	Einheit		Ref.								
<b>Dampfdruck</b>	3,79*10 <sup>3</sup>	mg/L		2								
<b>logK<sub>ow</sub></b>	2,73	Pa		2								
<b>logK<sub>oc</sub></b>	2,07			2								
<b>Eigenschaften</b>	<p>Toluol ist eine farblose Flüssigkeit, besteht aus einem methylierten Benzolring, hat einen typischen aromatischen Geruch, ist leichtflüchtig und leicht entzündlich sowie nur gering wasserlöslich. Toluol findet sich in Motortreibstoffen, ist Ausgangsstoff für industrielle Produkte und wird als Lösungsmittel eingesetzt. Die Gewinnung erfolgt aus Erdöl oder Steinkohleteer.</p> <p>Humantoxikologisch relevant ist v. a. der inhalative Pfad (Einatmen von Dämpfen); untergeordnet auch der orale Pfad (Trinken von kontaminiertem Wasser). Toluol besitzt v. a. eine neuro- und reproduktionstoxische Wirkung. Nach chronischer inhalativer Exposition wurde Neurotoxizität nachgewiesen; darüber hinaus besteht der Verdacht auf eine erhöhte Abortrate. In höheren Konzentrationen bewirkt Toluol eine Reizung von Augen und Nase. Nach oraler Aufnahme konnte im Tierversuch eine toxische Wirkung auf das Immunsystem sowie auf Leber und Niere festgestellt werden.</p>											
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer &amp; Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. &amp; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999</p> <p><sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>											
<b>Kommentare</b>	<p><sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!</p>											

<b>Vanadium (V)</b>					
<b>Toxizität</b>	<b>oral</b> 5	Einheit µg/kg*d	Resorption <sup>a</sup> 3 %	Ref. 1	
					<b>inhalativ</b> 1 0,3
					Einheit µg/m <sup>3</sup> µg/kg*d <sup>b</sup>
					Ref. 1 1
					Einheit Resorption
					Ref. 1
<b>Kanzerogenität</b>	<b>oral</b> k.A.	Einheit		Ref.	<b>dermal</b> n.r.
					Einheit Resorption
					Ref. 1
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	<b>unlöslich</b>	Einheit		Ref.	
<b>Dampfdruck</b>	0			2	
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r	Pa		2	
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r				
<b>Eigenschaften</b>	Vanadium (V) kommt als Spurenelement ubiquitär in der Umwelt vor. In Böden ist es in 3-wertiger (V(III)), 4-wertiger (V(IV)) und 5-wertiger (V(V)) Form anzutreffen. Im Alltagsbereich sind ebenfalls Verbindungen aller genannten Oxidationsstufen vorzufinden. Die genannten TVWs beziehen sich auf Studien mit Vanadium(V)-Verbindungen. Toxikologische Daten liegen hauptsächlich für Vanadium (V) und Vanadium (IV) vor.				
<b>Referenzen</b>	Für humantoxikologische Fragestellungen ist sowohl der inhalative (Einatmen von Bodenstaub) als auch der orale (Verschlucken von Boden und Bodenstaub, Aufnahme über Nahrung und Trinkwasser) Aufnahmeweg relevant. Inhalativ aufgenommen führt Vanadium v. a. zu diversen Reizerscheinungen. In weiterer Folge können Atemwegserkrankungen, Nierenschäden, Herz-Kreislauf-Störungen und negative Effekte auf die Blutbildung sowie auf die Leber auftreten. Oft wird ein grüner Zungenbelag beobachtet. Daten zu oraler Aufnahme stehen nur aus Tierversuchen zur Verfügung. Hierbei konnten Nierenfunktionsstörungen und krankhafte Gewebeveränderungen in Niere, Lunge und Milz festgestellt werden. Nach Verabreichung höherer Vanadium-Dosen gab es Verdachtsmomente auf Fruchtbarkeitsstörungen sowie teratogene Effekte.				
<b>Kommentare</b>	<sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer & Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. & Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999 <sup>2</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt! <sup>b</sup> umgerechnet für 70 kg KG und ein Atemvolumen von 20 m <sup>3</sup> /d				

<b>Xylole</b>						
<b>Toxizität</b>	Einheit	Resorption	Ref.	Einheit	Resorption <sup>a</sup>	Ref.
<b>oral</b> <b>0,15</b>	mg/kg*d	100 %	1	<b>inhalativ</b> <b>0,3</b>	65 %	1
<b>oral</b> <b>k.A.</b>	Einheit	Einheit	Ref.	<b>dermal</b> <b>n.r.</b>	Einheit	Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	Einheit	Einheit	Ref.	<b>dermal</b> <b>n.r.</b>	Einheit	Ref.
	Einheit	Einheit	Ref.		Einheit	Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	MW <sub>o,m,p</sub>	Einheit	Ref.			
<b>Dampfdruck</b>	<b>106</b>	mg/L	2			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	<b>1,07*10<sup>3</sup></b>	Pa	2			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	<b>3,16</b>		2			
	<b>2,25</b>		2			
<b>Eigenschaften</b>	Xylole sind farblose Flüssigkeiten und bestehen aus einem Benzolring und 2 Methylgruppen. Je nach Anordnung dieser Gruppen wird zwischen Ortho-, Meta- oder Paraxylol unterschieden. Xylole sind generell flüchtig, brennbar und wenig wasserlöslich, wobei Dämpfe explosiv reagieren können. Im Handel verbreitet eingesetztes Xylol ist ein Gemisch aus Ortho-, Meta- oder Paraxylol mit bis zu 20 % Ethylbenzol. Verwendung findet Xylol v. a. für Motortreibstoffe sowie als Lösungsmittel. Des Weiteren werden Ortho-, Meta- oder Paraxylol als Einzelverbindungen für chemische Synthesen verwendet.					
<b>Referenzen</b>	Humantoxikologisch relevant ist vorwiegend der inhalative (Einatmen von Dämpfen) (Einatmen von Dämpfen); untergeordnet auch der orale Pfad (Aufnahme über kontaminiertes Trinkwasser). Inhalativ aufgenommen zeigt Xylol v. a. eine neurotoxische Wirkung (Kopfschmerzen, Benommenheit etc.). Des Weiteren kommt es zu Reizungen von Augen, Haut und des Atemtrakts. Es existieren Verdachtsmomente auf Schädigungen von Leber und Niere. Durch orale Aufnahme (unabsichtliches Verschlucken) wurden Wirkungen auf den Magen-Darm-Trakt beobachtet.					
<b>Kommentare</b>	<sup>1</sup> abgeleitet vom TRD, Hassauer & Kalberlah, 1999; in: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B. & Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999 <sup>2</sup> US-EPA, Estimation Programs Interface (EPI) Suite; STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland) <sup>a</sup> Resorption ist im TVW nicht berücksichtigt!					

<b>Zink (Zn)</b>						
<b>Toxizität</b>	oral 0,3	Einheit mg/kg*d	Resorption 1,2	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit Resorption Ref.
<b>Kanzerogenität</b>	oral k.A.	Einheit	Ref.	Ref.	inhalativ k.A.	Einheit Resorption Ref.
<b>Löslichkeit in H<sub>2</sub>O</b>	unlöslich	Einheit	Ref.			
<b>Dampfdruck</b>	0		3			
<b>logK<sub>ow</sub></b>	n.r	Pa	4			
<b>logK<sub>oc</sub></b>	n.r					
<b>Eigenschaften</b>	<p>Zink (Zn) ist in der Umwelt ubiquitär als Spurenelement vorhanden (immer als Mineralbestandteil und nie in elementarer Form). Anthropogen gelangt Zink vor allem durch Metallschmelzen und bergbauliche Tätigkeiten in die Umwelt. Des Weiteren findet sich Zink bei metallverarbeitenden Betrieben, in der Gummi- und Farbenherstellung sowie in diversen Abfalldeponien.</p> <p>Für die humantoxikologische Betrachtung sind v. a. der orale (Verschlucken von Boden und Bodestaub, Aufnahme über Nahrungsmittel) aber auch der inhalative (Einatmen von Bodestaub) Pfad relevant. Zink wird bei oraler Aufnahme vorwiegend über den Verdauungstrakt (da v. a. im Darm) absorbiert. Inhalative Aufnahme führt zu erhöhten Zinkkonzentrationen in der Lunge sowie in Blase, Niere, Leber und Bauchspeicheldrüse. Das Mineral ist für den Menschen ein essenzielles Element; Überdosierungen (durch orale Aufnahme) können aber zu Störungen im Verdauungstrakt sowie zu Veränderungen des Blutbilds (v. a. signifikant niedrigere LDL-Werte) führen. In weiterer Folge können auch Leberschäden und Schädigungen der Bauchspeicheldrüse auftreten. Für eine chronische inhalative Aufnahme liegen derzeit noch keine Studien vor; akute Aufnahme führt zu Reizungen und Entzündungen der Atemwege.</p>					
<b>Referenzen</b>	<p><sup>1</sup> RfD, US EPA, 2005: Toxicological Review of Zinc and compounds, CAS No. 7440-66-6, Washington D.C., 2005  <a href="http://www.epa.gov/ncea/iris/toxreviews/0426tr.pdf">http://www.epa.gov/ncea/iris/toxreviews/0426tr.pdf</a> (2010-12-28)</p> <p><sup>2</sup> MRL, ATSDR, 2009: Minimal Risk Levels, 2009  <a href="http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_december_2009.pdf">http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_december_2009.pdf</a> (2010-12-28)</p> <p><sup>3</sup> TOXNET – <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a> (2010-12-28)</p> <p>[Lewis, R.J. Sr.; Hawley's Condensed Chemical Dictionary 14th Edition. John Wiley &amp; Sons, Inc. New York, NY 2001., p. 1190]</p> <p><sup>4</sup> STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)</p>					





Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Die Arbeitshilfe bietet eine umfassende Unterstützung bei der Planung und Durchführung einer humantoxikologischen Risikoanalyse für kontaminierte Standorte. Sie basiert auf einer standort- und nutzungsbezogenen Expositionsabschätzung und stellt eine konkrete Vorgangsweise mit vertiefender Hintergrundinformation vor. Die Arbeitshilfe unterstützt Sachverständige und „Nicht-ToxikologInnen“ bei unterschiedlichen Anwendungen, mögliche negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit durch kontaminierte Standorte auszuschließen.