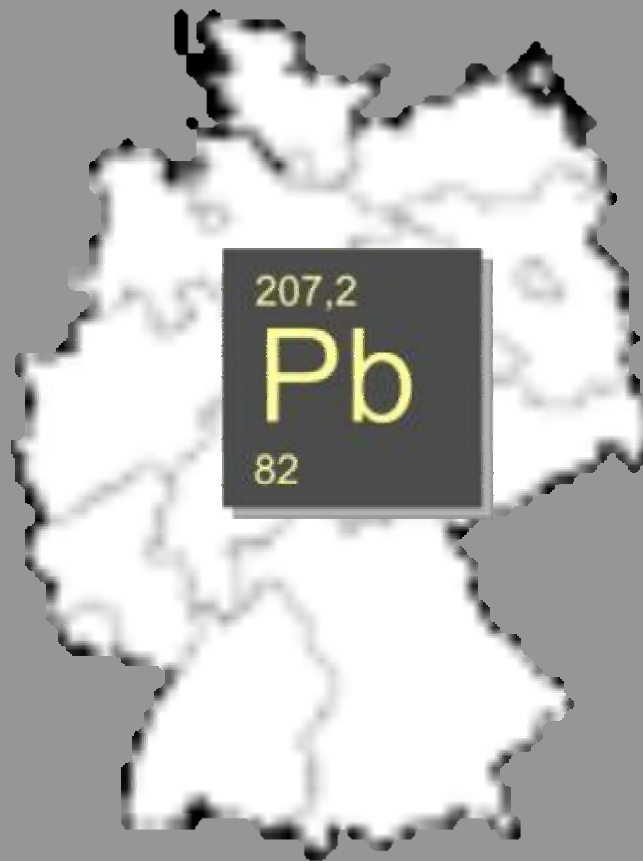


Belastung durch das Schwermetall Blei

Stand und Perspektiven in Deutschland



Corinna Franke

Franke, C. (2006):

**Belastung durch das Schwermetall Blei - Stand und Perspektiven in
Deutschland. Blauer Punkt Verlag; Magdeburg**

Ausgewählte Veröffentlichungen des Studiengangs Gesundheitsförderung
und -management an der Hochschule Magdeburg-Stendal (FH)

Publikationen mit ISBN / ISSN

Kategorie: Abschlussarbeiten

Themenschwerpunkt: Umwelt und Gesundheit

Projekt: Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit

Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Gesundheitswirtin (FH)

Name, Vorname	Franke, Corinna
Titel	Belastung durch das Schwermetall Blei - Stand und Perspektiven in Deutschland
Matrikelnummer	20002659
Erstgutachter	Prof. Dr. Thomas Hartmann
Zweitgutachterin	Dipl.-Soz.Päd. Ute Böhm
Abgabeort	Magdeburg
Abgabetermin	02. Dezember 2005
Studiengang	Gesundheitsförderung/-management
Fachbereich	Sozial- und Gesundheitswesen
Hochschule	Hochschule Magdeburg-Stendal (FH)
Stand	überarbeitete Fassung 05/2006

Corinna Franke studierte an der Hochschule Magdeburg-Stendal (FH) von 2001 bis 2006 im Studiengang Gesundheitsförderung und -management.

Kontakt:

Dipl.-Gesundheitswirtin (FH)
Corinna Franke
Ihmelsstraße 6
D-04315 Leipzig
E-Mail: corinna.franke@yahoo.de

oder

Prof. Dr. Thomas Hartmann
Hochschule Magdeburg-Stendal (FH)
Breitscheidstraße 2
D-39114 Magdeburg
E-Mail: thomas.hartmann@hs-magdeburg.de

© 2006 Corinna Franke

Alle Rechte bei Corinna Franke.

Dieses Werk ist durch das deutsche und internationale Urheberrecht und andere Gesetze geschützt. Weitergabe, Nachdruck, Fotokopie und Speicherung auf Datenträger jeder Art sind erlaubt. Ein Veröffentlichungs-, Verbreitungs- oder kommerzielles Verwertungsrecht besteht nicht. Der Verkauf, Abdruck in Printmedien, Veröffentlichung auf Vorträgen bedürfen der ausdrücklichen Zustimmung der Autorin. Widerrechtliches Handeln kann eine straf- und zivilrechtliche Verfolgung nach sich ziehen.

Online-Version auf <http://www.gesundheitsfoerderung.info>

Band: 3
Satz: Vorlage der Autorin
Druck: Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), Eigendruck 2006 (15 Exemplare)
Verlag: Blauer Punkt Verlag
ISBN: 3-9373-39-97-3
Preis: 20,00 Euro

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	X
1 Einleitung	1
2 Grundlagen	4
2.1 Das Schwermetall Blei	4
2.1.1 Allgemeine Merkmale des Bleis	5
2.1.2 Natürliche Bleivorkommen	6
2.1.3 Bleiabbau und -verhüttung	8
2.1.4 Bleiverarbeitung und -verwendung.....	9
2.1.5 Biologische Bedeutung des Bleis	10
2.2 Bleiintoxikation	11
2.2.1 Historischer Abriss der Bleivergiftung	13
2.2.2 Absorption, Distribution und Elimination von Blei im Menschen.....	15
2.2.3 Hauptsymptome der Bleivergiftung	21
2.2.4 Wirkung von Blei im menschlichen Organismus	22
2.2.5 Besonderheiten der Bleivergiftung bei Kindern	29
2.2.6 Bleiintoxikation als Berufskrankheit.....	31
3 Bleiemission und Bleiexposition	36
3.1 Zahlenmaterial zu Bleiemission und Bleiexposition in Deutschland.....	37
3.2 Quellen der Bleiemission	40
3.2.1 Natürliche Bleiemission	43
3.2.2 Anthropogene Bleiemission	45
3.3 Humane Bleiexposition	55
3.3.1 Bleiexposition durch die Luft	56
3.3.2 Bleiexposition durch das (Trink-) Wasser.....	61
3.3.3 Bleiexposition durch den Boden.....	64
3.3.4 Bleiexposition durch die Nahrung.....	67
3.3.5 Bleiexposition durch Gebrauchsgegenstände	70

4	Innere Bleibelastung der Bevölkerung in Deutschland	77
4.1	Indikatormedien zur Messung der inneren Bleibelastung	77
4.2	Das Konzept des Human-Biomonitoring in Deutschland	79
4.3	Die innere Bleibelastung der deutschen Bevölkerung in Zahlen	82
5	Maßnahmen in Deutschland zur Senkung der Bleibelastung	87
5.1	Monitoring-Maßnahmen zur Bestimmung der Bleibelastung	87
5.1.1	Umwelt-Monitoring	88
5.1.2	Gesundheits-Monitoring	90
5.2	Politische Maßnahmen zur Reduktion der Bleiexposition	92
5.2.1	Gesetzliche Regelungen: Luft	93
5.2.2	Gesetzliche Regelungen: Boden.....	95
5.2.3	Gesetzliche Regelungen: Trinkwasser	97
5.2.4	Gesetzliche Regelungen: Lebensmittel und Bedarfsgegenstände	98
5.2.5	Produktspezifische Regulationen	99
5.3	Aktivitäten auf Länder- und kommunaler Ebene zur Reduktion der Bleibelastung	103
5.3.1	Das Blei-Projekt Niedersachsen.....	103
5.3.2	Das Blei-Projekt Frankfurt/Main	105
5.3.3	Das Blei-Messprogramm Bremen	106
6	Diskussion und Schlussfolgerung.....	108
6.1	Diskussion	108
6.2	Schlussfolgerung	112
7	Zusammenfassung.....	115
8	Literaturverzeichnis	117
	Anhang.....	135

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Modell zur Bleikinetik im menschlichen Organismus.....	21
Abb. 2:	Berufskrankheit 1101: Verdachtsanzeigen, anerkannte BKen und BK-Renten der Jahre 1980, 1990 und 2000.....	34
Abb. 3:	Der Bleieintrag in die Umwelt	36
Abb. 4:	Bleiemission in die Atmosphäre in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2002.....	42
Abb. 5:	Bleideposition über den Niederschlag an verschiedenen UBA-Messstationen.....	42
Abb. 6:	Globaler Bleiabbau der Jahre 2001 bis 2004	47
Abb. 7:	Globale Bleiproduktion der Jahre 2001 bis 2004.....	48
Abb. 8:	Globaler Bleiverbrauch der Jahre 2001 bis 2004	49
Abb. 9:	Bleibelastung durch verschiedene Expositionsquellen ($\mu\text{g}/\text{d}$).....	56
Abb. 10:	Bleikonzentrationen in der Außenluft an den UBA-Messstationen im Jahr 2003.....	59
Abb. 11:	Konzept der HBM-Werte.....	82
Abb. 12:	Bleigehalt im Blut von Studenten aus Münster und Halle von 1985 bis 2004.....	85
Abb. 13:	Gemeldete Vergiftungsfälle durch Blei nach § 16e ChemG von 1990 bis 2004	92
Abb. 14:	Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte nach § 8 BBodSchG	96

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Blutbleiwerte und deren toxikologische Zuordnung.....	13
Tab. 2:	Verdachtsanzeigen für die BK 1101 im Jahr 2002 nach Wirtschaftszweigen	34
Tab. 3:	Anerkannte BKen 1101 im Jahr 2002 nach Beruf/Tätigkeit.....	35
Tab. 4:	Bleiemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.....	43
Tab. 5:	Globale natürliche Bleiemission.....	44
Tab. 6:	Globale anthropogene Bleiemission in die Atmosphäre für das Jahr 1983.....	45
Tab. 7:	Gesamte globale anthropogene Bleiemission	49
Tab. 8:	Bleigehalt verschiedener Düngemittel	54
Tab. 9:	Tolerable tägliche Bleigesamtzufuhr.....	56
Tab. 10:	Bleiaufnahme über den Luft- und Hausstaubpfad	60
Tab. 11:	Grenz- und Richtwerte für Blei im Trinkwasser im Vergleich	63
Tab. 12:	Bleigehalte in verschiedenen Lebensmittelproben in mg/kg	68
Tab. 13:	Bleigehalte verschiedener Tabakprodukte	70
Tab. 14:	Referenzwerte für Blei	81
Tab. 15:	HBM-Werte für Blei.....	82
Tab. 16:	Ergebnisse der Umwelt-Surveys: Blei in Humanproben	84
Tab. 17:	Studien zur Bleibelastung von Kindern.....	86
Tab. 18:	Umwelt-Monitoring: Akteure und gesetzliche Grundlagen	88
Tab. 19:	Höchstmengen für Blei in Lebensmitteln	98
Tab. 20:	Höchstmengen für die Abgabe von Blei aus Keramik-Bedarfsgegenständen	99

Abkürzungsverzeichnis

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AECLP	Alliance to end childhood lead poisoning
a. F.	alte Fassung
ALA	Aminolävulinsäure
ALA-D	Aminolävulinsäuredehydrase
APUG	Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit
BattV	Batterieverordnung
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BedGgstV	Bedarfsgegenständeverordnung
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BgVV	Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BK	Berufskrankheit
BK-Nr.	Berufskrankheiten-Nummer
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BMWA	Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BzBIG	Benzinbleigesetz
ChemG	Chemikaliengesetz
ChemGiftInfoV	Giftinformationsverordnung
DALYs	disability-adjusted life years
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DNA	Desoxyribonukleinsäure
EC	European Commission
ECE	Economic Comission for Europe
EDF	Environmental Defense Fund
EG	Europäische Gemeinschaft
ElektroG	Elektro- und Elektronikgerätegesetz

EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EN	Europa-Norm
EU	Europäische Union
FEP	freies Erythrozytenprotoporphyrin
GefStoffV	Gefahrstoffverordnung
GG	Grundgesetz
GRS	Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien
GSA	Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern
HBM	Human-Biomonitoring
HLUG	Hessisches Landesamt Umwelt und Geologie
HVBG	Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften
IARC	International Agency for Research on Cancer
ILZSG	International Lead and Zinc Study Group
KG	Körpergewicht
KUS	Kinder-Umwelt-Survey
LABO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LFGB	Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch
LUA	Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen
LUG	Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
LUWG	Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
MinTafWV	Mineral- und Tafelwasser-Verordnung
mod. n.	modifiziert nach
MSC-E	Meteorological Synthesizing Centre-East
NILU	Norwegian Institute for Air Research
NLGA	Niedersächsisches Landesgesundheitsamt
o. A.	ohne Autor
OECD	Organisation for Economic Co-operation and development
o. g.	oben genannt
o. J.	ohne Jahresangabe
o. O.	ohne Ortsangabe
Pb	Blei
PbB	Blutblei
PbO	Bleimonoxid
PTWI	provisional tolerable weekly intake

PVC	Polyvinylchlorid
SGB	Sozialgesetzbuch
SHmV	Schadstoff-Höchstmengenverordnung
TM	Trockenmasse
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
UN	United Nations
USA	United States of America
VdMi	Verband der Mineralstoffindustrie
VR	Volksrepublik
WHO	World Health Organization
ZNS	Zentrales Nervensystem
ZPP	Zinkprotoporphyrin
zul. ber.	zuletzt berichtigt
zul. geä.	zuletzt geändert

1 Einleitung

Das Schwermetall Blei kommt als natürliches Spurenelement in der Erdkruste und entsprechend in natürlichen Hintergrundkonzentrationen in der Umwelt vor (Alloway & Ayres 1996). Erst durch den Einfluss anthropogener Aktivitäten wie Abbau, Verarbeitung und Verwendung des Schwermetalls und den damit verbundenen Emissionen kann von einer allgegenwärtigen und globalen Umweltkontamination durch Blei gesprochen werden (Streit 1992). Der Abbau und die Verwendung von Blei als Werkstoff fanden bereits seit der Bronze- und Eisenzeit statt (Davies 1999). Zu einer ersten Massenproduktion von Blei und entsprechend hohen Bleiemissionen kam es während des Römischen Reiches (Weiss et al. o. J.). Ein weiterer starker Anstieg der Bleiemissionen fand zwischen dem 18. und 20. Jahrhundert im Rahmen der Industrialisierung statt. Dem Kraftfahrzeugverkehr als dem Hauptemittent von Blei seit den 1920er Jahren kommt dabei eine besondere Bedeutung zu (Storch & Hagner 2004). Die Anreicherung des Schwermetalls in der Umwelt bedingt zugleich eine höhere Exposition des Menschen gegenüber Blei. Die Gesamtkörperlast an Blei der heutigen Bevölkerung wird auf 500 bis 1.000 mal höher geschätzt als die bei vorindustriellen Menschen (Tong et al. 2000).

Blei kann auf verschiedene Organsysteme des Menschen toxische Wirkungen ausüben und eine sogenannte Bleivergiftung hervorrufen. Das Krankheitsbild der Bleivergiftung wurde erstmals um 370 v. Chr. beschrieben (Tunsch 2004). Zur Zeit des Römischen Reiches war diese Krankheit v. a. unter der herrschenden Oberschicht weit verbreitet und wird in diesem Zusammenhang mit dem Untergang des Imperiums in Verbindung gebracht (Lewis 1985). Wurde zunächst der akuten Bleivergiftung durch berufliche Exposition erhebliches Forschungsinteresse gewidmet, so werden seit Beginn des 20. Jahrhunderts v. a. die Auswirkungen chronisch niedrigdosierter Bleiexposition bei Kindern erforscht (Needleman o. J.). Die Forschungsergebnisse des letzten Jahrhunderts haben gezeigt, dass bei Kindern Gesundheitsrisiken schon bei geringerer Bleiexposition als zunächst angenommen bestehen (Wilhelm & Ewers 1993). In Studien konnte bisher keine „Wirkungsschwelle“ für Blei ermittelt werden (Kommission HBM 1996c). Auf Grundlage des wachsenden Bewusstseins gegenüber der Toxizität von Blei wurden in Deutschland seit Anfang der 1970er Jahre verschiedene politische Maßnahmen zur Senkung der Bleibelastung unternommen. Die

wohl wichtigsten Interventionen stellen dabei die Begrenzung des Bleigehaltes im Benzin in den 1970er Jahren sowie die Einführung und steuerliche Begünstigung von bleifreiem Benzin in den 1980er Jahren dar (Storch & Hagner 2004). Die Daten der Umweltprobenbank belegen die Abnahme der inneren Bleibelastung der deutschen Bevölkerung seit Mitte der 1980er Jahre.

Beim Studium der Literatur zum Thema Blei wird ersichtlich, dass keine aktuelle Gesamtdarstellung zum Gegenstand der Bleibelastung – insbesondere in Blick auf Deutschland – vorliegt. Diese Arbeit soll diese noch bestehende Lücke schließen. Zur Charakterisierung der Bleibelastung werden aktuelle Daten und Studienergebnisse zu Bleiemissionen, humaner (externer) Bleiexposition sowie der inneren Bleibelastung der deutschen Bevölkerung herangezogen. Diese drei Gegenstände – Bleiemission, externe Bleiexposition, innere Bleibelastung – stehen in direkter Verbindung miteinander. Sinken die Bleiemissionen, so nimmt der Bleieintrag in die Umwelt und somit auch die Bleiexposition des Menschen über die Umweltmedien ab. Die innere Bleibelastung der Bevölkerung sinkt entsprechend. Ein weiterer Schwerpunkt dieser Arbeit ist die Darstellung des gesetzlichen Rahmens zur Bleiproblematik in Deutschland. Dabei soll den Fragen nachgegangen werden, welche politischen Maßnahmen zur Senkung der Bleibelastung in Deutschland unternommen wurden bzw. angestrebt sind und ob diese ihr Ziel erreicht haben.

Aktuelle Daten und Studienergebnisse zur Thematik der Bleibelastung wurden mit Hilfe von Literaturdatenbanken im Internet oder über die Internetpräsenz relevanter Behörden und Organisationen recherchiert bzw. waren teilweise nur über persönliche Kontaktaufnahme zu beziehen. Mit Hilfe des Schneeballsystems – d.h. dem Recherchieren von in Literaturverzeichnissen aufgeführter Literatur – konnte die aktuell relevante Literatur zum Thema Blei erfasst werden.

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in vier Hauptthemenbereiche. Zunächst werden grundlegende Aspekte zum Schwermetall Blei vorgestellt und dessen mögliche adverse Wirkungen auf den menschlichen Organismus erläutert. Dieses Grundlagenkapitel bietet eine erste Einführung in die Problematik der Bleibelastung. Anschließend werden die Bleiemissionen und Bleiexposition dargestellt. Die Bleiemissionen werden natürlichen und anthropogenen Quellen zugeordnet und entsprechend quan-

tifiziert. Die Bleiexpositionspfade des Menschen werden dargestellt und deren Bedeutung mit Hilfe von Zahlenangaben belegt. Es schließt sich die Beschreibung der inneren Bleibelastung der Bevölkerung in Deutschland an. Den Abschluss bildet die Betrachtung der politischen Maßnahmen, die in Deutschland zur Senkung der Bleibelastung unternommen wurden bzw. angestrebt sind.

An dieser Stelle wird darauf verwiesen, dass diese Arbeit sich v. a. auf Blei und dessen anorganische Verbindungen – kurz als Blei bezeichnet – bezieht.

2 Grundlagen

Das Schwermetall Blei ist ein ubiquitär vorkommender Schadstoff, der adverse Wirkungen auf verschiedene Organsysteme des Menschen ausüben kann (Reigart et al. o. J.). In diesem Kapitel wird zunächst das Schwermetall Blei näher charakterisiert und anschließend auf dessen humantoxische Wirkungen eingegangen. Diese Themenbereiche stellen die Grundlage für das Verständnis verschiedener Aspekte der Bleibelastung des Menschen dar, welche in den darauffolgenden Kapiteln thematisiert werden.

2.1 Das Schwermetall Blei

Das Metall Blei gehört aufgrund seiner Dichte zu der Gruppe der Schwermetalle. Der Begriff Schwermetall bezeichnet Metalle und Halbmetalle mit einer Dichte von mehr als 3,5 bis 5 g pro cm³. Da die Schwermetalle weniger als ein Prozent der Elemente der Erdkruste ausmachen, werden sie auch als „Spurenmetalle“ oder „Spurenelemente“ bezeichnet (Alloway & Ayres 1996, Römpp Lexikon Umwelt 1993).

Schwermetalle sind natürliche Elemente, die bei der Gesteinsbildung und in Erzmineralen auftreten. Sie kommen folglich auch in natürlichen Hintergrundkonzentrationen – auch als „background level“ bezeichnet – in verschiedenen Umweltmedien wie Gewässern und Sedimenten sowie in Lebewesen vor. Anthropogene Aktivitäten beeinflussen dieses „background-level“ stark (Alloway & Ayres 1996, Koch 1991).

Einige Schwermetalle wie Eisen, Kupfer, Mangan und Zink sind essenzielle Spurenelemente für Lebewesen. Als Bestandteil von Enzymen und Proteinen sind sie maßgeblich am Stoffwechsel beteiligt. Ein Fehlen kann zu einer Dysfunktion des Stoffwechsels und Mangelerscheinungen führen. Nichtessenzielle Schwermetalle – dazu gehören neben Blei u. a. Arsen, Cadmium und Quecksilber – haben keine bisher bekannte biochemische Funktion für den Stoffwechsel. Essenzielle wie auch nichtessenzielle Schwermetalle sind in Dosen oberhalb der spezifischen Toleranzschwelle eines Lebewesens für dieses toxisch (Alloway & Ayres 1996).

Die Toxizität von Blei für den Menschen ist schon seit dem Altertum bekannt. Trotz eines Rückgangs der Belastung mit Blei in Deutschland seit Ende der 1970er Jahre,

ist das Element auch heute noch von umweltmedizinischer Bedeutung. Besondere Beachtung wird hierbei den anorganische Bleiverbindungen geschenkt (Wilhelm 1999, Wilhelm & Ewers 1993).

In diesem Abschnitt werden allgemeine Aspekte zum Schwermetall Blei erläutert. Zunächst wird das Schwermetall Blei mit seinen charakteristischen Eigenschaften vorgestellt. Anschließend werden natürliche Bleivorkommen, Bleiabbau und -verhüttung sowie Bleiverarbeitung und -verwendung beschrieben. Die Darstellung der biologischen Bedeutung von Blei bildet den Abschluss dieses Abschnitts.

2.1.1 Allgemeine Merkmale des Bleis

Das Element Blei (chemisches Symbol: Pb) befindet sich in der 6. Periode und IV. Hauptgruppe des Periodensystems der Elemente mit der Ordnungszahl 82. Der Schmelzpunkt liegt bei 327,5°C, der Siedepunkt bei 1.745°C. Mit einer Dichte von 11,3 g/cm³ zählt Blei zu den Schwermetallen (Behrends et al. 1980, Marquardt & Schäfer 2004, Streit 1992).

Der Name Blei kommt aus dem Althochdeutschen von „blio, bliwes“. Die lateinische Bezeichnung „plumbum“ wurde zunächst für Blei, Zinn und andere Legierungen verwendet. Später unterschied man in „plumbum nigrum“ (Blei) und „plumbum album“ (Zinn) (Meier 1995).

Blei ist das Produkt einer radioaktiven Zerfallskette (Uran-Radium, Uran-Actium, Thorium). Natürliches Blei setzt sich dabei aus den stabilen Isotopen Pb-208 (52%), Pb-206 (24%), Pb-207 (23%) sowie Pb-204 (1%) zusammen. Letzteres Isotop ist kosmischen Ursprungs. Die Anteile der Isotope variieren je nach mineralischem Ursprung des Bleis. Es bestehen weiterhin insgesamt 17 instabile Bleiisotope, die radioaktiv sind und unterschiedliche Halbwertszeiten aufweisen. Das Isotop Pb-210 hat mit der kurzen Halbwertszeit von 22 Jahren eine besondere Bedeutung bei der Altersbestimmung relativ junger Metallgegenstände (Meier 1995, WHO 2001, Wilhelm & Ewers 1993).

Das Metall Blei ist weich (Mohs'sche Härte von 1,5¹) und dehnbar. Es hat eine bläulich-graue Farbe; an frischen Schnittstellen glänzt es silberhell (Meier 1995). In fein verteilter Form kann es sich bereits bei Normaltemperatur entzünden (Behrends et al. 1980). Blei bildet an der Luft eine dünne Bleioxid-Schicht, die darunter liegende Schichten vor Korrosion schützt. Weiches Wasser löst Blei langsam auf, wohingegen hartes Wasser diesen Vorgang aufgrund der Bildung einer schwer wasserlöslichen Bleicarbonat- bzw. Bleisulfat-Schicht verhindert. Blei ist gegenüber Schwefel-, Salz- und Flusssäure beständig. Salpeter- bzw. Essigsäure lösen Blei unter Einwirkung von Sauerstoff auf. Auch Basen lösen Blei leicht (Behrends et al. 1980, Wilhelm & Ewers 1993).

Blei kommt in chemischen Verbindungen (anorganische und organische) in zwei- und vierwertiger Form vor. In anorganischen Verbindungen liegt es meist in zweiwertiger Form vor, da das anorganische Pb^{4+} -Ion aufgrund seiner Instabilität leicht zu Pb^{2+} übergeht. Die Zahl der organischen Bleiverbindungen ist im Vergleich zu den anorganischen relativ gering. Die wichtigsten organischen Bleiverbindungen stellen Bleitetraethyl und Bleitetramethyl dar, welche in Ottokraftstoffen als Antiklopffmittel eingesetzt werden (Wilhelm & Ewers 1993). Blei geht v. a. mit Sauerstoff, aber auch mit Schwefel und Halogenen, seltener mit Kohlenstoff und Stickstoff, stabile anorganische Verbindungen ein (Mahaffey et al. 1992). Eine Aufstellung wichtiger Bleiverbindungen befindet sich im Anhang Tabelle A 1.

2.1.2 Natürliche Bleivorkommen

Die Autoren machen verschiedene Angaben zu dem Vorkommen von Blei in der Erdkruste: 12 mg Pb/kg (Koch 1991), 15 mg Pb/kg (Wilhelm & Ewers 1993), 16 mg Pb/kg (Meier 1995) und 20 mg Pb/kg (Wilhelm 1999) werden dabei genannt. In der Häufigkeitsfolge aller Elemente der Erdkruste steht das Blei an 36. Stelle (Wilhelm & Ewers 1993). Blei kommt dabei in primären wie auch sekundären Mineralien vor. Primäre Minerale sind magmatische Gesteine, die unter hohem Druck und hohen Temperaturen entstehen. Sekundäre Minerale sind das Produkt der Verwitterung primärer Minerale (Sedimentgesteine) (Alloway & Ayres 1996, Beuge & Rösler

¹ *mohssche Härte von 1,5*: entspricht einem Härtegrad zwischen der Härte von Talk (1) und Gips (2); ist mit dem Fingernagel ritzzbar (Brockhaus-Enzyklopädie 1997)

1993). In den magmatischen Gesteinen Granit bzw. Basalt kommt Blei zu 20 mg/kg resp. 10 mg/kg vor, in Kalk- und Sandsteinen (Sedimentgesteine) zu 10 mg/kg (Streit 1992).

In der Natur kommt reines Blei nur sehr selten vor. Es ist meist an andere Elemente chemisch gebunden. Die wichtigsten Bleimineralien stellen Bleiglanz (PbS; Galenit), Cerussit (PbCO₃; Weißbleierz) und Anglesit (PbSO₄; Bleivitriol) dar. Zur Bleigewinnung dient v. a. der Bleiglanz (Wilhelm & Ewers 1993). Darstellungen zu den genannten Bleimineralien befinden sich im Anhang Abbildungen A 1 bis A3.

Natürliche Bleiemissionen resultieren u. a. aus Staubverwehungen, Vulkanausbrüchen, Sprühregen der Meere, Vegetation und Waldbränden. Die WHO (1995) beziffert diese natürlichen Emissionen auf 19.000 Tonnen pro Jahr. Davon entfallen allein 6.400 Tonnen auf die Vulkanausbrüche (ebenda). Die anthropogenen Bleiemissionen übertreffen die natürlichen um das Hundertfache (Wilhelm & Ewers 1993). Für Dauderer (1996) kommen die natürlichen Bleivorkommen und die daraus resultierenden natürlichen Bleiemissionen als Vergiftungsquelle nicht in Betracht.

Bedeutende Bleivorkommen auf der Erde befinden sich in Australien, Kanada, Mexiko, Peru, Russland und den USA. Zu den Hauptförderländern von Blei zählen Australien, die VR China und die USA, die im Jahr 2003 zusammen rund 2,8 Mio. t Blei förderten. Das entspricht rund 64 Prozent der Weltförderung. In der EU förderten im Jahr 2003 Irland und Schweden zusammen 0,12 Mio. t Blei (BMWA 2004).

In Deutschland gibt es in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen (Harz) und Sachsen insgesamt neun Betriebe, die Nichteisenerze (Blei-, Zinn-, Zink- und Bleizinkerze) als Haupterzeugnis fördern können. Im Jahr 2003 wurden nur in einem Betrieb in Hessen Nichteisenerze als Haupterzeugnis gefördert (BMWA 2004). Das Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit (BMWA) konnte keine Angabe zu der verwertbaren Menge der abgebauten Erze machen (ebenda). Historische Bergbaustandorte in Deutschland befinden sich in Baden-Württemberg (Wiesloch, Südschwarzwald), in Hessen (Westerwald, Taunus, Odenwald), in Niedersachsen (Harz) und in Nordrhein-Westfalen (Mechernich, Stolberg, Maulbach) (Fuchs et al. 2002).

2.1.3 Bleiabbau und -verhüttung

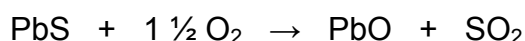
Das Blei liegt im Metallerz meist in gebundener Form als Bleiglanz (PbS) vor. Der Begriff Erz kann dabei wie folgt definiert werden:

„Erze sind eng verwachsene, feste Gemenge verschiedener Minerale in unterschiedlichen Konzentrationen.“ (Meier 1995)

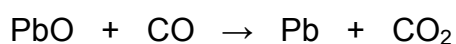
Demnach kommen im Erz mehrere Metalle vor, die fest miteinander verwachsen sind und die folglich bei der Gewinnung eines bestimmten Metalls voneinander getrennt werden müssen. Alloway und Ayres (1996) nennen die Metalle und Halbmetalle, die häufig in Verbindung mit Bleiglanz auftreten: Antimon, Cadmium, Silber, Tellur, Thallium, Zink und Zinn.

Bleierz wird im Tagebau oder im Tiefbau gefördert und anschließend mehreren Bearbeitungsverfahren unterzogen:

1. Die Flotation. In diesem Bearbeitungsschritt werden die einzelnen Metalle durch trocken- und nassmechanische Aufbereitung voneinander getrennt. Zunächst wird das Metallerz zerkleinert und mit Wasser vermengt. Der erzhaltigen Trübe werden anschließend Reagenzien und Luft zugeführt. Aufgrund der unterschiedlichen Oberflächeneigenschaften der Metalle, können durch Hinzufügen unterschiedlicher Reagenzien die einzelnen Metalle voneinander getrennt werden. Die Luft lagert sich an die Erzpartikel an und schwimmt mit diesen an die Oberfläche. Der erzhaltige Schaum an der Oberfläche der Trübe kann anschließend abgestrichen werden. Die Trübe mit den tauben Mineralen gelangt ins Abwasser und kann eine hohe Belastung der Umwelt mit Schwermetallresten und Reagenzien bewirken (Meier 1995).
2. Das Röstreduktionsverfahren. Ziel dieses Verfahrens ist das Freisetzen des Bleis aus seiner Verbindung mit Schwefel (PbS). Die Röstarbeit geschieht indem der Bleiglanz entzündet wird und anschließend alleine weiter brennt. Dabei entstehen Bleioxid und das giftige Schwefeldioxid (Meier 1995):



Die sich anschließende Reduktionsarbeit geschieht bei 1.100 bis 1.200°C in Schachtöfen. Bei der Verbrennung von Koks wird dabei Kohlenmonoxid frei, welches sich mit dem Sauerstoff des Bleioxids zu Kohlendioxid verbindet:



Das Kohlendioxid, welches als Nebenprodukt bei der Bleigewinnung entsteht, ist ein bedeutendes Treibhausgas (Alloway & Ayres 1996).

3. Die Raffination. Durch Entfernen von Verunreinigungen aus dem Werkblei entstehen die Handelsbleisorten. Einige Beispiele sollen an dieser Stelle genannt werden: Kupfer wird durch einen temperaturabhängigen Entmischungsvorgang vom Blei getrennt. Antimon, Arsen und Zinn reagieren stärker mit Sauerstoff. Deren Oxide können als Schlacke an der Oberfläche der Metallschmelze abgezogen werden. Gold und Silber werden durch Ausfällung mit Zinn im Parkes-Verfahren vom Blei getrennt. Die hohen Temperaturen bei der Raffination führen zu erheblichen Bleiemissionen (Meier 1995).

Im Jahr 2003 wurden weltweit ca. 7,0 Mio. t Raffinadeblei produziert. Deutschland lag mit einer Produktion von 356.000 t im Jahr 2003 leicht unter den Zahlen des Vorjahres. Insgesamt produzierten die EU-Länder 2003 rund 1,3 Mio. t Blei, also fast 20 Prozent der Weltproduktion (BMWA 2004).

2.1.4 Bleiverarbeitung und -verwendung

Blei wird bereits seit der Bronze- und Eisenzeit als Werkstoff verarbeitet. Aufgrund seines niedrigen Schmelzpunktes konnte das Schwermetall schon damals verhüttet, geschmolzen und verarbeitet werden. Das weiche Material eignet sich ebenfalls gut zum Schneiden und Verformen (Davies 1999). Die Attraktivität des Werkstoffes Blei für den Handwerker kann wie folgt beschrieben werden:

„Es ist sehr gut giessbar, weich und verformbar und eignet sich daher besonders zur Kaltbearbeitung [...].“ (Meier 1995)

Unter Kaltbearbeitung kann dabei u. a. das Hämmern, Pressen und Graphieren von Blei verstanden werden.

Zur Bronze- und Eisenzeit diente das Blei zur Herstellung von Gewichten, Marken, Schleuderkugeln, Unterlagsscheiben, Angelzapfen von großen Toren, Keramikgefäßen und diversen Kleingegenständen für Haushalt, Handwerk und kultische Zwecke. Blei wurde aufgrund seiner antiseptischen Eigenschaften schon früh als Arzneimittel verwendet. Weiterhin wurde es als Vergussmaterial und Sockelungsblei von Statuen eingesetzt. Der Bedarf an Blei war zu dieser Zeit noch relativ gering. Erst im Römischen Reich wurde Blei ein viel verwendeter und unersetzbarer Werkstoff. Es diente

der Rohrherstellung und im Schiffsbau der Herstellung von Ankern sowie der Schiffsrumpfverkleidung. Weiterhin fand Blei u. a. Einsatz bei der Herstellung von Krügen, Sarkophagen, Urnen und Wasserbehältern. Bleikarbonate und Bleioxide wurden als Ausgangsstoff für Farben und Schminke benötigt und zur Wundbehandlung in der Medizin eingesetzt (Meier 1995, Nriagu 2000).

Aktuell werden weltweit über drei Millionen Tonnen Blei pro Jahr verbraucht (WHO 1995). Die USA, Europa und Japan verwenden dabei rund 80 Prozent der weltweiten Bleiproduktion (Marquardt & Schäfer 2004). Im Jahr 2003 wurden in Deutschland ca. 384.000 t raffiniertes Blei verarbeitet. Die Bundesrepublik ist somit drittgrößter Verbraucher an Blei nach den USA und der VR China (BMWA 2004). Über die Hälfte des weltweit produzierten Bleis wird für die Herstellung von Akkumulatoren und Batterien verwendet. Ein weiterer Teil (20%) dient der Herstellung von Ballasten, Blechen, Gewichten, Kabelummantelungen, Lager- und Schriftmetallen, Legierungen, Loten, Munition und Rohren. Die Herstellung der Antiklopfmittel Bleitetraethyl und Bleitetramethyl, die in Ottokraftstoffen Einsatz finden, macht etwa zehn Prozent des weltweiten Bleiverbrauchs aus. Das Bleioxid (rotes Mennige) wird als Schutzanstrich gegen Rost im Außenbereich angewendet (Wilhelm & Ewers 1993). Eine Übersicht zu den verschiedenen Bleiverbindungen, deren Eigenschaften und Verwendungen befindet sich im Anhang Tabelle A 1.

Der Recycling-Anteil des verwendeten Bleis liegt in den Industrieländern zwischen 40 und 50 Prozent (Marquardt & Schäfer 2004, Reichl 2000). In Deutschland liegt der Rücklauf von Autoakkumulatoren aufgrund rechtlicher Bestimmungen (Pfandsystem) bei 70 bis 95 Prozent. Die Altakkumulatoren decken dabei einen Großteil des Bedarfs der Akkumulatorenindustrie an Blei (Behrends et al. 1980, OECD 1999).

2.1.5 Biologische Bedeutung des Bleis

Das Schwermetall Blei hat nach heutigem Kenntnisstand keinerlei essenzielle Bedeutung noch eine günstige Wirkung für Lebewesen. Im Gegenteil: Blei wird als toxisch für Pflanzen, Tiere, Pilze sowie Bakterien eingestuft (Davies 1999, European Commission 2002, Wilhelm & Ewers 1993).

Im Vergleich zu anderen Metallen ist die Toxizität von Blei für Pflanzen als eher gering einzustufen. Phytotoxische Wirkungen treten erst bei sehr hohen Bleikonzentrationen auf (Wilhelm & Ewers 1993). Es gibt auch solche Pflanzen, die sich besonders auf das Vorhandensein bestimmter Schwermetalle im Boden „spezialisiert“ haben. Diese werden auch als Schwermetallpflanzen bezeichnet (Fiedler 1993c).

Die Toxizität von Blei für den Menschen – zumindest in höheren Dosen – ist schon lange bekannt. Neuere Studien zeigen jedoch, dass bereits geringe Mengen des Schwermetalls toxische Effekte haben können. Die Symptome sind zunächst meist subklinisch (Mahaffey et al. 1992). Kinder stellen dabei die größte Risikogruppe dar. Eine kumulative Bleibelastung, die noch keine klinischen Symptome hervorrufen muss, kann bereits zu geistigen Behinderungen bei Kindern führen (Davies 1999).

Dauderer (1996) geht davon aus, „[...] daß [sic!] jede *Bleiaufnahme unnötig und damit eventuell sogar als pathogen einzustufen ist, da bis jetzt ein physiologischer Bleibedarf als Spurenelement nicht nachgewiesen werden konnte*.“. Folglich kann festgehalten werden, dass es ein Bestreben der Gesellschaft sein muss, natürliche sowie anthropogene Bleibelastungen so weit wie möglich auszuschließen.

2.2 Bleiintoxikation

Eine Vergiftung durch das Schwermetall Blei wird als Bleiintoxikation bzw. Bleivergiftung oder auch Saturnismus (lat.) bezeichnet. Durch verbesserte arbeitshygienische Bedingungen ist das Krankheitsbild der Bleivergiftung in Deutschland sehr selten geworden. Dies ist ein möglicher Grund, warum der Saturnismus in heutiger Zeit unter der Ärzteschaft so geringe Beachtung findet (Wolf et al. 2001). Aber auch heute noch ist die berufliche Belastung durch das Schwermetall Blei sowie die erhöhte Empfindlichkeit von Kindern gegenüber dem Schadstoff von umweltmedizinischer Relevanz.

Es werden zwei Formen der Bleivergiftung beschrieben: eine akute und eine chronische Verlaufsform. Die Ausprägung der Bleiintoxikation ist abhängig von der Expositionsdauer gegenüber Blei, der Expositionsdosis sowie individuellen Faktoren.

Die akute Bleiintoxikation ist heute sehr selten geworden. Vergiftungsursachen können z. B. der Verzehr von Lebensmitteln aus bleihaltigen Gefäßen oder das Entfernen bleihaltiger Farbe von Gebäuden und Metallkonstrukten sein (Wilhelm & Ewers 1993, Wünsch 2003). In Kasuistiken wird u. a. die akute Bleivergiftung infolge der Anwendung bleihaltiger Salben beschrieben (Voack et al. 1993, Wolf et al. 2001). Höring et al. (1991) berichten von einem Fall von Vergiftung in krimineller Absicht durch das Untermischen von Bleiacetat (Bleizucker) unter Lebensmittel. Infolgedessen erkrankten mehrere Mitglieder einer Familie, davon zumindest eine Person mit den Symptomen einer akuten Bleivergiftung. Die akute Bleiintoxikation macht sich zunächst durch uncharakteristische Symptome wie leichte Erregbarkeit, Müdigkeit, Kopfschmerzen und Verdauungsstörungen bemerkbar. Eine schwere Vergiftung kann u. a. Anämie, Darmkoliken, Leber- und Nierenschäden, Nephropathien, Obstipation und eine Schädigung des zentralen wie auch peripheren Nervensystems zur Folge haben. Bei Kindern wird die akute Vergiftung häufig mit dem Pica-Syndrom in Verbindung gebracht, welches die zwanghafte Aufnahme von nicht Essbarem beschreibt (Wünsch 2003). Organische Bleiverbindungen können Symptome wie Blutdruckabfall, Delirium und Hyperreflexie verursachen und in besonders schweren Fällen bereits nach zwölf Stunden zum Tod führen (Wilhelm & Ewers 1993).

Eine längere Exposition gegenüber niedrigen Dosen an Blei kann in eine chronische Vergiftung münden. Die Symptome können subklinisch wie auch klinisch sein. Wilhelm und Ewers (1993) beschreiben folgende Krankheitszeichen: Amenorrhoe, Appetitlosigkeit, Impotenz, Kopfschmerzen, Magen-Darm-Symptome, Müdigkeit, Schwächegefühl und Streckerschwäche. Eine chronischen Vergiftung kann Störungen der endokrinen Funktionen, des Immunsystems und der Reproduktion zur Folge haben. Bei der Entstehung von renalen Adenokarzinomen, Tumoren der Lunge und des Verdauungstraktes wird der chronischen Bleivergiftung eine noch unklare Rolle zugewiesen (Wünsch 2003). Typische Symptome einer chronischen Intoxikation durch organische Bleiverbindungen sind Bradykardie, Hyperreflexie, Hyperthermie, Hypertonie, Kopfschmerzen, Müdigkeit, Schlaflosigkeit, Schreckträume, Spasmen und Tremor (Wilhelm & Ewers 1993).

Voack et al. (1993) haben den verschiedenen Vergiftungsformen konkrete Blutbleiwerte zugeordnet (Tab. 1).

Tab. 1: Blutbleiwerte und deren toxikologische Zuordnung (Quelle: Voack et al. 1993)

Toxikologische Zuordnung des PbB-Wertes	Blei im Blut in $\mu\text{mol/l}$
Normalwerte für nicht-exponierte Personen	<0,97
durchschnittliche Beschwerdefreiheit	<1,93
toxischer Bereich	>3,50
subklinische Bleivergiftung	<3,38
leichte Bleivergiftung	<3,86
mittelschwere Bleivergiftung	<5,80
schwere subakut-chronische Bleivergiftung	>7,25

2.2.1 Historischer Abriss der Bleivergiftung

Das Schwermetall Blei wird vom Menschen schon seit über 6.000 Jahren als Werkstoff benutzt. Der Bleiabbau begann wahrscheinlich in der Bronze- oder Eisenzeit (Needleman o. J.). Blei etablierte sich aufgrund seiner Eigenschaften wie Korrosionsbeständigkeit und die Möglichkeit zur Kaltbearbeitung zu einem beliebten und viel eingesetzten Werkstoff. Ein ausgedehnterer Bleiabbau sowie die damit erhöhte Bleiverarbeitung begann um etwa 2.500 v. Chr., als Silber in den Bleimineralen entdeckt wurde (Wünsch 2003). Untersuchungen an Eisbohrkernen aus Grönland haben gezeigt, dass es aufgrund des Bleiabbaus und der Bleiverhüttung während des Römischen Reiches zu erheblichen Bleiemissionen in der nördlichen Hemisphäre kam (Weiss et al. o. J.).

Eine erste Beschreibung der Vergiftung durch Blei gab Hippokrates von Kos um 370 v. Chr. in „De morbo vulgari“:

„Ein Arbeiter, der in der Metallgewinnung beschäftigt war, spürte ein Zusammenziehen in der Magengegend, der Bauch verhärtete sich, wurde wenig frei und füllte sich mit Gas, die Gewebe verfärbten sich. Das Übel befiel dann das linke Knie, stieg daraufhin in den Bauch und endete in einer Krise.“ (zitiert nach Tunsch 2004).

Der Grieche Nikeander erwähnte um 100 v. Chr. Bleikoliken im Zusammenhang mit der Aufnahme von Bleiglätte und Bleiweiß (Tunsch 2004).

Das Römische Reich

Die erste Massenproduktion von Blei im Römischen Reich ließ gleichzeitig die Häufigkeit der Bleivergiftung ansteigen. Zu dieser Zeit entstand das Bleihandwerk mit

einer Verarbeitungsmenge von ca. 80.000 t Blei pro Jahr (Marquardt & Schäfer 2004). Wunsch (2003) gibt an, dass rund 140.000 Arbeiter pro Jahr an ihrem Arbeitsplatz dem Schwermetall Blei ausgesetzt waren. Trotz des Wissens um die gesundheitsgefährdende Wirkung von Blei, war der Bedarf und die Nachfrage an dem Schwermetall sehr hoch. Grund hierfür waren v. a. dessen vielfältige Verwendungsformen: Es wurde in Make-up, als Pigment in Farbe, als Spermatizid zur Geburtenkontrolle, als ideales Metall zur Kaltbearbeitung, zur Haltbarmachung von Wein, als Süßungsmittel und bei der Herstellung von Küchengeschirr, Haushaltsgegenständen, Münzen und Wasserleitungen aus Blei verwendet (Lewis 1985).

Die Eintragspfade von Blei in den menschlichen Körper waren zur Zeit des Römischen Reiches dementsprechend vielfältig. Needleman (o. J.) nimmt eine tägliche Bleiaufnahme von 35 bis 250 mg pro Person an. Eine besondere Bedeutung bei der erhöhten Bleiaufnahme hatte dabei ein Sirup, der auch als *sapa*, *defrutum*, *hepsema*, *car(o)enum* oder *siraeum* (*sireion*) bezeichnet wurde. Dieser wurde u. a. als Süßungsmittel, als Konservierungsmittel für Obst und zur Verbesserung von Farbe, Süße, Bouquet und Haltbarkeit von Wein eingesetzt. Zu dessen Herstellung wurde Traubensaft langsam in einem Bleitopf verkocht. Durch die Säure der Trauben löste sich das Blei besonders stark aus dem Kochgeschirr. Der süße, aromatische Sirup als Endprodukt enthielt etwa 1 g Blei pro Liter (Needleman o. J., Nriagu 1983).

Viele der Bleiprodukte waren selbst für die ärmsten Bevölkerungsschichten erschwinglich. Einen regulären Gebrauch konnte sich jedoch nur die Oberschicht leisten (Lewis 1985). Die Mitglieder letzterer litten folglich häufiger an einer Bleivergiftung, die sich u. a. durch Gicht bemerkbar machte. Nriagu (1983) bezeichnet Gicht daher als die mögliche Manifestation einer subklinischen Bleivergiftung. Die erhöhte Bleiaufnahme bei der römischen Oberschicht wird nicht nur für die epidemische Verbreitung der Gicht im Römischen Reich, sondern auch für weitere Auffälligkeiten v. a. unter römischen Aristokraten verantwortlich gemacht: Männer und Frauen litten häufig unter Sterilität bzw. Unfruchtbarkeit und die Rate der Fehlgeburten war hoch. Eine gewisse mentale Inkompetenz wird vielen einflussreichen römischen Persönlichkeiten nachgesagt, die ebenfalls der toxischen Wirkung von Blei zugeschrieben werden kann. Aus diesem Grund wird der Fall des Römischen Reiches häufig mit den Folgen der Bleivergiftung in Verbindung gebracht (Lewis 1985).

Neuzeitliche Entwicklungen

Nriagu (2000) beschreibt die Bleivergiftung als die vielleicht einzige vom Menschen geschaffene Krankheit, der man es erlaubte über Jahrhunderte pandemische Ausmaße anzunehmen, obwohl Maßnahmen zur Prävention möglich waren und sind. Der Niedergang der Britischen „Upper Class“ kann ähnlich dem des Römischen Reiches der Bleivergiftung zugeschrieben werden, verursacht durch reichlichen Konsum von Portwein im 18. und 19. Jahrhundert (Trotter 1990). Ein starker Anstieg der Bleivergiftung vom 18. bis 20. Jahrhundert ist mit der erhöhten Weltproduktion an Blei im Rahmen der Industrialisierung und dem erhöhten Energiebedarf zu erklären (Needleman o. J., Tunsch 2004). Bis Anfang des 20. Jahrhunderts wurde der Saturnismus v. a. in Verbindung mit der beruflichen Exposition gegenüber Blei in Verbindung gebracht, da in diesem Bereich die meisten Fälle akuter Bleivergiftung bekannt wurden. Die berufliche Bleiintoxikation wurde im Jahr 1925 als Berufskrankheit in Deutschland anerkannt. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts zeigte sich erstmals ein erhöhtes Forschungsinteresse an den Auswirkungen chronisch niedrigdosierter Bleiexposition und deren Auswirkungen bei Kindern. Die Einführung von Bleitetraethyl/tetramethyl als Antiklopfmittel in Kraftfahrzeugen und der gleichzeitig rasante Anstieg von Personenkraftwagen ließ die Bleiemissionen und somit die Bleiexposition von den 1920er bis 1970er Jahren stark ansteigen. Erst in den 1970er Jahren wurden in Deutschland erste Maßnahmen zur Emissionsminderung ergriffen. Die Einführung niedrigerer Grenzwerte für Blei führte zu einem verbesserten Arbeits- und Umweltschutz und somit zu einer Abnahme der Bleiexposition (HVBG 2004, Krachler & Sholyk 2005, Reigart et al. o. J., Wunsch 2003).

2.2.2 Absorption, Distribution und Elimination von Blei im Menschen

Um die Wirkung von Blei im menschlichen Organismus besser zu verstehen, ist es notwendig, sich mit dessen Verhalten im Körper auseinander zu setzen. Dabei wird in diesem Abschnitt folgenden Fragen nachgegangen:

Wie erfolgt die Aufnahme des Bleis in den Körper? (Absorption)

Wie verhält und verteilt sich Blei im Körper? (Distribution)

Über welche Mechanismen kann Blei wieder ausgeschieden werden? (Elimination)

Absorption

Die Aufnahme des Bleis in den Körper kann über drei Wege stattfinden (Langer 1999, Schmidt et al. 1930):

- über den Gastrointestinaltrakt durch Ingestion,
- über den Atemtrakt durch Inhalation und
- über die Haut durch Resorption.

Ingestion:

Blei wird u. a. durch bleihaltige Lebensmittel und Trinkwasser, verunreinigte Hände oder durch Verschlucken von Trachealsekret oral durch Ingestion aufgenommen (Langer 1999). Die gastrointestinale Absorptionsquote unterliegt dem Einfluss verschiedener Faktoren und wird beim Erwachsenen auf 10 Prozent, beim Kind auf 50 Prozent geschätzt (Wilhelm & Ewers 1993, WHO 2001). Die Resorption von Blei im Körper findet v. a. in den oberen Dünndarmabschnitten und nur in geringem Maße über die Magenschleimhaut statt. Der Dünndarm hat durch die Darmzotten eine Oberfläche von rund 200 m^2 , von der sich ungefähr die Hälfte im oberen Viertel des Dünndarms befindet. Die Aufnahme von Blei erfolgt um so vollständiger, je langsamer sich der Darminhalt bewegt und je kleiner die Bleipartikel sind. Das resorbierte Blei gelangt über die Kapillare des Pfortadersystems in die Leber. Von dort wird ein Teil des Bleis über die Galle wieder in den Darm eingeschleust und schließlich ausgeschieden. Ein anderer Teil des Schwermetalls gelangt über die Zentralvene (Vena centralis) in die untere Hohlvene (Vena cava inferior) und von dort aus über das Herz in den kleinen und anschließend den großen Blutkreislauf (Birgersson et al. 1988, Schmidt et al. 1930). Eine ausführlichere Beschreibung der Funktion der Leber wird im Zusammenhang mit der Elimination von Blei gegeben. Wie bereits erwähnt wird die gastrointestinale Resorptionsquote von Blei von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Fasten erhöht die Aufnahme von Blei. Über die Mechanismen liegen noch keine genaueren Erkenntnisse vor. In Experimenten mit Ratten hat sich jedoch gezeigt, dass eine Zugabe von Eisen während des Fastens diesen Effekt fast vollständig aufhebt. Eine kalziumarme Ernährung erhöht ebenfalls die Absorption von Blei sowie dessen Toxizität. Diskutiert werden hierbei gemeinsame Transportmechanismen für Kalzium und Blei. Folglich kann bei Vorhandensein von ausreichend Kalzium weniger Blei aufgenommen werden. Entsprechend bei Demineralisierungsprozessen wie während der Schwangerschaft und Laktation, nach der Menopause oder bei Osteoporose erhöht sich der Blutbleispiegel (PbB-Spiegel) (Mahaffey 1990). In der Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktorenanalytik (1987-1988) wurde eine negative Assoziation zwischen dem PbB-Spiegel und der Kalziumaufnahme bzw.

dem Verzehr von Milch sowie Milchprodukten festgestellt (Weyermann & Brenner 1997). Lommel et al. (2002a) stellten ebenfalls eine Abnahme des PbB-Spiegels bei steigendem Milchkonsum fest. In der Literatur wird weiterhin eine erhöhte Bleiabsorption durch den Mangel an Eisen, Kupfer, Phosphor, Selen, Vitamin D und Zink in der Nahrung sowie bei fett- und proteinreicher Ernährung beschrieben (Langer 1999, WHO 1995, WHO 2001, Wilhelm & Ewers 1993).

Inhalation:

Blei kann über die Atemluft inhalativ aufgenommen werden, wobei Zigarettenrauchen eine zusätzliche Belastung mit dem Schwermetall darstellt. Die Resorptionsquote beträgt in Abhängigkeit von mehreren Faktoren beim Erwachsenen 20 bis 60 Prozent. Über die Resorptionsquote bei Kindern liegen noch keine Daten vor. Die Aufnahme des Bleis erfolgt über zwei Stufen: Deposition und Absorption. Erstere ist abhängig von der Partikelgröße sowie der Atemfrequenz. Je kleiner die Partikel und/oder je höher die Atemfrequenz, desto mehr Blei kann inhalativ aufgenommen werden. Größere Partikel (Durchmesser größer als 5 µm) werden in den oberen Atemwegen abgelagert und können durch den mukoziliären Transport aufwärts transportiert werden. Durch Verschlucken des bleihaltigen Trachealsekrets kann die orale Bleiaufnahme erhöht werden. Partikel mit einer Größe von unter 1 µm werden bevorzugt im Alveolarbereich abgelagert (WHO 2001, Wilhelm & Ewers 1993). Körperlich anstrengende Arbeit erhöht die Atemfrequenz und damit die aufgenommene Luftmenge. Gleichzeitig pumpt das Herz mehr Blut durch den Körper und somit auch durch die Lunge. Der gesunde erwachsene Mensch besitzt mehrere hundert Millionen Alveolen, die zusammen eine Oberfläche von ca. 100 m² ergeben. Diese Alveolen sind an der Außenseite von Blutkapillaren überzogen, wobei Alveolen und Kapillare nur durch zwei dünne Zellschichten voneinander getrennt sind. Blei aber auch andere Chemikalien, die bis in die Alveolen vordringen, können dementsprechend leicht ins Blut durch Diffusion aufgenommen werden (Birgersson et al. 1988). Im Vergleich zu dem über Ingestion aufgenommenen Blei, besitzt das inhalierte Blei eine erhöhte Toxizität für den Körper. Zum einen wird es über die große Oberfläche der Alveolen schneller ins Blut aufgenommen und zum anderen gelangt es unter Umgehung der Lebersperre sofort in den Blutkreislauf (Langer 1999, Schmidt et al. 1930).

Hautresorption:

Die kutane Aufnahme von Blei wird von den Autoren als gering beschrieben. Lediglich die Aufnahme von organischen (lipophilen) Bleiverbindungen über die Haut spielt besonders bei beruflicher Exposition (Flugzeugmechaniker, Reinigung von Benzintanks) eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Anorganische, lipophile Bleiverbindungen können nur durch Verletzung oder Entzündung der Haut penetriert werden (Langer 1999, WHO 1995, Wilhelm & Ewers 1993). Die Aufnahme über die 1,5 bis 2 m² große Hautoberfläche erfolgt durch Diffusion, wobei die Resorptionsquote von mehreren Faktoren abhängig ist. Organische Bleiverbindungen können um so schneller über die Haut eindringen, je dünner die Oberhaut ist. Dementsprechend kann Blei schneller über die Haut der Oberseite der Hände oder der Arme (Felderhaut) aufgenommen werden, als dies bei den Handflächen und den Fußsohlen (Leistenhaut) der Fall ist. Gelangt das Schwermetall in die darunter liegende Lederhaut, kann dieses leicht in die dort vorhandenen Blutgefäße diffundieren. Vergleichbar der Inhalation gelangt das über die Haut aufgenommene Blei unter Umgehung der Lebersperre in den Blutkreislauf (Birgersson et al. 1988, Pschyrembel 1998).

Distribution

Nachdem das Blei ins Blut aufgenommen wurde, bindet es sich dort zum großen Teil an das Hämoglobin der Erythrozyten. Nur ca. ein Prozent des Bleis verbleibt im Blutplasma und ist dabei an das Albumin oder hochmolekulare Globuline gebunden. Das Verhältnis von Blei im Blutplasma und in den Blutzellen ist abhängig vom Blutbleispiegel. Je höher die Konzentration von Blei im Blut, desto höher ist der Anteil von Blei im Plasma. Dieser Effekt hat besondere Bedeutung bei der Verteilung von Blut in das Gewebe (Wilhelm & Ewers 1993).

Vom Blut aus wird ein Großteil des Bleis in kalzifiziertes Gewebe (v. a. Knochen) eingelagert. Der Anteil des Knochenbleis an der Gesamtkörperlast durch Blei wird auf 90 Prozent geschätzt. Dabei befinden sich 70 Prozent des Knochenbleis als Tri-Bleiphosphat im kompakten Knochengewebe (kortikaler Knochen). Ein kleiner Teil des Bleis ist als Di-Bleiphosphat im trabekulären Knochen gespeichert und kann schneller ins Blut freigesetzt werden. Das Bleiphosphat ersetzt im Knochen das Kalziumphosphat und kann wie Kalzium in Demineralisierungsprozessen freigesetzt werden (Hopf 2004, Langer 1999, Wilhelm & Ewers 1993). Ein weiterer Teil des

Blutbleis wird in die Weichteile eingelagert. Die Literatur nennt entsprechend ihrer physiologischen Funktion als besonders bleibelastete Organe die Leber und die Niere. Der Anteil der Gesamtkörperlast an Blei durch die Weichteile wird auf neun Prozent geschätzt (Hopf 2004, Wilhelm & Ewers 1993). Weiterhin können Bleiionen die Blut-Hirn-Schranke in gewissem Umfang passieren – bei Kindern leichter als bei Erwachsenen – und folglich in Gehirnzellen nachgewiesen werden. Bleiionen können darüber hinaus die Plazenta-Schranke überwinden und in Föten ab der 12. Schwangerschaftswoche nachgewiesen werden (Wilhelm & Ewers 1993).

Hopf (2004) unterteilt die Bleikompartimente hinsichtlich ihrer Mobilisation von Blei:

1. schnell austauschbarer Pool: Blut und Anteile der Weichgewebe,
2. relativ leicht austauschbarer Pool: Weichgewebe und trabekulärer Knochen,
3. depotbildendes Kompartiment: kortikaler Knochen und Zähne.

Rabinowitz (1991) verwendet ein 2-Kompartiment-Modell um die Gesamtleistlast des Körpers zu berechnen. Im Kompartiment Blut (inkl. Weichteile) wird für Blei eine Halbwertszeit von einem Monat angenommen. Im Kompartiment Knochen rechnet Rabinowitz mit einer Halbwertszeit von Blei in Höhe von 10 bis 30 Jahren. Diese Ausgangsdaten verrechnet er mit der unterschiedlichen Bleikonzentration in den Kompartimenten sowie deren Masse. Als Ergebnis wird eine Gesamtkörperlast von 0,5 bis 1,0 mg Blei im Kompartiment Blut und 25 bis 750 mg Blei im Kompartiment Knochen angegeben.

Elimination

Die Ausscheidung von Blei aus dem Körper kann auf drei Wegen geschehen: über den Gastrointestinaltrakt, über die Niere und über die Haut. Letzterer kommt eine untergeordnete Bedeutung zu und wird in der Literatur nicht weiter beschrieben. Die Ausscheidungsverhältnisse über die einzelnen Wege sind nicht genau bekannt. Es gibt eine Schätzung, dass durchschnittlich drei viertel des Bleis renal über den Urin ausgeschieden werden, wobei große individuelle Unterschiede vermutet werden (Schmidt et al. 1930, Wilhelm & Ewers 1993). Ein entscheidender Faktor bei der Elimination von Blei ist dessen Halbwertszeit, die sehr stark zwischen den einzelnen Kompartimenten schwankt. Wilhelm und Ewers (1993) nehmen eine Halbwertszeit für Knochenblei von 10 bis 20 Jahre (in trabekulären Knochen kürzer als in Kortikalis)

und von Blei in Blut bzw. Weichgewebe von 20 Tagen an. Das Knochenblei kann dementsprechend einen Biomarker für die Messung einer länger zurückliegenden Exposition darstellen. Die Anthropologie bedient sich dieses Parameters, um Vergleiche zwischen der heutigen Bleiexposition und der in vorgeschichtlicher Zeit zu ermitteln (Gonzales-Reimers et al. 2003).

Der gesamte Gastrointestinaltrakt kann Blei ausscheiden, angefangen von den Mundspeicheldrüsen. Der Großteil des Bleis (80 %) wird jedoch über die Galle eliminiert. Über den Gastrointestinaltrakt aufgenommenes Blei muss zunächst die Lebersperre passieren. Das Blei gelangt über das Pfortadersystem in die Leber, die eine Filterfunktion für Fremdstoffe besitzt. Das sich im Blut befindende Blei kann durch die Kapillarendothelien und die Kupfer-Sternzellen, die dem Monozyten-Makrophagen-System angehören, abgefangen und in die Leberzellen transportiert werden. Von dort aus gelangt das Blei in die Gallenkapillare und schließlich wieder in den Darm. Ein Teil des oral aufgenommenen Bleis kann somit über die Faeces ausgeschieden werden (Birgersson et al. 1988, Schmidt et al. 1930).

Wie bereits erwähnt, kommt der Niere bei der Ausscheidung von Blei eine besonders große Bedeutung zu. Die Mechanismen der glomerulären Filtration und tubulären Sekretion spielen dabei eine entscheidende Rolle. Das Blei gelangt über die Nierenarterie in die stark durchblutete Niere. Im Glomerulus, einem stark verzweigten Kapillarknäuel mit großen Spalten in der Kapillarwand, wird das Blut filtriert. Das Filtrat wird von der Bowman-Kapsel aufgefangen, die in einen Tubulus mündet. Der filtrierte Primärharn fließt durch den Tubulus. Neben der Funktion der aktiven Rückresorption von körperwichtigen Stoffen, können auch Stoffe wie z. B. Blei vom Blutsystem direkt in den Tubulus abgegeben werden. Durch diese tubuläre Sekretion entsteht der Sekundärharn. Mehrere Tubuli laufen zu immer größeren Kanälen zusammen, die im Nierenbecken enden und schließlich in den Harnleiter münden. Das Blei gelangt als Bestandteil des Harns über diesen Weg in die Harnblase und wird über die Harnröhre mit dem Urin ausgeschieden (Birgersson et al. 1988, Wilhelm & Ewers 1993).

Eine besondere Stellung hat die Ausscheidung von Blei über die Muttermilch, da dies eine bedeutende Expositionsquelle für den Säugling darstellt. In Messungen wurden bis zu 50 µg Blei pro Liter Muttermilch festgestellt (Wilhelm & Ewers 1993).

Wilhelm und Ewers (1993) haben ein Modell zur Bleikinetik (siehe Abb. 1) im Organismus entwickelt, welches die in diesem Abschnitt erläuterten Mechanismen zusammenfassend darstellt. Nicht beachtet werden in diesem Modell die dermale Aufnahme von Blei sowie dessen Elimination über die Haut.

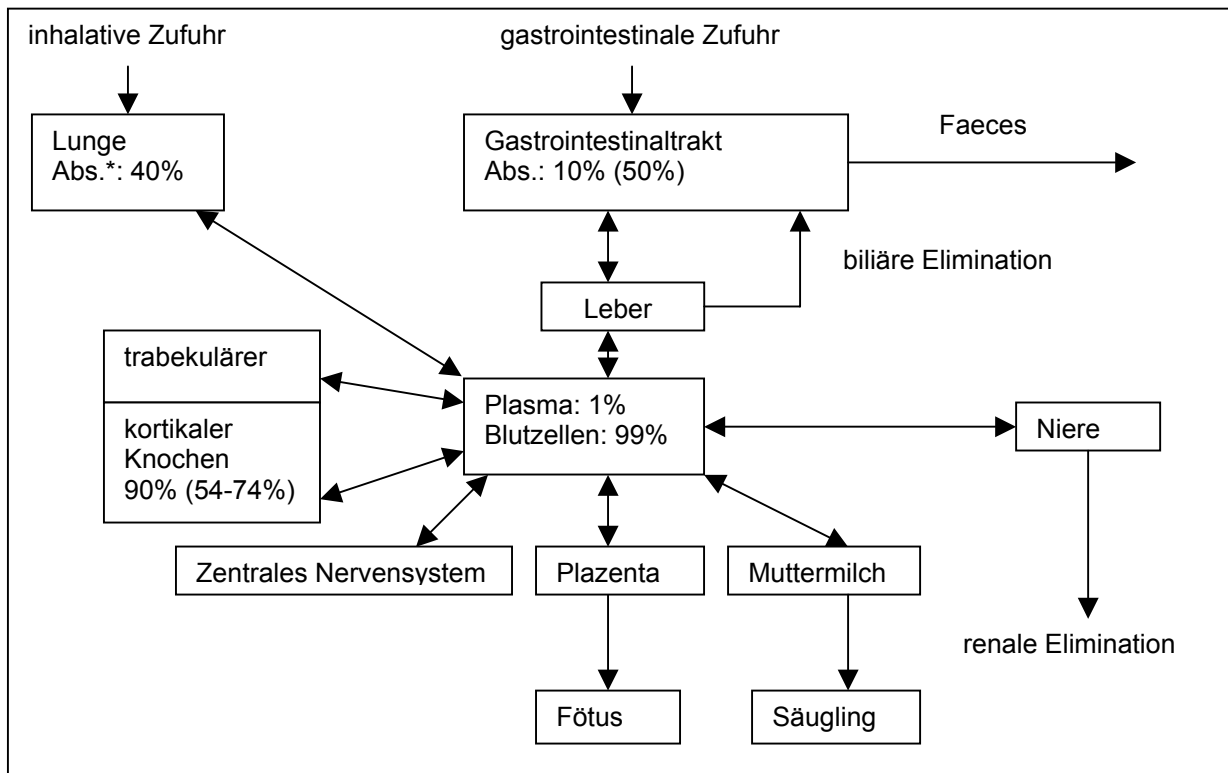


Abb. 1: Modell zur Bleikinetik im menschlichen Organismus (mod. n. Wilhelm & Ewers 1993)

Erläuterung zur Abb. 1: die Angaben in Klammern beziehen sich auf Kinder

2.2.3 Hauptsymptome der Bleivergiftung

Als Kardinalsymptome einer Bleiintoxikation nennen Schmidt et al. (1930) das Bleikolorit, den Bleisaum, die basophile Körnung der Erythrozyten, die Koproporphyrinurie und die Streckerschwäche.

Bleikolorit ist die Bezeichnung für eine Blässe der Haut beruhend auf der Schädigung der Blutbildung im Knochenmark und auf Gefäßkontraktionen. Dabei weisen die Konjunktiven eine normale Farbe auf. Auf den Wangenknochen bleibt oft ein Teil der früheren Gesichtsfarbe („hektisches Rot“) zurück. Besonders bei Arbeitern, die starker Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind, kann dieses Symptom aufgrund der Bräunung der Haut nur unzureichend diagnostiziert werden (Behrends et al. 1980, Schmidt et al. 1930).

Ein Bleisaum entsteht bei der Fällung des aus dem Speichel abgegebenen Bleis unter Vorhandensein von Schwefelwasserstoff. Das dabei entstandene Bleisulfid lagert sich als bläulich-schwarze Linie am Zahnfleischrand ab. Ein Bleisaum entsteht in Abhängigkeit von der Mundhygiene. Bei sehr gut gepflegten Zähnen befindet sich weniger Schwefelwasserstoff im Mund und der Bleisaum tritt dementsprechend seltener auf. Dieses Symptom ist bei Kindern seltener anzutreffen, da diese meist strafferes und gesünderes Zahnfleisch als Erwachsene besitzen (Schmidt et al. 1930, Voack et al. 1993).

Die weiteren Kardinalsymptome einer Bleivergiftung – basophile Körnung der Erythrozyten, Koproporphyrinurie und Streckerschwäche – werden im Abschnitt 2.2.4 im Zusammenhang mit den Wirkungen von Blei im Körper näher erläutert.

2.2.4 Wirkung von Blei im menschlichen Organismus

Reigart et al. (o. J.) bezeichnen Blei als ubiquitäres Umweltgift, welches alle Systeme des Körpers beeinflussen kann. Tunsch (2004) und Hopf (2004) konkretisieren die Wirkung von Blei im Körper und nennen dabei als Hauptzielorgane der Bleivergiftung das blutbildende System, den Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Nieren. Tunsch (2004) beschreibt die Bleivergiftung des Menschen weiter als „toxische Porphyrie mit abdominell-neurologisch-kardiovaskulärem Symptomenkomplex“. Die Wirkungsqualität und –stärke von Blei werden besonders durch die auf das Organ einwirkende Dosis sowie dessen Empfänglichkeit bestimmt. Die Wirkungsmechanismen von Blei im menschlichen Organismus sind nur teilweise bekannt, insbesondere in Bezug auf das Immunsystem, das Reproduktionssystem und Zellteilungsmechanismen. Die Schadwirkung von Blei im Körper resultiert wahrscheinlich v. a. aus der Akkumulation von Stoffwechselprodukten bzw. aus Synthesedefiziten wichtiger Schlüsselproteine (Hopf 2004).

Wirkungen von Blei auf das blutbildende System

Eine chronische Bleivergiftung geht häufig mit einer bleiinduzierten, hypochromen und mikrozytären Anämie einher (Wilhelm & Ewers 1993). Als Schwellenwert für die Ausbildung der bleiinduzierten Anämie gibt die WHO (2001) einen PbB-Spiegel von 500 µg/l bei Erwachsenen und 250 µg/l bei Kindern an. Aber auch bereits geringere Dosen an Blei können eine Störung der Blutbildung bedingen. Im Blutausschlag fallen

eine höhere Anzahl an Retikulozyten sowie basophil getüpfelte Erythrozyten auf (Wilhelm & Ewers 1993). Die pathologischen Ursachen hierfür liegen in der Hemmung zweier für die Blutbildung wichtiger Mechanismen: der Hämsynthese sowie der Globinsynthese. Häm und Globin bilden zusammen den roten Blutfarbstoff Hämoglobin, der einen bedeutenden Funktionsbestandteil der Erythrozyten darstellt. Die Hämsynthese wird durch die Hemmung von drei Schlüsselenzymen gestört. Eine Hemmung der Delta-Aminolävulinsäuredehydrase (δ -ALA-D) kann bereits ab einem PbB-Spiegel von 100 bis 200 $\mu\text{g/l}$ stattfinden. Ein PbB-Spiegel von 900 bis 1.000 $\mu\text{g/l}$ kann eine fast komplette Enzymhemmung bewirken. Als Folge der Enzymhemmung steigt die Delta-Aminolävulinsäure(δ -ALA)-Konzentration in Blut und Urin an. Eine erhöhte δ -ALA-Ausscheidung über den Urin ist bereits ab einem PbB-Spiegel von 400 $\mu\text{g/l}$ festzustellen. Eine Hemmung der Koproporphyrin-Oxidase führt zu einem Anstieg des Koproporphyrin III im Blut sowie dessen erhöhte Ausscheidung über den Urin. Durch Hemmung der Ferrochelatase wird der Einbau von zweiwertigem Eisen in Protoporphyrin IX – einer Vorstufe des Häm – behindert. Infolgedessen steigt die Konzentration an freiem Erythrozytenprotoporphyrin (FEP) im Blut an, welches bereits ab einem PbB-Spiegel von 200 $\mu\text{g/l}$ nachweisbar ist. Wird Zink anstelle von Eisen eingelagert, so entsteht Zinkprotoporphyrin IX (ZPP). Die Globinsynthese kann durch einen Mangel an Pyrimidin-5-Nukleosidase gehemmt werden (Pschyrembel 1998, Tunsch 2004). Eine Bleivergiftung kann durch Messung der im Blut akkumulierten Metaboliten des Porphyrinstoffwechsels (δ -ALA, Koproporphyrin III, FEP, ZPP) diagnostiziert werden (Schlegel & Kufner 1976, WHO 2001).

Wirkungen von Blei auf den Gastrointestinaltrakt

Typische Krankheitsbilder der Bleivergiftung sind die Bleikolik und die spastische Obstipation, die bereits ab einem PbB-Spiegel von 400 $\mu\text{g/l}$ auftreten können. Als unspezifische Symptome können Appetitlosigkeit, Bauchschmerzen, Erbrechen, Gewichtsabnahme, Krämpfe, Übelkeit sowie Verstopfung auftreten. Während der Verdauung kommt der gesamte Gastrointestinaltrakt mit dem aufgenommenen Blei in Berührung. Bereits in der Mundhöhle kann eine schwärzliche Verfärbung des Zahnfleischrandes – der Bleisaum – auftreten. Eine akute Vergiftung mit Blei kann eine akute Gastroenteritis hervorrufen, die aufgrund der Ätzwirkung von Blei entsteht. Eine chronische Exposition mündet eher in eine chronische Enteritis, die mit Drüsenatrophie im Magen und Dünndarm sowie Vermehrung des interlobulären Bindegewe-

bes einhergehen kann. Es gibt Vermutungen, dass Blei ebenfalls eine hepatotoxische Wirkung besitzt. Aufgrund der Entgiftungsfunktion der Leber wird Blei ebenfalls in die Leberzellen eingelagert. Befunde zu subakuter Leberdystrophie und Fettleber wurden bei akuter und chronischer Exposition gefunden (Schmidt et al. 1930, Tunsch 2004, WHO 2003).

Wirkungen von Blei auf das Nervensystem

Blei kann sowohl auf das zentrale als auch das periphere Nervensystem schädigende Effekte haben. Typische Symptome für eine Einwirkung von Blei auf das Zentrale Nervensystem (ZNS) im leichten Stadium sind Abgeschlagenheit, herabgesetzte Gedächtnis- und Konzentrationsleistung, Kopfschmerzen, Muskeltremor und Muskelzuckungen, Schlaf- und Ruhelosigkeit sowie Schwindel (Wilhelm & Ewers 1993). Barth (2002) fand in einer Fall-Kontroll-Studie (48 Fälle mit beruflicher Bleiexposition, 58 Kontrollen) einen Zusammenhang zwischen erhöhter Bleiexposition und Beeinträchtigung des Abstraktionsvermögens, der kontinuierlichen Kurzzeitgedächtnisleistung und des räumlich visuellen Denkens. Im schweren Stadium der Bleivergiftung kann es zu einer Bleienzephalopathie kommen, die mit Krämpfen und psychischen Alterationen einhergeht. Als Schwellenwert wird ein PbB-Spiegel von 1.000 bis 1.200 µg/l bei Erwachsenen und 800 bis 1.000 µg/l bei Kindern angegeben (WHO 2001, Wilhelm & Ewers 1993). Negative Wirkungen auf das periphere Nervensystem können ab einem PbB-Spiegel von 300 bis 700 µg/l nachgewiesen werden. Durch Schädigung peripherer, motorischer Nervenbahnen können folgende Symptome auftreten: Streckerschwäche der Hand (v. a. der Gebrauchshand), beidseitige Radialislähmung des Unter- bzw. Oberarmes (Fallhand) sowie eine motorische Polyneuritis. Eine Herabsetzung der Nervenleitgeschwindigkeit und die Störung des autonomen Nervensystems können ab einem PbB-Spiegel von 300 bis 400 µg/l auftreten (Tunsch 2004, Wilhelm & Ewers 1993). Eine Manifestation der Polyneuropathie bzw. Bleienzephalopathie kann u. U. erst nach Jahren der Exposition erfolgen (Triebig 1984).

Über die neurotoxischen Mechanismen wird noch diskutiert. Es gibt folgende Annahmen: negativer Einfluss von Blei auf die Neurotransmission an den Synapsen, adverse Wirkung der akkumulierten Metaboliten des Porphyrinstoffwechsels auf das Nervensystem, negative Wirkung von Blei auf embryonale und frühkindliche Gefäßregulation (spasmogene Wirkung auf Kapillare im ZNS, passagere Ischämien, verzö-

gerte Reifeprozesse) sowie Effekte auf die kalziumabhängige nervale Erregbarkeit und Erregungsleitung (Störung der Impulsleitung in sensiblen und motorischen Nervenfasern) (Hopf 2004). Bei der akuten Bleiexposition wurden folgende Gefäßveränderungen am ZNS beobachtet: perivaskuläre eiweißreiche Exsudate, Endothelveränderungen, vereinzelt Kapillarthrombosen und petechiale Blutungen. Bei der chronischen Bleiexposition werden herdförmige Atrophien, Gliawucherung, Entzündungsreaktionen, Markscheidenverlust und Fibrosierung beschrieben (Tunsch 2004).

Kinder stellen eine besondere Risikogruppe für die Auswirkungen von Blei am ZNS dar, da das Schwermetall die neurophysiologische Entwicklung behindern kann (Daunerer 1996). Eine negative Assoziation zwischen dem PbB-Spiegel und dem Intelligenzquotient (IQ) von Kindern wurde in mehreren Studien festgestellt. Canfield et al. (2003) ermittelten in einer prospektiven Studie an drei- und fünfjährigen Kindern bei einer Erhöhung des PbB-Spiegels um 100 µg/l einen um durchschnittlich 4,6 Punkte niedrigeren IQ. Bei Kindern mit einem PbB-Spiegel von unter 100 µg/l war dieser Effekt noch stärker ausgeprägt. Bellinger et al. (1987) untersuchten in einer prospektiven Kohortenstudie Kinder von der Geburt bis zum zweiten Lebensjahr und fanden eine schlechtere kognitive Entwicklung bei hochbelasteten Kindern (PbB >100 µg/l) im Vergleich zu den weniger exponierten. Baghurst et al. (1992) fanden eine negative Assoziation zwischen chronischer Bleiexposition im Niedrigdosisbereich und der neuropsychischen Entwicklung während der ersten sieben Lebensjahre. Bei Sechsjährigen aus Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Sachsen-Anhalt wurde ein schwach signifikanter Zusammenhang zwischen der Bleibelastung und neuropsychischen Beeinträchtigungen gefunden. Eine negative Assoziation zwischen PbB-Spiegel und Klopftempo sowie Wahrnehmungsgenauigkeit wurde festgestellt, während keine statistisch signifikanten Effekte in Bezug auf das visuelle Gedächtnis und die Reaktionszeit gefunden wurden (Krämer et al. 1994). Eine Bleiexposition in der Kindheit ist assoziiert mit Defiziten in der ZNS-Funktion, die bis ins junge Erwachsenenalter anhalten (Needleman et al. 1990). Valent et al. (2004) berechneten die Krankheitslast von Kinder und Jugendlichen in Europa, die verschiedenen Umweltfaktoren und Unfällen zuzuschreiben sind. Grundlage dieser Berechnungen bildeten Berichte und Studien internationaler Behörden. Eine leichte Retardierung aufgrund von Bleibelastung machte insgesamt 4,4 Prozent der DALYs (disability-adjusted life years) aus.

Folgende Schlussfolgerung kann gezogen werden:

1. Als Folge der Bleivergiftung können bei Kindern neuropsychische Schäden auftreten, die häufig bis ins Erwachsenenalter hineinreichen.
2. Bereits eine geringe innere Bleiexposition mit einem PbB-Spiegel von unter 100 µg/l können zu Intelligenzdefiziten bei Kinder führen.

Wirkungen von Blei auf die Niere

Eine akute Belastung der Niere mit Blei tritt v. a. bei Kindern ab einem PbB-Spiegel von 800 bis 1.000 µg/l auf (Wilhelm & Ewers 1993). Durch Dysfunktion des proximalen Tubulus kann es zu einer erhöhten Ausscheidung von Aminosäure, Glukose und Phosphat im Urin – das sogenannte Fanconi Syndrom – kommen. In den Zellkernen der proximalen Tubuluszellen können Einschlusskörperchen nachgewiesen werden, welche aus Proteinen (lead binding proteins) und Blei bestehen. Diese Form der tubulären Dysfunktion ist nach Therapie reversibel (Loghman-Adham 1997, Wünsch 2003). Eine chronische Belastung mit Blei kann zu einer irreversiblen Bleinephropathie führen. Besonders häufig sind beruflich exponierte Erwachsene betroffen, wobei sich die Herausbildung der Bleinephropathie meist erst nach Jahren der chronischen Exposition bemerkbar macht. Eine frühe Diagnose der Erkrankung ist oft schwer möglich. Die histologischen Veränderungen an der Niere sind nicht spezifisch. Sie umfassen interstitielle Fibrose, tubuläre Atrophie und glomeruläre Sklerose. Die Einschlusskörperchen kommen mit zunehmender Belastung seltener vor. Als Folge der Nephropathie kann es nach jahrelanger Exposition zu Nierenversagen kommen, welches häufig in Verbindung mit Hypertonie, Hyperurikämie und Gicht auftritt (Loghman-Adham 1997, WHO 2003, Wünsch 2003).

Die genauen Mechanismen der schädigenden Wirkung von Blei auf die Niere sind noch nicht geklärt. Die Haupteffekte liegen wahrscheinlich im proximalen Tubulus und im Glomerulum. Ein Teil des Bleis wird im proximalen Tubulus rückresorbiert und in die Tubuluszellen aufgenommen. Dort lagert es sich v. a. in Zellkern, Mitochondrien, Mikrosomen und Lysosomen ab. Es wird angenommen, dass das akkumulierte Blei durch Blockierung von Enzymen Zellschäden am Tubulus verursacht (Tunsch 2004, Wünsch 2003).

Wirkungen von Blei auf das Gefäßsystem und den Blutdruck

Erste Gefäßveränderungen durch die Einwirkung von Blei wurden wahrscheinlich am Auge beobachtet. Aufgrund eines Spasmus der Bindehaut- und Netzhautgefäße kam es zu einem Fall plötzlicher Erblindung (Bleiamaurose). Blei kann eine Degeneration der glatten Muskulatur der Gefäße bewirken sowie Arteriitis mit Verstopfung des Lumens. Herz-, Hirn- wie auch Nierengefäße sind besonders von diesen Gefäßveränderungen betroffen (Schmidt et al. 1930). Ein Schwellenwert für die bleiinduzierte Hypertonie konnte aus bisherigen Forschungsergebnissen nicht abgeleitet werden. Es werden Zusammenhänge zwischen PbB-Spiegel und Hypertonie im Bereich von 50 bis 350 µg/l beschrieben. Die bleiinduzierte Hypertonie bei Männern ist besser erforscht als die bei Frauen. Eine Abnahme des PbB-Spiegel von 100 µg/l auf 50 µg/l konnte mit einer Abnahme des systolischen Blutdrucks um 1,25 mmHg bei Männern und um 0,8 mmHg bei Frauen assoziiert werden (Fewtrell et al. 2003). In der „British Regional Heart Study“ wurde ein schwach signifikanter Zusammenhang zwischen PbB-Spiegel und systolischem sowie diastolischem Blutdruck festgestellt. Mit der Verdopplung des PbB-Wertes wurde eine Erhöhung des systolischen Blutdrucks um 1,45 mmHg assoziiert. In einer Follow-up-Erhebung nach sechs Jahren konnten keine Beweise für eine Assoziation zwischen PbB-Spiegel und kardiovaskulären Erkrankungen gefunden werden (Pocock et al. 1988). Selevan et al. (1988) konnten keinen Zusammenhang zwischen beruflicher Bleiexposition und der Sterblichkeit an einem Herzinfarkt infolge bleiinduzierter Hypertonie finden.

Wirkungen von Blei auf die Reproduktion und das fötale sowie kindliche Wachstum

In hohen Dosen wirkt Blei auf Frauen und Männer reproduktionstoxisch. Eine hohe Bleiexposition bei Frauen kann zu Zyklusstörungen, zu einer erhöhten Fehl- und Totgeburtenrate sowie zur Unfruchtbarkeit führen. Daher ist es auch nicht verwunderlich, dass hohe Bleidosen noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts als Abtreibungsmittel benutzt wurden. Über die weibliche Reproduktion bei geringer Bleibelastung liegen noch keine Daten vor. Bei Männern mit einer akuten Bleiexposition kann es zu einer Störung des sexuellen Verhaltens, einer Störung der Spermiogenese (Asthen-, Hypo-, Teratospermie) sowie einer herabgesetzten Prostatafunktion kommen. Es wird angenommen, dass Blei einen direkten toxischen Effekt auf den Hoden hat. Folglich wird von höheren Unfruchtbarkeitsraten in Familien berichtet, die einer hohen Bleibe-

lastung ausgesetzt sind (Schmidt et al. 1930, Schwartz 1992, Wilhelm & Ewers 1993).

Eine mögliche Beeinträchtigung des prä- und postnatalen Wachstums bei Kindern kann bereits ab einem PbB-Spiegel von 100 bis 150 µg/l auftreten (Wilhelm & Ewers 1993). Es wurde ein Zusammenhang zwischen dem PbB-Spiegel der Mutter und einem reduzierten Gestationsalter sowie einem reduzierten Geburtsgewicht des Kindes gefunden. Die Bleigehalten der Plazenta waren dabei bei Kindern unter 2.500 g Geburtsgewicht fast dreimal so hoch wie bei Kindern mit einem Geburtsgewicht von über 4.000 g. Höhere PbB-Werte stellen zudem ein höheres relatives Risiko für eine Frühgeburt dar. Blutbleigehalten zwischen 50 und 350 µg/l sind negativ assoziiert mit Körpergröße und Körpergewicht von bis zu siebenjährigen Kinder. Es wurde eine Reduktion der Körpergröße um drei Prozent bei einem PbB-Spiegel von über 250 µg/l festgestellt. Eine hohe postnatale Bleiexposition mindert zwar das Wachstum, es wurde jedoch festgestellt, dass dieser Effekt reversibel ist, falls eine hohe pränatale Bleibelastung vermieden wird. Die höchsten negativen Effekte auf die Wachstumsrate werden bei hoher prä- und postnataler Bleiexposition beschrieben (Schwartz 1992).

Während der Schwangerschaft kann im Rahmen der Demineralisierung vermehrt Blei aus den Knochen ausgelagert werden. Die Ursache hierfür liegt in zwei Mechanismen. Zum einen erhöht sich während der Schwangerschaft das Blutvolumen, was zu einem erhöhten Bedarf an Kalzium führt, um den Blut-Kalzium-Spiegel konstant zu halten. Zum anderen benötigt der Fötus Kalzium für Ossifikation und Wachstum. Während der Laktation wird vermehrt Kalzium für die Bildung der Muttermilch benötigt, was ebenfalls Demineralisierungsprozesse auslösen kann (Silbergeld 1991).

Weitere Wirkungen von Blei

Eine kanzerogene Wirkung von Blei wird noch diskutiert. In Tierversuchen mit Ratten und Mäusen konnte bei hoher Bleiexposition eine kanzerogene Wirkung bereits nachgewiesen werden (Behrends et al. 1930, WHO 2001). Auch in Untersuchungen an Bleiarbeitern wurde ein schwach kanzerogenes Potenzial von Blei festgestellt (Wilhelm & Ewers 1993). Die International Agency for Research on Cancer (IARC) hat anorganische Bleiverbindungen in die Kategorie „möglicherweise für den Men-

schen kanzerogen“ („probably carcinogenic to humans“ – Group 2a) eingestuft. Es gibt wenige Beweise dafür, dass Blei direkt auf die DNA einwirkt. Blei interagiert aber mit Proteinen, die am DNA-Aufbau beteiligt sind. In Studien wurden folgende Tumore genannt, die mit einer Bleiexposition in Verbindung stehen können: Lungen- und Magenkarzinome, Tumore der Nieren und des Gehirns (IARC 2004). Die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) hat die Bleiverbindungen Bleiarsenat und Bleichromat als für den Menschen kanzerogen eingestuft (DFG 1999).

Blei hat möglicherweise eine immunotoxische Wirkung. In Tierversuchen zeigte sich bei erhöhtem PbB-Spiegel eine gesteigerte Infektanfälligkeit sowie eine höhere Anfälligkeit gegenüber verschiedenen Bakterien. Darüber hinaus nahm die Lymphozytenzahl und die Produktion von Immunglobulinen ab (Tunsch 2004).

In Tierversuchen konnte die Mutagenität von Blei nachgewiesen werden. In epidemiologischen Studien waren numerische sowie strukturelle Chromosomenaberrationen bereits bei niedrigen PbB-Werten nachweisbar (Tunsch 2004).

2.2.5 Besonderheiten der Bleivergiftung bei Kindern

In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde vermehrt Forschung zu den Auswirkungen von erhöhter Bleiexposition und Bleivergiftung bei Kindern betrieben. Bis zu dieser Zeit wurden lediglich Neugeborene von Bleiarbeitern in Forschungsarbeiten einbezogen, um die Auswirkungen der beruflichen Exposition zu erfassen (Nriagu 2000). Im Jahr 1892 wurde in Australien zum ersten Mal das Krankheitsbild des Saturnismus bei Kindern beschrieben. Zahlreiche Forschungen zu den Expositionspfaden ergaben, dass die erhöhte Bleibelastung v. a. aus der Verwendung von bleihaltiger Farbe für Innenräume resultierte. Als Folge wurde im Jahr 1914 in Australien die Verwendung von Blei in Innenraumfarbe gesetzlich verboten. Zunächst nahm man an, dass Kinder nach Überleben des akuten Stadiums keine Folgeschäden zu erwarten hätten. Der Amerikanische Neurologe Byers widerlegte im Jahr 1943 diese Annahme. Er wies nach, dass als Folge einer akuten Bleivergiftung Lernstörungen und Verhaltensauffälligkeiten bei Kindern auftreten konnten. Erst in Studien der späten 1970er bis den frühen 1990er Jahren zeigte sich, dass nicht nur die akute, sondern auch eine schleichende (chronische) Vergiftung durch geringe Bleimengen, Folgen für die Intelligenz und auf das Verhalten der betroffenen Kinder haben kann. In zahl-

reichen Studien wurden u. a. Defizite auf psychologische Funktionen wie Intelligenz, Wahrnehmung, Aufmerksamkeit, Sprachfunktion und soziale Anpassungsfähigkeit beschrieben. Als Folge dieser Forschungsergebnisse wurden in vielen Ländern Screening-Programme etabliert, um die Bleibelastung v. a. bei der Risikogruppe Kind zu erfassen. Zahlreiche Gesetze regeln zudem die Bleiexposition durch verschiedene Medien (Lin-Fu 1992, Needleman o. J.).

Die besondere Gefährdung von Kindern gegenüber Blei aber auch anderen Schadstoffen resultiert aus der kindlichen Physiologie und typischen kindlichen Verhaltensmustern. In Bezug auf die Toxikokinetik (vgl. Abb. 1) bestehen große Unterschiede im Vergleich zu Erwachsenen. Kinder haben ein zwei- bis dreimal so hohes Atemminutenvolumen als Erwachsene. Bei gleicher Lungenoberfläche pro kg Körpergewicht ist die Schadstoffaufnahme bei Kindern über den Atemtrakt dementsprechend höher (Schneider et al. 2002). Die Resorptionsquote von Blei über den Gastrointestinaltrakt beträgt bei Kindern rund 50 Prozent verglichen mit nur ca. 10 Prozent bei Erwachsenen – also eine um den Faktor 5 erhöhte Resorptionsquote (Wünsch 2003). Bei der dermalen Exposition wird bei Kindern mit einer erhöhten Resorption gerechnet, da diese im Vergleich zu Erwachsenen eine größere Körperoberfläche pro kg Körpergewicht besitzen (Schneider et al. 2002). Im Körper lagert sich bei Kindern nur ca. 64 Prozent des Bleis im Knochengewebe ab (bei Erwachsenen 90%). Da die kindlichen Knochen noch nicht vollständig ausgewachsen sind, zeigen sie eine geringere Speicherbereitschaft. Infolgedessen ist Blei im Körper leichter verfügbar, da sich ein Großteil des Schwermetalls in Blut und Weichgeweben befindet. Eine Einnahme von Vitamin-D-Präparaten kann die Speicherkapazität der Knochen erhöhen (Behrends et al. 1980, Langer 1999). Das kindliche Gehirn ist durch das Schwermetall Blei besonders gefährdet. Eine noch nicht vollständig entwickelte Blut-Hirnschranke ermöglicht es Schwermetallen sich dort abzulagern (Behrends et al. 1980, Schneider et al. 2002). Sowohl die Mechanismen der biliären Elimination als auch der renalen Ausscheidung sind bei Kleinkindern noch nicht vollständig ausgeprägt und führen zu einer höheren Verweildauer von Blei im Körper (Schneider et al. 2002).

Besondere Bedeutung bei der Bleiexposition von Kindern haben altersabhängige und entwicklungsbedingte Aktivitäts- und Verhaltensmuster. Durch Spielen in Bodennä-

he, das typische Hand-Mund-Verhalten („Mouthing“) sowie das Spielen im Freien kann vermehrt Blei über Bodenpartikel und Feinstaub aufgenommen werden (Langer 1999, UBA 2004a). Die Verzehrsgewohnheiten von Erwachsenen und Kindern unterscheiden sich im Hinblick auf die Nahrungszusammensetzung. Kleinere Kinder nehmen häufiger Milchprodukte und Gemüse zu sich, die stärker mit Blei belastet sein können als andere Lebensmittel (Behrends et al. 1980). Die Muttermilch kann eine bedeutende Bleiexpositionsquelle für den Säugling darstellen (UBA 2004a).

Die Empfindlichkeit des kindlichen Organismus bezüglich Blei ist größer, so dass hämatologische und neurologische Effekte schon bei geringeren Bleidosen als bei Erwachsenen auftreten können. Das sich noch entwickelnde Nervensystem ist besonders vulnerabel für die toxischen Effekte von Blei (Dauderer 1996, Reigart et al. o. J., Tong et al. 2000).

2.2.6 Bleiintoxikation als Berufskrankheit

Gesetzliche Grundlagen zum Berufskrankheitengeschehen in Deutschland

Im Jahr 1996 wurde durch die Verabschiedung des Unfallversicherungs-Einordnungsgesetzes das Unfallversicherungsrecht dem Siebten Buch des Sozialgesetzbuches (SGB VII) zugeordnet. Damit trat die Reichsversicherungsordnung außer Kraft (Popp 1998). Nach § 9 Abs. 1 SGB VII sind Berufskrankheiten solche Krankheiten, „...die die Bundesregierung durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates als Berufskrankheiten bezeichnet und die Versicherte infolge einer den Versicherungsschutz [...] begründeten Tätigkeit erleiden.“ In die Liste der Berufskrankheiten können nur solche Krankheiten aufgenommen werden, „...die nach den Erkenntnissen der medizinischen Wissenschaft durch besondere Einwirkungen verursacht sind, denen bestimmte Personengruppen durch ihre versicherte Tätigkeit in erheblich höherem Grade als die übrige Bevölkerung ausgesetzt sind...“ (§ 9 Abs. 1 SGB VII). Durch eine Öffnungsklausel (§ 9 Abs. 2 SGB VII) können auch noch nicht in die Berufskrankheitenliste aufgenommene Krankheiten wie solche entschädigt werden, sofern nach den neuesten medizinisch-wissenschaftlichen Erkenntnissen die Voraussetzungen für die Bezeichnung als Berufskrankheit gemäß § 9 Abs. 1 SGB VII vorliegen.

Bei Verdacht auf eine Berufskrankheit besteht für Unternehmer sowie Ärzte und Zahnärzte gemäß §§ 193 bzw. 202 SGB VII die Anzeigepflicht.

Als Voraussetzung für die Entschädigung einer Berufskrankheit, muss ein doppelt ursächlicher Zusammenhang nachgewiesen werden. Dieser umfasst zum einen die haftungsbegründete Kausalität, nach der ein Zusammenhang zwischen versicherter Tätigkeit und dem Gesundheitsschaden bestehen muss. Zusätzlich muss ein ursächlicher Zusammenhang zwischen Exposition und Gesundheitsschaden bestehen (haftungsausfüllende Kausalität). Der Nachweis der Wahrscheinlichkeit der Zusammenhänge muss gemäß den medizinisch-wissenschaftlichen Erkenntnissen erfolgen. Können neben der berufsbedingten schädigenden Einwirkung noch andere Bedingungen die Krankheit hervorgerufen haben, so spricht man von konkurrierender Kausalität. Für die Anerkennung als Berufskrankheit muss die berufliche Schädigung als Teilursache wesentlich für die Entstehung der Krankheit sein (Popp 1998).

Eine Neuregelung für das Berufskrankheitenverfahren und die Berufskrankheitenanerkennung stellt die Vermutungsregelung nach § 9 Abs. 3 SGB VII dar:

„Erkranken Versicherte, die infolge der besonderen Bedingungen ihrer versicherten Tätigkeit in erhöhtem Maße der Gefahr der Erkrankung an einer in der Rechtsverordnung nach Absatz 1 genannten Berufskrankheit ausgesetzt waren, an einer solchen Krankheit und können Anhaltspunkte für eine Verursachung außerhalb der versicherten Tätigkeit nicht festgestellt werden, wird vermutet, daß [sic!] diese infolge der versicherten Tätigkeit verursacht worden ist.“

Popp (1998) wirft die begründete Frage auf, welche Qualität die beschriebenen Ansatzpunkte haben müssen. Er bringt weiterhin die Vermutung zum Ausdruck, dass diese Regelung kaum zum Einsatz kommen wird, da viele Berufskrankheiten multikausale Ursachen haben können.

Die Bleivergiftung im Berufskrankheitengeschehen

Die Liste der Berufskrankheiten ist der Berufskrankheiten-Verordnung als Anlage beigefügt. Die Berufskrankheiten sind in sechs Gruppen untergeteilt:

1. Durch chemische Einwirkungen verursachte Krankheiten
2. Durch physikalische Einwirkungen verursachte Krankheiten

3. Durch Infektionserreger oder Parasiten verursachte Krankheiten sowie Tropenkrankheiten
4. Erkrankungen der Atemwege und der Lungen, des Rippenfells und Bauchfells
5. Hautkrankheiten
6. Krankheiten sonstiger Ursache

Eine Übersicht zu den Berufskrankheiten befindet sich im Anhang Tabelle A 2.

Erkrankungen durch Blei oder seine Verbindungen haben die Berufskrankheiten-Nummer (BK-Nr.) 1101 und gehören den durch chemische Einwirkungen, genauer durch Metalle und Metalloide, verursachten Krankheiten an. Bleierkrankungen werden seit dem 1. Juli 1925 in Deutschland als Berufskrankheiten anerkannt (HVBG 2004). Ein Merkblatt zur BK 1101, welches die arbeitsmedizinische Seite der Erkrankung betrachtet, wurde vom Institut für Arbeitsmedizin der Universität Rostock erarbeitet und kann unter <http://arbmed.med.uni-rostock.de/bkvo/m1101.htm> eingesehen werden.

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts gab es noch keine eindeutige Diagnose der Bleivergiftung. Lediglich die Zugehörigkeit zu den Bleiberufen galt als Basis zur Diagnose. Die Gewerbehygiene widmete sich bereits zu dieser Zeit dem Saturnismus mit großer Energie, veranlasste erste Präventionsmaßnahmen am Arbeitsplatz und bewirkte schließlich die Anerkennung der Bleierkrankung als Berufskrankheit im Jahr 1925 (Schmidt et al. 1930). Während die Bleiintoxikation von Schmidt et al. (1930) zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch als die weitaus häufigste gewerbliche Vergiftung betrachtet wurde, zählt Tunsch (2004) diese zu den seltenen berufsbedingten Erkrankungen. Durch die eingeschränkte Verwendung von Blei, verbesserte Arbeitstechniken und die arbeitsmedizinische Überwachung besonders gefährdeter Tätigkeitsfelder, ist in neuerer Zeit ein rückläufiger Trend der Berufskrankheit 1101 zu beobachten. Abbildung 2 verdeutlicht diese Tendenz zwischen den Jahren 1980 und 2000.

Im Anhang Abbildung A 4 sind die Zahlen zu Verdachtsanzeigen, Anerkennung und Renten bezüglich der Berufskrankheit 1101 für die Jahre 1994 bis 2003 dargestellt. Eine Darstellung der Anzahl der Todesfälle durch die berufliche Bleivergiftung für den gleichen Zeitraum ist in Abbildung A 5 zu finden.

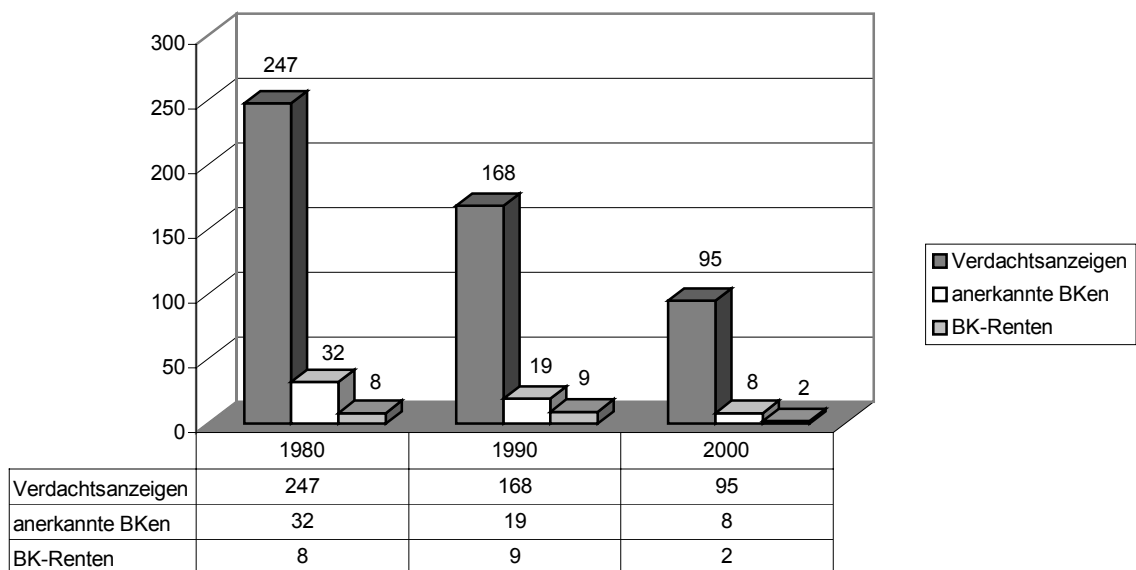


Abb. 2: Berufskrankheit 1101: Verdachtsanzeigen, anerkannte BKen und BK-Renten der Jahre 1980, 1990 und 2000 (Quelle: HVBG 2002)

Im Jahr 2002 wurden insgesamt 104 Verdachtsanzeigen für die BK 1101 gestellt. Knapp über ein viertel dieser Verdachtsanzeigen kam aus dem Wirtschaftszweig Metall (26 %) und weitere 22 Prozent aus dem Bereich Feinmechanik und Elektrotechnik (Tab. 2) (HVBG 2004).

Tab. 2: Verdachtsanzeigen für die BK 1101 im Jahr 2002 nach Wirtschaftszweigen (Quelle: HVBG 2004)

Wirtschaftszweig	Anzahl Verdachtsanzeigen
Metall	27
Feinmechanik und Elektrotechnik	23
Steine und Erden	14
Bau	11
Handel und Verwaltung	11
Chemie	8
Papier und Druck	3
Verkehr	3
Gesundheitsdienst	2
Bergbau	1
Holz	1
Gesamt	104

Im Jahr 2002 wurden zwölf Fälle als Berufskrankheit 1101 anerkannt, wovon ein Drittel auf den Beruf Metallhersteller/-bearbeiter entfällt (Tab. 3) (HVBG 2004). Die Dauer der gesundheitsgefährdenden Einwirkung durch Blei liegt bei über 50 Prozent dieser im Jahr 2002 anerkannten Fälle bei unter einem Jahr, maximal zwischen 10 und 15 Jahren. Die häufigste Diagnose der BK 1101 war eine Schädigung des Nervensystems bzw. der Sinnesorgane (33,3%). Insgesamt wurden im Jahr 2002 drei Berufskrankheiten-Renten für die BK 1101 anerkannt. Ein Todesfall infolge der BK 1101 wurde im selben Jahr verzeichnet. Dieser stammte aus dem Wirtschaftszweig Bergbau aus dem Gebiet der alten Bundesländer (HVBG 2004).

Tab. 3: Anerkannte BKen 1101 im Jahr 2002 nach Beruf/Tätigkeit (Quelle: HVBG 2004)

Beruf/Tätigkeit	Anzahl anerkannte BKen 1101
Metallhersteller, -bearbeiter	4
Dienstleistungsberufe	2
Hilfsarbeiter	2
Bergleute, Mineralgewinner	1
Chemiearbeiter, Kunststoffverarbeiter	1
Maler, Lackierer u. Ä.	1
Schlosser, Mechaniker	1
Gesamt	12

3 Bleiemanission und Bleiexposition

In Abbildung 3 wird der Bleieintrag in die Umwelt dargestellt. Durch Bleiemanissionen bei Abbau und Aufbereitung von Bleierz, bei der Bleiverhüttung, Weiterverarbeitung und Verwendung von Blei und schließlich bei der Abfallbeseitigung wird Blei anthropogen in die Umwelt eingetragen. Eine Exposition des Menschen kann über die Umweltmedien Wasser, Luft, Boden oder direkt über die Nahrung bzw. Verwendung von Bleiprodukten erfolgen.

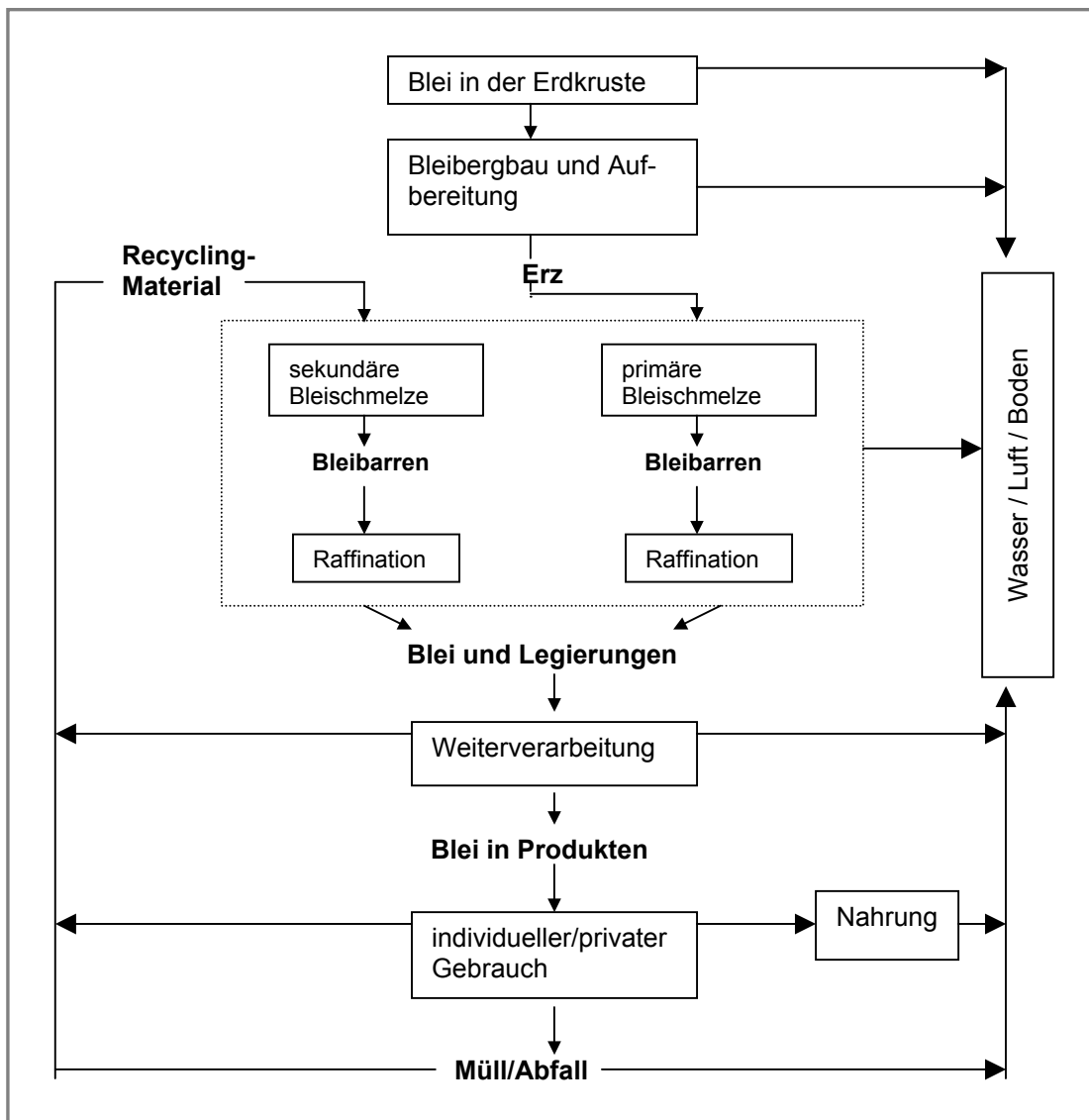


Abb. 3: Der Bleieintrag in die Umwelt (mod. n. OECD 1993)

In diesem Kapitel werden die beiden Komponenten Bleiemanission und humane Bleiexposition getrennt voneinander betrachtet. Die Abbildung 3 wurde dabei als Leitfaden verwendet.

3.1 Zahlenmaterial zu Bleiemission und Bleiexposition in Deutschland

Datenquellen für die Bleiemission

Auf Grundlage der Genfer-Luftreinhaltekonvention² (1979) und des Schwermetall-Protokolls³ (1998) ist die Bundesrepublik Deutschland dazu verpflichtet, Daten zu Schwermetallemissionen in Deutschland zu erheben und an die UN Wirtschaftskommission für Europa (ECE) im Rahmen des EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) weiterzuleiten. Das Umweltbundesamt (UBA) nimmt die Aufgabe der Ermittlung, Dokumentation und Analyse der Emissionssituation in Deutschland wahr. Die Schwermetallkonzentrationen in der Außenluft werden an acht UBA-Messstellen, die Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag (wet-only Verfahren) an vier UBA-Messstellen ermittelt. Die entsprechenden Daten wurden in einem Bericht veröffentlicht (UBA 2000a).

Das EMEP-Inventar basiert auf den offiziellen Angaben der ECE-Staaten und dient der Modellrechnung für den grenzüberschreitenden Transport und die Deposition von Schadstoffen. Es fungiert als Grundlage für die Initiierung von Emissionsminderungsmaßnahmen und als Evaluationsinstrument bereits durchgeführter Maßnahmen. Das EMEP-Monitoring-Netzwerk besteht aus 64 Stationen, die die Cadmium- und Bleikonzentration in der Außenluft und teilweise im Niederschlag messen. Ein Großteil dieser Stationen sind in Zentral- und Nordeuropa gelagert, wodurch die Daten kein Gesamtbild für Europa widerspiegeln. Ein aktueller Bericht zu den erhobenen Daten wurde von Ilyin et al. (2005) veröffentlicht. Das Meteorological Synthesizing Centre-East (MSC-E) in Moskau bewertet im Rahmen des EMEP die Schwermetallkonzentrationen und -deposition in Europa. In dessen Internetpräsenz werden aktuelle Daten zu Blei-, Cadmium- und Quecksilberemissionen der Jahre 1990 bis 2002 für die europäischen Länder veröffentlicht (www.msceast.org).

Eine Abschätzung der natürlichen Bleiemissionen durch verschiedene Emissionsquellen wurde von Nriagu (1979, 1989) vorgenommen. Anthropogene Bleiemissionen sowie deren Zuordnung zu den entsprechenden Quellen wurden für das Jahr

² Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung

³ Protokoll zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung

1975 durch Nriagu (1979) und für das Jahr 1983 durch Nriagu und Pacyna (1988) berechnet. Pacyna und Pacyna (2000) schätzen die anthropogenen Bleiemissionen in die Atmosphäre in Europa für die Jahre 1955 bis 1995 und stellen eine Projektion für das Jahr 2010 auf. In Forschungsprojekten des Umweltbundesamtes wurden die Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands berechnet und diese sowohl diffusen als auch Punktquellen zugeordnet (Böhm et al. 2001, Fuchs et al. 2002).

Datenquellen für die Bleiexposition

Wie bereits oben erwähnt, führt das UBA im Rahmen des EMEP-Netzwerkes Messungen zu Schwermetallkonzentrationen in der Luft sowie im Niederschlag durch (UBA 2000a). Die aktuellen Daten der deutschen Messstellen (bis zum Jahr 2003) sowie anderer europäischer Staaten werden im Internet vom Norwegian Institute for Air Research (NILU) veröffentlicht (<http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>). Auch die Bundesländer erheben Daten zum Bleigehalt in der Luft (HLUG o. J., LUNG 2005). Untersuchungen zum Bleigehalt im Hausstaub und im Schwebstaub wurden im Umwelt-Survey 1985/86 und im Umwelt-Survey 1990/92 sowie von Riehm (1994) durchgeführt (ebenda, Friedrich et al. 2001, Krause et al. 1991). Im Umwelt-Survey 1998 wurden aus finanziellen Gründen keine Daten zu Schwermetallgehalten im Hausstaub erhoben (Schulz 2005).

Als Bioindikator für die Schwermetallbelastung der Luft sowie der Depositionsbelastung gelten die Moose. Die Messung von Schwermetallgehalten in Moosen – das sogenannte Moosmonitoring – findet in Deutschland seit 1990/91 im Rahmen des EMEP-Projektes „Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe – estimations based on moss analyses“ alle fünf Jahre statt. Das Moosmonitoring wird gemeinsam von Bund und Ländern durchgeführt, wobei in diese Arbeit neben den bundesweiten Daten beispielhaft die Messergebnisse der Bundesländer NRW und Sachsen einbezogen werden (Genßler 2003, LUG o. J., UBA 2000b).

Zur Abschätzung der Bleibelastung des Trinkwassers werden Ergebnisse des Umwelt-Survey 1998, der Hamburger Studie „Bleibelastung durch Trinkwasser“ und eine bundesweite Untersuchung der Stiftung Warentest herangezogen (Becker et al. 2001, Lommel et al. 2002a, Lommel et al. 2002b, Stiftung Warentest 1996). Letztere

Untersuchung bestand aus der Testung von Trinkwasserproben, die von besorgten BürgerInnen entnommen und eingeschickt wurden und stellt somit kein repräsentatives Datenmaterial dar. Die Untersuchung dient allerdings der Abschätzung von regionalen Brennpunkten. Die von der Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg (2001) durchgeführte Studie hatte zum Ziel, die Bleibelastung des Trinkwassers sowie dessen Einfluss auf den Blutbleispiegel junger Frauen zu quantifizieren und die Effektivität verschiedener Interventionsmaßnahmen zu prüfen. Der dritte Umwelt-Survey (1998) diente der Erhebung repräsentativer Daten zur korporalen Schadstoffbelastung sowie der Schadstoffbelastung im häuslichen Bereich. Die Untersuchung ist eine Unterstichprobe des Bundes-Gesundheitssurveys an ca. 4.500 Erwachsenen und wurde vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des UBA, dem heutigen Fachbereich II (Gesundheitlicher Umweltschutz, Schutz der Ökosysteme), durchgeführt (Krause et al. 1998).

Hintergrundwerte für Blei im Boden (Ober-, Unterböden und Untergrund) wurden durch die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) unter Vorsitz des UBA ermittelt. Durch einen Vergleich der Bleigehalte von Ober- und Unterböden kann der anthropogene Effekt auf die Hintergrundwerte abgeschätzt werden (UBA 2004b). Das UBA hat im Jahr 2004 einen länderübergreifenden, einheitlichen Bericht zum Bodenzustand an den Boden-Dauerbeobachtungs-Standorten in Deutschland herausgegeben (Huschek & Krenzel 2004). In diesem Statusbericht werden die Daten der Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen der Länder sowie von elf UBA-Standorten zusammengeführt und ausgewertet.

Zur Quantifizierung der Bleibelastung von Lebensmitteln werden der aktuelle Lebensmittel-Monitoring-Bericht und der dazugehörige Tabellenband herangezogen (BVL 2004a, BVL 2004b). Das Lebensmittel-Monitoring wird in Deutschland seit September 2005 auf Grundlage der §§ 50-52 des Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches⁴ (LFGB) gemeinsam von Bund und Ländern jährlich durchgeführt. Das LFGB ersetzt dabei das bis dahin geltende Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz⁵,

⁴ Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch

⁵ Gesetz über den Verkehr mit Lebensmitteln, Tabakerzeugnissen, kosmetischen Mitteln und sonstigen Bedarfsgegenständen

das seit 1995 die gesetzliche Grundlage für das Lebensmittel-Monitoring bildete (§§ 46c-e). In einem systematischen Plan sind die Auswahl der Lebensmittel und die zu untersuchenden Stoffe festgelegt. Die amtlichen Lebensmittelüberwachungsämter der Länder leiten i. d. R. die erhobenen Daten an das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit weiter, welches diese erfasst und auswertet (BVL 2005). Zur Abschätzung der täglichen Bleiaufnahme werden die Ergebnisse der 24h-Duplikat Studie aus dem Umwelt-Survey 1990/91 herangezogen. Die Stichprobe umfasste 318 Personen aus dem Gebiet der alten Bundesländer (Schulz 1998).

3.2 Quellen der Bleiemission

Der Begriff Emission bezeichnet die einer Quelle entströmende Umweltbelastung (Streit 1992). Im Bundes-Immissionsschutzgesetz⁶ (BImSchG) werden die Begriffe der Emission und der Immission wie folgt voneinander unterschieden:

- *„Emissionen im Sinnes dieses Gesetzes sind die von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen, ...“ (§ 3 Abs. 3)*
- *„Immissionen im Sinne dieses Gesetzes sind auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen, ...“ (§ 3 Abs. 2)*

Es kann eine Unterscheidung in natürliche und anthropogene Bleiemissionen vorgenommen werden. Durch geochemische Bilanzrechnung können die Anteile der genannten Emissionsquellen an der Gesamtemission berechnet werden. Voland (1993) hat einen atmosphärischen Interferenzfaktor für Blei von 100 berechnet. Demnach übertrifft die anthropogene Bleiemission die natürliche um den Faktor 100. Dies wird auch beim Vergleich der atmosphärischen Bleikonzentration in Gebieten mit starkem anthropogenen Einfluss (Europa) und Regionen mit geringem menschlichen Einfluss (Südpol) deutlich. Alloway und Ayres (1996) geben eine Bleikonzentration in der Atmosphäre von 0,63 ng/m³ am Südpol und 55 bis 340 ng/m³ in Europa an. Im Jahr 1983 wurde die weltweite anthropogene Bleiemission in die Atmosphäre auf 288.700 bis 376.000 Tonnen geschätzt (Nriagu & Pacyna 1988). Nriagu (1989) ermittelte einen Wert von 970 bis 23.000 Tonnen pro Jahr für die weltweite natürliche Bleiemis-

⁶ Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge

sion in die Atmosphäre. Eine Zuordnung dieser Zahlen zu einzelnen Bleiemissionsquellen befindet sich in den folgenden Unterabschnitten.

Bleiemissionspartikel in der Luft können je nach Größe unterschiedlich weit transportiert werden. Größere Partikel werden zum Teil direkt in näherer Umgebung des Emittenten deponiert (Trockendeposition) während kleinere Partikel gebunden an Feinstaub über weite Entfernungen transportiert werden können. Bei Wolkenbildung kann sich das Blei aus den Schwebepartikeln in die Wolkentröpfchen lösen und mit dem Niederschlag in Grundwasser und Boden gelangen (Nassdeposition). Somit kann das toxische Schwermetall in die Nahrungskette von Pflanze, Tier und Mensch gelangen (Fiedler 1993a). Bleiemissionen durch die Nassdeposition in Deutschland betragen (UBA 2000a):

- in ländlichen Gebieten: 0,5 bis 7,5 kg/km²/a und
- in städtischen Gebieten: 7,5 bis 15 kg/km²/a.

Die Bleiemissionen in die Atmosphäre sind in den Jahren 1970 bis 1987 in Europa um 50 Prozent zurückgegangen und in den Jahren 1990 bis 1998 um weitere 50 Prozent auf ca. 17.500 t im Jahr 1998 gesunken (UBA 2000a). Im Rahmen des E-MEP-Netzwerkes wurden die niedrigsten Bleikonzentrationen in der Luft in Nordskandinavien gemessen. Die Bleikonzentrationen in der Atmosphäre nehmen entsprechend der EMEP-Daten in Richtung Südosteuropa zu (Ilyin et al. 2005). Die an die UN-Wirtschaftskommission für Europa (UN/ECE) übermittelten EMEP-Daten für die Bleiemission in die Atmosphäre in Deutschland für die Jahre 1990 bis 2002 sind in Abbildung 4 dargestellt (für Einzelwerte s. Anhang Tab. A 3). Innerhalb dieses Zeitfensters ist eine stetige Abnahme der Bleiemissionen in Deutschland zu verzeichnen. Im Jahr 2002 beträgt die Bleiemission in die Atmosphäre im Vergleich zum Jahr 1990 nur noch rund ein fünftel (MSC-E 2004).

Entsprechend der Abnahme der Bleiemissionen in die Atmosphäre hat die atmosphärische Deposition von Blei zwischen den Jahren 1996 und 1999 abgenommen (Fuchs et al. 2002, Anhang Abb. A 6). Die Schwermetalldepositionen über den Niederschlag (wet-only Verfahren) werden vom UBA an ca. 25 Messstellen in Deutschland ermittelt (Abb. 5). Im Jahr 2000 befanden sich die gemessenen Jahresdepositi-

onssummen für Blei zwischen 4,4 g pro ha in Melpitz und 30,3 g pro ha in Hilchenbach (UBA 2003a).

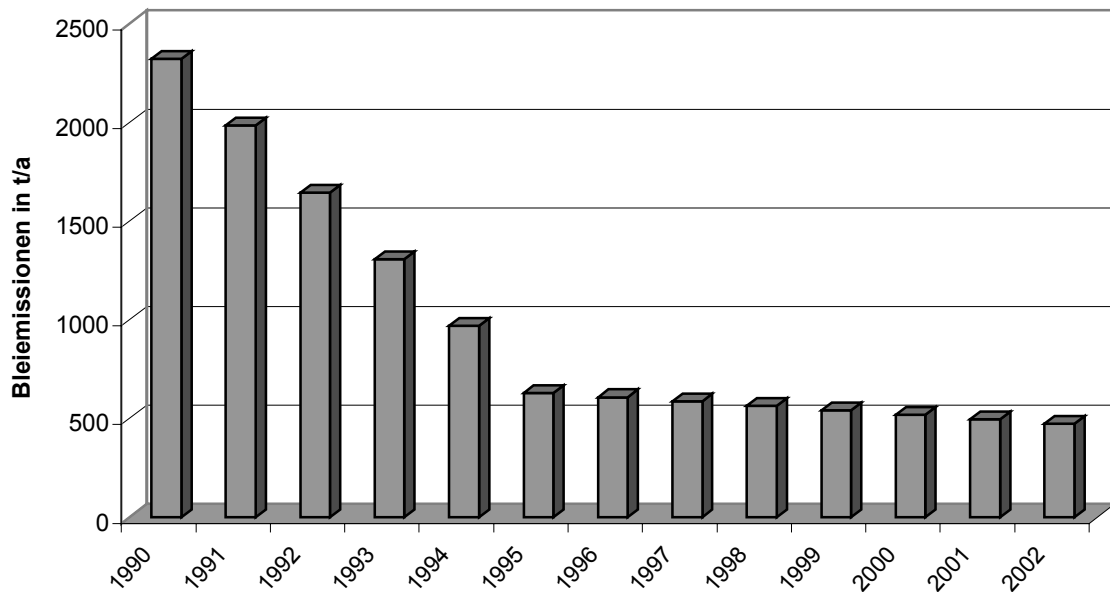


Abb. 4: Bleiemission in die Atmosphäre in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2002 (Quelle: MSC-E 2004)

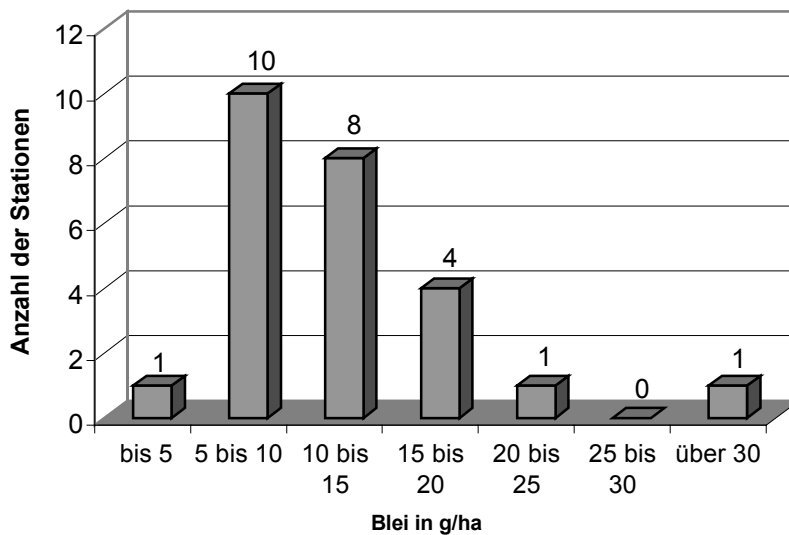


Abb. 5: Bleideposition über den Niederschlag an verschiedenen UBA-Messtationen (Quelle: UBA 2003a)

Blei kann neben der Deposition über die Atmosphäre ebenfalls direkt in die Hydrosphäre eingetragen werden. Die Bleiemissionen in die Flussgebiete in Deutschland

sind zwischen den Jahren 1985 und 2000 um rund 68 Prozent zurückgegangen (Fuchs et al. 2002, Tab. 4).

Tab. 4: Bleimissionen in die Flussgebiete Deutschlands (Quelle: Fuchs et al. 2002, Angaben gerundet)

Bezugsjahr	Bleimissionen aus Punktquellen* gesamt in kg/a	Bleimissionen aus diffusen Quellen** gesamt in kg/a	Bleimissionen gesamt in kg/a
1985	224,4	688,4	912,8
1995	59,6	313,6	373,2
2000	47,7	248,6	296,3
Änderung 1985-2000	-79 %	-64 %	-68 %

Erläuterungen zur Tab. 4:

* *Punktquellen*: Kommunale Kläranlagen, Industrie (direkt), Bergbaualllasten

** *diffuse Quellen*: Landwirtschaft, Forstwirtschaft, atmosphärische Deposition, Verkehr und Baumaterialien, Industrie (indirekt), Haushalte, geogene Quellen, Schifffahrt

Im Rahmen der 3. Internationalen Nordseekonferenz (1990) wurde ein Rückgang des Bleieintrags in die Oberflächengewässer um 70 Prozent für die Jahre 1985 bis 1995 vereinbart. Diese Vereinbarung wurde durch die 4. Internationale Nordseeschutzkonferenz (1995) bis zum Jahr 2000 fortgeschrieben. Mit einem Rückgang der Bleimissionen um 68 Prozent im genannten Zeitraum wurde das vorgegebene Ziel knapp verfehlt (Fuchs et al. 2002). Die flächenmäßig höchste Schwermetallbelastung für die Jahre 1995 und 2000 wurden im Einzugsgebiet des Rheins gemessen. Als Grund hierfür wird die hohe Bevölkerungsdichte und der hohe Grad der Urbanisierung und Industrialisierung angegeben. Der Hauptteil des Bleieintrags entstammt in diesem Gebiet urbanen Quellen (kommunale Kläranlagen, Kanalisation und Industrie) (ebenda).

In den folgenden Abschnitten werden natürliche und anthropogene Bleimissionen getrennt voneinander näher betrachtet.

3.2.1 Natürliche Bleimission

Blei ist ein natürliches Element in der Erdkruste und kommt dementsprechend auch in natürlichen Hintergrundkonzentrationen in den verschiedenen Umweltmedien vor. Durch Gesteinsverwitterung wird Blei von der Lithosphäre in die Atmosphäre, Hydrosphäre, Pedosphäre und ihre Organismen (Biosphäre) transportiert. In Form von Se-

dimentgesteinen gelangt es wieder zurück in die Erdkruste und schließt somit einen Kreislauf. Über das Element Scandium, welches weder kommerziell noch industriell verwendet wird, kann die natürliche Hintergrundkonzentration von Blei abgeschätzt werden. Scandium und Blei kommen in der Erdkruste im Verhältnis von etwa 1:1 vor und sollten daher in nicht kontaminierten Umweltkompartimenten ungefähr das gleiche Verhältnis aufweisen. In Eis und Schnee durchgeführte Messungen haben 60mal höhere Bleikonzentrationen ergeben als der natürliche Hintergrund (Krachler & Sholyk 2005).

Als natürliche Emissionsquellen benennt Nriagu (1989) Sprühregen der Meere, Staubverwehungen, Vegetation, Vulkanausbrüche und natürliche Waldbrände. Diese bewirken eine weltweite natürliche Bleiemission zwischen 970 und 23.000 (Mittelwert: 12.000) t pro Jahr (ebenda). Tabelle 5 verdeutlicht den Anteil der einzelnen Bleiemissionsquellen an der Gesamtemission.

Tab. 5: Globale natürliche Bleiemission (Quellen: Nriagu 1989, Weiss et al. o. J.)

Natürliche Bleiemissionsquellen	weltweite Bleiemission in t/a
Sprühregen der Meere	20 – 2.800
Staubverwehungen	300 – 7.500
Vegetation	0 – 3.400
Vulkanausbrüche	540 – 6.000
Waldbrände	60 – 3.800
Gesamt	970 – 23.000

Zudem können durch den Zerfall von Radon kleine Mengen des radioaktiven Bleiisotops Pb^{207} freigesetzt werden (WHO 1995). MSC-E (2004) weist darauf hin, dass aufgrund der vermehrten Abholzung von Wäldern in Teilen von Europa im letzten Jahrhundert die Winderosion zugenommen hat. Der Anteil der natürlichen Bleiemissionen an der Gesamtbelastung durch das Schwermetall ist laut OECD (1993) als gering zu betrachten. Es gibt jedoch auch Ausnahmen. So können kohlehaltige Schwarzschiefer Bleigehalte von bis zu 200 $\mu\text{g/g}$ aufweisen und Blei in Erzen umliegende Gewässer und Böden belasten (OECD 1993).

3.2.2 Anthropogene Bleiemission

Nriagu und Pacyna (1988) haben die globale anthropogene Bleiemission in die Atmosphäre für das Jahr 1983 auf 288.700 bis 376.000 (Mittelwert: 332.350) t geschätzt. Tabelle 6 stellt die wichtigsten anthropogenen Bleiemissionsquellen und die zugehörigen Emissionsmengen dar.

Tab. 6: Globale anthropogene Bleiemission in die Atmosphäre für das Jahr 1983 (Quelle: Nriagu & Pacyna 1988)

Emissionsquelle	Bleiemission in t/a
Verbrennung von Kohle	
➤ Stromversorgung	775 – 4.650
➤ Industrie und private Haushalte	990 – 9.900
Verbrennung von Erdöl	
➤ Stromversorgung	232 – 1.740
➤ Industrie und private Haushalte	716 – 2.150
Verbrennung von Holz	1.200 – 3.000
Verbrennung von Kraftstoffen	248.030
Nichteisenmetallproduktion	
➤ Bergbau	1.700 – 3.400
➤ Bleiproduktion	11.700 – 31.200
➤ Kupfer-Nickelproduktion	11.050 – 22.100
➤ Zink-Cadmiumproduktion	5.520 – 11.500
Sekundäre Nichteisenmetallproduktion	90 – 1.440
Stahl- und Eisenproduktion	1.065 – 14.200
Abfallverbrennung	
➤ Kommunale Abfallverbrennung	1.400 – 2.800
➤ Verbrennung von Klärschlamm	240 – 300
Phosphatdünger	55 – 274
Zementproduktion	20 – 14.240
Weitere Emissionsquellen	3.900 – 5.100
Gesamt	288.700 – 376.000
Mittelwert	332.350

Die große Bedeutung der Bleiemission durch die Verbrennung von Kraftstoffen wird in Tabelle 6 deutlich. Die OECD (1993) weist jedoch darauf hin, dass durch die Reduktion der Verwendung von Blei als Antiklopfmittel in Kraftstoffen seit 1983 die Bleiemission durch diese Quelle heute deutlich niedriger ist. Die anthropogene Bleiemission in die Atmosphäre in Deutschland betrug 474,27 t im Jahr 2002 (MSC-E 2004).

Es wird eine Abnahme bis auf 328,7 t im Jahr 2010 angenommen (Pacyna & Pacyna 2000).

Anthropogene Bleieinträge in die Hydrosphäre werden mit 97.000 bis 180.000 t pro Jahr angegeben, wobei die atmosphärische Bleideposition mit 87.000 bis 113.000 t pro Jahr die Hauptemissionsquelle darstellt. Der anthropogene Bleieintrag in die Pedosphäre wird auf 479.000 bis 1.113.000 t pro Jahr geschätzt (Nriagu & Pacyna 1988). Aufgrund des Rückgangs der Bleiemission aus dem Straßenverkehr kann heute von niedrigeren Bleiemissionswerten ausgegangen werden (UBA 2000a).

In den folgenden Abschnitten werden die Bleiemissionen durch die Bleigewinnung, die Bleiweiterverarbeitung und -verwendung, die Abfallverbrennung, die Verbrennung fossiler Brennstoffe und durch die Landwirtschaft ausführlich dargestellt.

Bleiemission durch die Bleigewinnung

Bleiemissionen können sowohl beim Abbau von bleihaltigen Erzen als auch bei deren Verhüttung entstehen. Bei der mechanischen Zerkleinerung der Erze aber auch bei deren Weiterverarbeitung unter hohen Temperaturen (Röst-, Schmelz- und Raffinationsprozesse) kann es zu Bleiemissionen in die Atmosphäre kommen. Die nassmechanische Aufbereitung kann zu einem erheblichen Bleieintrag in die Oberflächengewässer führen (OECD 1993).

Bleiabbau: Abbildung 6 stellt die Menge des weltweit abgebauten Bleis für die Jahre 2001 bis 2004 dar. In den Monaten Januar bis Juli des Jahres 2005 wurden 1.833.000 t Blei abgebaut. Während in den meisten Teilen der Welt der Bleiabbau abnimmt (Amerika, Afrika, Europa und Ozeanien), ist dieser in Asien im gleichen Zeitraum um fast 34 Prozent gestiegen (ILZSG 2005).

Im Jahr 2003 wurden in Deutschland nur noch in einem Betrieb in Hessen Nichteisenerze gefördert. Zahlen zur Fördermenge konnten nicht gemacht werden (BMWA 2004). Demnach ist davon auszugehen, dass die Bleiemissionen in die Atmosphäre durch den Bergbau in Deutschland eher gering sind. Auch das UBA erwähnt den Bergbau nicht als Hauptemissionsquelle von Blei in der Bundesrepublik (UBA 2000a). Jedoch kann es auch lange Zeit nach den Bergbauaktivitäten noch zu Blei-

einträgen in die Hydrosphäre kommen. Die Oberflächengewässer können durch abfließendes Wasser aus gefluteten Gruben oder Haldensickerwasser erheblich belastet werden. Fuchs et al. (2002) berechneten für diese Emissionsquelle im Zeitraum von 1985 bis 2000 einen jährlichen Bleieintrag von 6.371 t in die Oberflächengewässer Deutschlands.

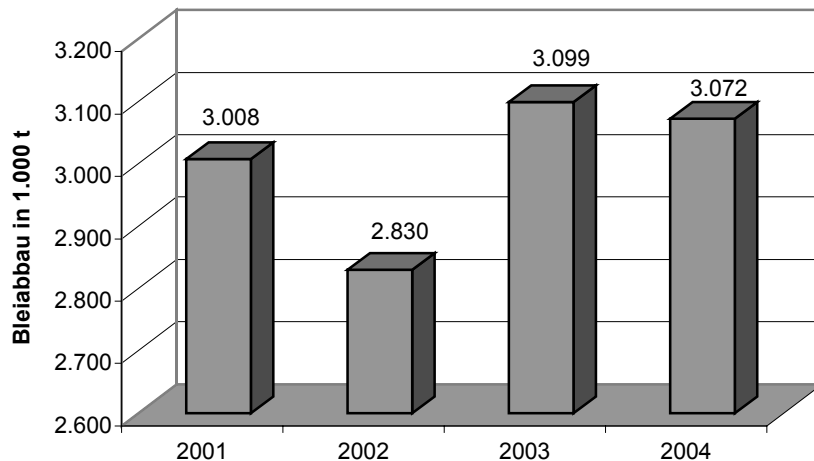


Abb. 6: Globaler Bleiabbau der Jahre 2001 bis 2004 (Quelle: ILZSG 2005)

Bleiverhüttung/-produktion: Zunächst ist eine Unterscheidung in primäre und sekundäre Verhüttung vorzunehmen (Abb. 3). Erstere bezeichnet die Verhüttung von im Bergbau gewonnenen Erzen. Die sekundäre Verhüttung stellt aus bleihaltigem Recycling-Material wieder Blei und Legierungen her. Während die weltweite primäre Bleiproduktion seit 1970 relativ stabil ist, ist die sekundäre Bleiproduktion ständig gestiegen und hat 1989 erstmals die primäre Bleiproduktion übertroffen (OECD 1993). Abbildung 7 zeigt die Entwicklung der weltweiten Bleiproduktion zwischen den Jahren 2001 bis 2004. Für das Jahr 2005 liegen Zahlen für die Monate Januar bis Juli vor. In diesem Zeitraum wurden weltweit 2.777.000 t Blei produziert. Während die Bleiproduktion in Europa in den Jahren 2001 bis 2004 zurückgegangen ist, nahm diese in Asien stark zu (ILZSG 2005).

Zwischen der Bleiproduktion und Bleiemission besteht nach Nriagu (1979) ein proportionaler Zusammenhang. Die Zunahme der weltweiten Bleiproduktion erhöht demnach auch die globale Bleiemission. Die o. g. Zahlenwerte zu Bleiemissionen durch die Bleiproduktion sind nach dieser Annahme heute höher. Da Blei häufig mit anderen Nichteisenmetallerzen vergesellschaftet ist, kann es bei deren Herstellung

ebenfalls zu Bleiemissionen kommen (Kupfer-Nickel- und Zink-Cadmiumproduktion) (WHO 1995). Im Jahr 1991 stand Deutschland weltweit an dritter Stelle der Bleiproduzenten mit einer Produktion von 403.000 t Blei. Rund 43 Prozent davon stammten aus der primären Bleiverhüttung. Deutschland hat im Jahr 1990 Blei v. a. aus Kanada, Irland und Schweden importiert (AECLP & EDF 1994).

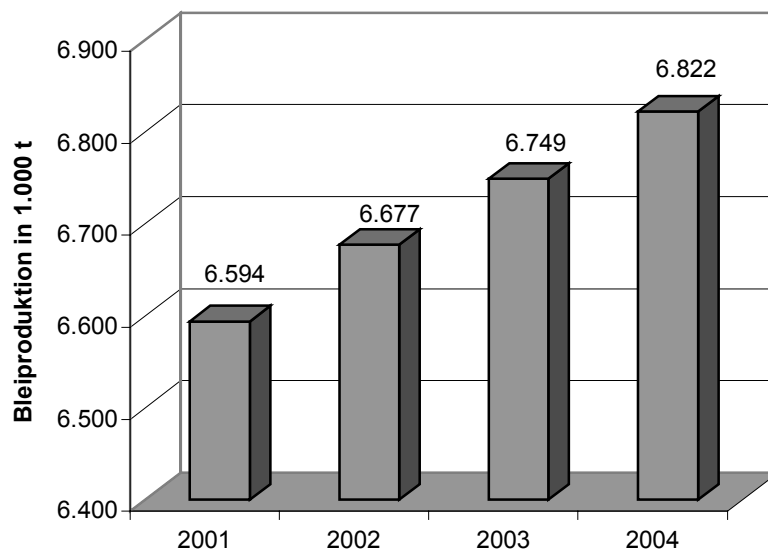


Abb. 7: Globale Bleiproduktion der Jahre 2001 bis 2004 (ILZSG 2005)

Ehemalige Bleihütten stellen ein Gesundheitsrisiko für die in der Region lebenden Menschen dar. Im Raum Hettstedt / Sachsen-Anhalt konnte in der Nähe einer 1978 geschlossenen Bleihütte, einer Kupfersilberhütte und eines Kupferwalzwerkes sowohl erhöhte Bleigehalte im Hausstaub der umliegenden Häuser als auch erhöhte Blutbleiwerte bei dort ansässigen Kindern festgestellt werden. Insbesondere durch atmosphärischen Transport von Blei (Windverfrachtung, Bodenaufwirbelung) kann es zu einer erhöhten Exposition in der Umgebung von Altlasten kommen. Sanierungsmaßnahmen sind in diesem Bereich dringend notwendig (Lotzmann 1996, o. A. 1996).

Bleiemission durch die Weiterverarbeitung und Verwendung von Blei

Es scheint ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Bleiproduktion sowie des Bleikonsums und der jährlichen Bleiemission zu bestehen: steigen Bleiproduktion und –konsum an, so nehmen auch die jährlichen Emissionsraten zu (Nriagu 1979). Auf dieser Grundlage konnte eine Schätzung der gesamten weltweiten anthropogenen Bleiemission aufgestellt werden (Tab. 7).

Tab. 7: Gesamte globale anthropogene Bleiemission (Quelle: Nriagu 1979)

Bezugsjahre	Globaler Bleiverbrauch in Mio. t	Globale Bleiemission in 1000 t
bis 1850	55,0	2.420
1850 – 1900	25,0	1.100
1901 – 1910	10,7	471
1911 – 1920	11,2	493
1921 – 1930	14,2	1.120
1931 – 1940	14,6	1.639
1941 – 1950	14,9	1.672
1951 – 1960	24,0	2.694
1961 – 1970	33,0	3.704
1971 – 1980	38,0	4.265
Gesamt	241,0	19.578

Der weltweite Bleiverbrauch hat in den Jahren 2001 bis 2004 stetig zugenommen (Abb. 8). Von Januar bis Juli 2005 wurden 4.382.000 t Blei weltweit verbraucht. Während der Verbrauch in Amerika, Afrika, Europa und Ozeanien relativ konstant blieb bzw. sogar leicht abnahm, war in diesen Jahren ein steigender Bleiverbrauch in Asien zu verzeichnen (ILZSG 2005). Entsprechend der Annahme von Nriagu (1979) haben die Bleiemissionen infolge der steigenden Verwendung des Schwermetalls zugenommen.

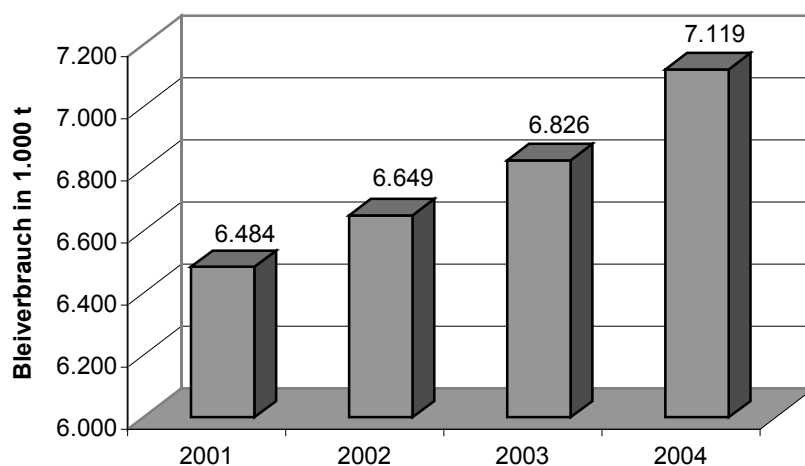


Abb. 8: Globaler Bleiverbrauch der Jahre 2001 bis 2004 (Quelle: ILZSG 2005)

Neben den Feuerungs- und Müllverbrennungsanlagen sind die Industrie (Eisen- und Stahlindustrie, Nichteisenmetallindustrie, Zementindustrie und Glasindustrie) sowie der Kraftfahrzeugverkehr Hauptemissionsquellen für Blei in Deutschland (UBA 2000a). In der metallverarbeitenden Industrie kann Blei in Legierungen und Stählen eingesetzt werden. Bei der Herstellung als auch bei der Entsorgung und dem Recycling von Metallabfällen können Bleiemissionen auftreten (Alloway & Ayres 1996). Die Bleiemissionen der Nichteisenmetallindustrie in Westdeutschland sind von 3.900 t im Jahr 1965 auf 170 t im Jahr 1985 zurückgegangen. Ein ähnlicher Rückgang der Bleiemissionen war in der Eisen- und Stahlindustrie zu verzeichnen (1965: 1.500 t; 1985: 330 t) (Storch et al. 2003). Die mittlere Bleikonzentration im gereinigten Abwasser von Metallbe- und -verarbeitungsbetrieben wird mit 45 µg pro Liter angegeben. Als gesamte Emissionsfracht für Blei von Metallbe- und -verarbeitungsbetrieben in die Oberflächengewässer Deutschlands wurde ein Wert von 560 kg Blei pro Jahr berechnet (Böhm et al. 2001). Durch industrielle Direkteinleitung gelangten im Jahr 2000 schätzungsweise 15.822 kg Blei in die Flussgebiete Deutschlands. Dies entspricht einer Abnahme von ca. 88 Prozent im Vergleich zum Jahr 1985 (Fuchs et al. 2002). Die Bleiemissionen in die Atmosphäre durch den Einsatz von Bleimonoxid (PbO) bei der Glasherstellung wurde in einer Studie in Schweden berechnet. An den drei Standorten Bostorp, Alsterbro und Kosta wurden seit der Einführung des PbO in die Glasherstellung im Jahr 1870 schätzungsweise 1 t, 10 t und 200 t Blei in die Atmosphäre emittiert (Larsson et al. 1999).

Ausgehend von der positiven Korrelation zwischen Bleiverbrauch und Bleiemission wird an dieser Stelle die Batterie als Hauptverbrauchsquelle für Blei dargestellt. Im Jahr 1970 wurden 39 Prozent des Gesamtbedarfs an Blei in den OECD-Ländern den Batterien zugeschrieben. Im Jahr 1990 stieg diese Rate auf 63 Prozent an. Blei ist in verschiedenen Batterietypen enthalten: in Primärbatterien (Zink-Kohle, Lithium-Bleijodid, Lithium-Bleiwismutat) und in Sekundärbatterien (Nickel-Zink, Bleiakкумуляtor) (Baumann & Muth 1997). Der Bleiverbrauch für Autobatterien (Bleiakkumulatoren) ist seit den 1970er Jahren angestiegen und machte 1990 ca. 78 Prozent des Gesamtbedarfs der Batterieindustrie an Blei aus (OECD 1993). Nach Angaben der GRS (2005) wurden in Deutschland im Jahr 2003 664.538 kg und im Jahr 2004 971.691 kg an Bleiakкумуляtoren in Verkehr gebracht. Dies entspricht einer Zunahme um 46,2 Prozent in nur einem Jahr. Die Gesamtmenge der in Deutschland in

Verkehr gebrachten Batterien ist seit dem Jahr 1998 von 23.253 t auf 33.345 t im Jahr 2004 gestiegen, wobei Bleiakkumulatoren im letztgenannten Jahr 2,9 Prozent der Gesamtmasse an Batterien ausmachten (GRS 2005).

Der Kraftfahrzeugverkehr als Hauptemittent von Blei soll im Folgenden vorgestellt werden. Seit Beginn der 1920er Jahre fand organisches Blei in Form von Bleitetraethyl und Bleitetramethyl Einsatz als Antiklopfmittel in Ottokraftstoffen. Beim Verbrennen des Kraftstoffes entsteht aus den organischen Bleiverbindungen Bleioxid, welches dazu neigt sich im Zylinder anzusammeln. Um diese Ablagerung weitgehend zu vermeiden, werden Bromid- und Chloridverbindungen dem Benzin beigelegt. Diese verbinden sich oberhalb von 800°C mit Bleioxid zu den flüchtigen anorganischen Bleichlorid- und Bleibromidverbindungen, welche zu rund 75 Prozent mit den Abgasen entweichen. Das restliche Viertel sammelt sich im Motor, der Auspuffanlage und im Motorenöl an. Die emittierten Bleipartikel sind in ihrer Größe sehr verschieden. Der Hauptteil liegt in feinen Aerosolen von Durchmessern $<0,1 \mu\text{m}$ vor, aber auch große Teilchen mit einem Durchmesser von $>100 \mu\text{m}$ werden emittiert. Während kleine Partikel über längere Zeit in der Atmosphäre verbleiben und über weite Strecken transportiert werden können, lagern sich die großen Partikel auf den Straßen oder in unmittelbarer Umgebung ab und führen dort zur Belastung der Böden (Breu et al. 2002, Müller 1993). Erste gesetzliche Regelungen zur Senkung des Bleigehaltes im Benzin in Deutschland wurden 1972 umgesetzt. Deutschland war in Europa Vorreiter auf diesem Gebiet. Die Höchstmengen für Blei im Benzin wurden von ursprünglich 0,6 g/l auf 0,4 g/l im Jahr 1972 und 0,15 g/l im Jahr 1976 herabgesetzt. Im Jahr 1986 wurde „unverbleites“ Benzin in Deutschland eingeführt (Bleigehalt $<0,013 \text{ g/l}$) und steuerlich gegenüber der verbleiten Variante begünstigt. Auf Drängen Deutschlands hin folgte die EU dem deutschen Beispiel. Bis zum Jahr 1989 sollte in allen EU-Staaten unverbleites Benzin eingeführt werden. Die EU bat weiterhin die Mitgliedstaaten auf freiwilliger Basis einen Höchstbleigehalt von 0,15 g/l in verbleitem Benzin einzuführen. Im Vertrag von Aarhus (1998) wurde die Einführung der Benutzung von ausschließlich bleifreiem Benzin bis zum Jahr 2005 vereinbart, welcher von fast allen EU-Staaten unterzeichnet wurde (Schulte-Rentrop & Coasta-Cabral 2005, Storch & Hagner 2004). Die Entwicklung und Einführung der Katalysatorentechnik in den 1980er Jahren ließ den Verbrauch von verbleitem Benzin sinken, da diese unverbleiten Kraftstoff benötigt (UN 1998). Seit den 1950/60er Jahren ist

der Verkehr Hauptemittent von Blei. Mitte der 1970/80er Jahre erreichte die Blei-emission durch den Kraftfahrzeugverkehr ihren Höchststand und machte mit 119.000 t ca. 75 Prozent aller Blei-emissionen in Europa im Jahr 1975 aus. Durch die bereits vorgestellten politischen Neuregelungen sanken die Blei-emissionen in Europa in den Folgejahren bis auf 19.500 t im Jahr 1995 (Pacyna & Pacyna 2000). Der Marktanteil von unverbleitem Benzin stieg in Deutschland von ca. 1 Prozent im Jahr 1985 auf fast 100 Prozent im Jahr 1997 (Hagner 2000). Durch den vermehrten Einsatz von bleifreiem Benzin sanken trotz steigendem Benzinverbrauch die Blei-emissionen in Deutschland (s. Anhang Abb. A 7). Das Jahr 1976 markiert einen besonders starken Einschnitt für die Blei-emissionen. Ein deutlicher Rückgang sowohl für die Blei-emissionen als auch für den Verkauf von verbleitem Benzin ist seit 1986 zu verzeichnen. Es wird deutlich, dass die politischen Aktivitäten direkten Einfluss auf die Blei-emissionen durch den Kraftfahrzeugverkehr genommen haben (Storch et al. 2003, Storch & Hagner 2004).

Blei-emission durch die Abfallbeseitigung

Blei kann in jedem Abschnitt des anthropogen bedingten Bleikreislaufs, also im Bergbau, bei der Verhüttung, Weiterverarbeitung und Verwendung, als Abfall anfallen. Das Abfallprodukt kann verbrannt, auf Deponien gelagert oder durch Recycling dem sekundären Bleikreislauf zugeführt werden (EC 2002). Bei der Verbrennung von Abfall können bei Temperaturen von über 1.000°C Bleidämpfe entstehen. Blei aus Abfallverbrennungsanlagen bleibt zum Großteil im Elektronenfilterstaub und in der Schlacke zurück, welche wiederum entsorgt werden müssen. Schlacke kann zum Straßenbau eingesetzt werden oder wird auf Deponien gelagert (ebenda). Gemäß der 17. BImSchV⁷ muss ein Tagesmittelwert von 10 mg/m³ bei Staubemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen eingehalten werden. Die staubförmigen Emissionen an Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn und deren Verbindungen dürfen insgesamt den Mittelwert von 0,5 mg/m³ nicht überschreiten (§ 5 , 17. BImSchV). Mitte der 1990er Jahre verursachte die Abfallverbrennung 20 Prozent der Gesamtblei-emission in Dänemark. Ein Großteil des Abfalls in der EU (2/3tel des kommunalen Abfalls) wird z. Zt. noch auf Deponien gelagert (EC 2002). Das Schwermetall Blei kann v. a. bei älteren Deponien, die noch nicht dem

⁷ Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen)

neuesten Stand der Technik entsprechen, über Sickerlösungen in den Boden und somit in das Grundwasser gelangen. Blei und andere Schwermetalle im Boden waschen sich jedoch nur sehr langsam aus, wodurch mit einer Schwermetallbelastung über lange Zeiträume gerechnet werden muss (Alloway & Ayres 1996, EC 2002).

Blei ist eines der meist recycelten Nichteisenmetalle. In vielen europäischen Ländern bestehen kommerzielle Recycling-Systeme für eine Vielzahl von Produkten wie Batterien, Dachbleche, Bleirohre etc.. Schwerer gestaltet sich das Recycling bei kleineren Endverbraucherprodukten wie Bleifiguren, kleine elektrische Produkte, Gewichte für Gardinen oder auch bei bleihaltiger Farbe und Keramikglasuren. Letztere sind gerade für den Endverbraucher schwer zu identifizieren (EC 2002). Bei der Sortierung von Recycling-Material kann es infolge von Zerkleinerungsprozessen zu Temperaturen von mehreren Hundert Grad Celsius kommen und dementsprechend Bleidämpfe freigesetzt werden. Etwa 50 Prozent des weltweiten Bleikonsums wird durch wiederverwertetes Blei gedeckt, wobei die Hauptquelle des sekundären Bleis bleihaltige Batterien sind (ebenda). Da Batterien ca. 60 Prozent des weltweiten Bleiverbrauchs ausmachen, werden v. a. für diese Produkte Recycling-Raten angegeben. Diese Raten betragen zu Beginn der 1990er Jahre in vielen europäischen Staaten (z. B. Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Schweden) bereits über 90 Prozent (OECD 1993). Die Batterieverordnung⁸ (BattV) regelt das Batterierecycling in Deutschland. Gemäß §§ 4 und 5 BattV sind Hersteller und Vertrieber von Batterien gesetzlich verpflichtet diese unentgeltlich zurückzunehmen. Nach OECD (1999) betragen die Rückgaberraten für Autoakkumulatoren in Deutschland 70 bis 95 Prozent. Batterien in der industriellen Verwendung werden zu rund 100 Prozent zurück gegeben (ebenda).

Bleiemission durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe

Blei ist in natürlichen Konzentrationen in fossilen Brennstoffen enthalten, wobei deren Bleigehalt je nach Liefergebiet der Sedimente variiert. Durchschnittliche Bleigehalte der Brennstoffe betragen für:

- Steinkohle: 25 mg/kg,
- Braunkohle: 2,5 mg/kg und

⁸ Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren

- Erdöl: 0,2 mg/kg (Rösler & Fiedler 1993).

Bleipartikel können bei der Verbrennung in Form von Stäuben und Aerosolen direkt in die Atmosphäre gelangen oder sich in der Asche anreichern (Alloway & Ayres 1996). Eine Begrenzung der Emissionen aus Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen wird in der 13. BImSchV⁹ vorgenommen. Bei Feuerungsanlagen für feste und flüssige Brennstoffe ist der Grenzwert für Staubemissionen – angegeben als Tagesmittelwert – auf 20 mg/m³ (§ 3 Abs. 1, 2; § 4 Abs. 1) und bei Feuerungsanlagen für gasförmige Brennstoffe auf 5 mg/m³ (§ 5 Abs. 1) festgesetzt. Beim Einsatz anderer fester Brennstoffe als Kohle oder Holz liegt der Grenzwert für Staubemissionen an Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn und deren Verbindungen bei insgesamt 0,5 mg/m³ (§ 3 Abs. 1, 2).

Bleiemission durch die Landwirtschaft

Im Bereich der Landwirtschaft können Bleiemissionen aufgrund der Anwendung von bleihaltigen Düngemitteln, Pestiziden, Kompost und Dung sowie Klärschlamm auftreten (Alloway & Ayres 1996). Der durchschnittliche Bleigehalt im Klärschlamm betrug im Jahr 2000 63 mg/kg Trockenmasse in der Bundesrepublik Deutschland (Fuchs et al. 2002). Die Bleigehalte verschiedener Düngemittel sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tab. 8: Bleigehalt verschiedener Düngemittel (Quelle: Böhm et al. 2001)

Düngerart	Bleigehalt in mg/kg TM
Wirtschaftsdünger	
Rinder	12
Schweine	13
Geflügel	9
Mineraldünger	
Phosphatdünger	9
Stickstoffdünger	6
Kalidünger	6
Kalkdünger	13

Fuchs et al. (2002) berechneten den Bleieintrag, der direkt von den Hofflächen landwirtschaftlich bewirtschafteter Betriebe in die Oberflächengewässer gelangt. Dieser betrug im Jahr 2000 366 kg, also rund 28 Prozent weniger als im Jahr 1985.

⁹ Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen)

3.3 Humane Bleiexposition

Der Begriff der Exposition wird von der Kommission Human-Biomonitoring (HBM) wie folgt definiert:

„Damit wird das „Ausgesetzt sein“ eines Organismus gegenüber chemischen, biologischen oder physikalischen Umwelteinflüssen bezeichnet, die je nach Art, Intensität und Dauer der Einwirkung eine Reaktion im Organismus auslösen und damit (Teil-)Ursache von Beeinträchtigungen des Wohlbefindens, Gesundheitsstörungen und Krankheiten sein können.“

(Kommission HBM 1996a)

Die humane Bleiexposition erfolgt häufig über die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden, aber auch durch direkte Exposition über den Nahrungspfad oder Gebrauchsgegenstände. Die Bleibelastung der Umweltmedien und damit auch die Bleiexposition des Menschen ist in Emittentennähe – beispielsweise Straßen oder Industrie – am größten (AECLP & EDF 1994). Die quantitative Charakterisierung der Bleiexposition erfolgt i. d. R. über die Angabe der aufgenommenen Dosis und/oder der Konzentration von Blei in den Umweltmedien, Lebensmitteln und Gebrauchsgegenständen (Kommission HBM 1996a).

Richtwerte für die tolerable tägliche bzw. wöchentliche Aufnahme von Blei wurden u. a. von der WHO aufgestellt und dienen sowohl der Abschätzung der individuellen Bleiexposition als auch der Ableitung von weiteren Richt- und Grenzwerten für Blei. Der „provisional tolerable weekly intake“ (PTWI) von Blei wurde von der WHO auf 25 µg Blei pro kg Körpergewicht (KG) festgelegt (entsprechend 3,5 µg Pb/kg KG pro Tag). Der PTWI basiert auf Studienergebnissen und galt in dieser Größenordnung zunächst nur für Säuglinge und Kinder. Seit 1993 gilt dieser sowohl für Erwachsene als auch Kinder (WHO 2003, Wilhelm & Ewers 1993). Müller und Dieter (1993) schlagen wie in Tabelle 9 ersichtlich im Vergleich zum PTWI geringere Werte für die tolerable tägliche Bleigesamtzufuhr vor.

Abbildung 9 gibt einen Überblick über relevante Bleiexpositionsquellen und deren unterschiedliche Bedeutung für die Bleibelastung von Kindern und Erwachsenen. Besonders deutlich wird der Einfluss des Staub-/Bodenpfades für die Bleiexposition von Kindern.

Tab. 9: Tolerable tägliche Bleigesamtaufuhr (Quelle: Müller & Dieter 1993)

Exponierte Personen	Bleizufuhr pro Tag (μg)	Bleizufuhr pro kg KG pro Tag (μg)
Kinder (0-6 Jahre)	18	1,2
(>6 Jahre)	45	1,3
Schwangere	75	1,3
Erwachsene	225	3,2

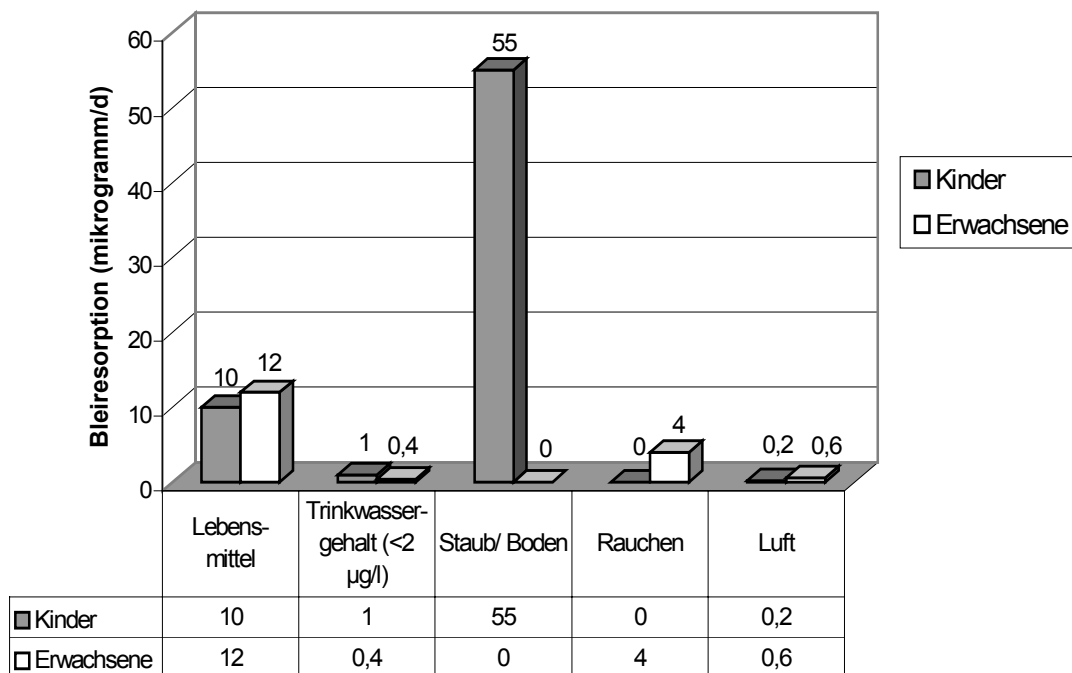


Abb. 9: Bleibelastung durch verschiedene Expositionsquellen ($\mu\text{g/d}$) (Quelle: Reichl 2000)

In den folgenden Unterpunkten wird die Bleiexposition über die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden sowie über den Nahrungspfad und verschiedene Gebrauchsgegenstände erläutert und Angaben zu Grenz- und Richtwerten gemacht.

3.3.1 Bleiexposition durch die Luft

Die Bleikonzentration in der Luft ist v. a. abhängig von der Entfernung zu Bleiemissionsquellen. Sehr hohe Konzentrationen werden in der Nähe von Straßen und Bleihütten gemessen. Ein Großteil des von der Industrie oder Verkehrs emittierten Bleis liegt in anorganischer Form in der Luft vor. Die Partikelgröße des Bleis variiert je nach Emissionsquelle. Der Verkehr emittiert hauptsächlich Bleipartikel mit einem Durchmesser von ca. $0,015 \mu\text{m}$. Diese Partikel lagern sich an Kohlenstoffteilchen mit

ähnlicher Größe und wachsen durch Anlagerung an weitere Partikel auf eine Größe von ca. 0,1 bis 1 µm. Diese Feinstaubpartikel können 7 bis 24 Tage in der Atmosphäre verbleiben. Größere Bleipartikel gelangen durch industrielle Prozesse (0,1 bis 5 µm, abhängig von Filteranlagen) bzw. durch Staubaufwirbelungen (5 bis 50 µm) in die Atmosphäre. Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 10 µm haben eine kürzere Verweildauer in der Atmosphäre und werden schneller – also in Emittenten-nähe – deponiert (OECD 1993, Wilhelm & Ewers 1993).

Blei liegt in vielen verschiedenen chemischen Formen in der Luft vor. Dabei bestimmt die Wasserlöslichkeit der Verbindung dessen Mobilität und gesundheitliche Gefährdung für den Menschen. Je wasserlöslicher die Bleiverbindung, desto höher ist dessen Mobilität in der Atmosphäre und umso schneller kann diese vom Menschen aufgenommen werden. Die durch den Verkehr emittierten Bleihalogenide sind wasserlöslich, wandeln sich jedoch schnell in wasserunlösliche Verbindungen um. Die chemische Form der industriellen Emissionen ist sehr verschieden. Bleihütten emittieren vorwiegend Oxid- und Sulfatverbindungen. Diese sind weniger wasserlöslich als die Verkehrsemissionen, werden jedoch durch atmosphärische Prozesse in löslichere Formen umgewandelt (OECD 1993).

Studien – beispielsweise über Blei im Grönlandeis – belegen, dass Blei in der Atmosphäre über weite Strecken transportiert werden kann (Weiss et al. o. J.). Neben der Partikelgröße sind meteorologische – Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Turbulenzen etc. – sowie orographische Gegebenheiten – Geländeformen, Bebauung – wichtige Faktoren für die Ausbreitung von Blei in der Atmosphäre (Zierath 1993). Durch Nass- und Trockendeposition kann Blei aus der Atmosphäre in Pedosphäre und Hydrosphäre eingetragen werden.

Der Grenzwert für Blei in der Luft wurde in der EU durch die sogenannte Feinstaubrichtlinie vom 22. April 1999 (Richtlinie 1999/30/EG) von 2,0 µg/m³ auf 0,5 µg/m³ herabgesetzt. Dieser Wert entspricht den Empfehlungen der WHO (WHO 2001). Eine Umsetzung auf Bundesebene erfolgte durch die Änderung der 22. BImSchV¹⁰.

¹⁰ Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft)

Der neue Immissionsgrenzwert von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Blei in der Luft ist seit dem 1. Januar 2005 in Deutschland verbindlich (§ 5 Abs. 2, 22. BImSchV). Dieser Grenzwert liegt im Falle von industriell schwer vorbelasteten Gebieten bei $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (§ 5 Abs. 3, 22. BImSchV).

Typische Konzentrationen von Blei in der Außenluft liegen in Deutschland in ländlichen Gebieten zwischen $0,02$ bis $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in städtischen Gebieten zwischen $0,05$ und $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (UBA 2000a). Die im Jahr 2003 vom UBA ermittelten Bleikonzentrationen in der Luft (Jahresmittelwerte) lagen zwischen $2,840 \text{ ng}/\text{m}^3$ an der Station Schauinsland und $9,606 \text{ ng}/\text{m}^3$ in Langenbrügge (Abb. 10) (NILU 2005). In Hessen wurden im Jahr 2003 Bleikonzentrationen in der Luft zwischen $6 \text{ ng}/\text{m}^3$ und $23 \text{ ng}/\text{m}^3$ gemessen; in Mecklenburg-Vorpommern lagen die Werte im 2. Quartal 2005 zwischen $4 \text{ ng}/\text{m}^3$ und $7 \text{ ng}/\text{m}^3$ (HLUG o. J., LUNG 2005). Die hier dargestellten Bleikonzentrationen liegen somit unter dem Grenzwert von $0,5 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$. Aufgrund gesetzlicher Regelungen haben die Bleikonzentrationen in der Luft v. a. in industriellen Gebieten und in urbanen Regionen mit hohem Verkehrsaufkommen abgenommen. Als Beispiele können die Großstädte Köln (v. a. Industrieemissionen) und Essen (v. a. Verkehrsemissionen) herangezogen werden. Zwischen 1974 und 1988 verringerte sich die gemessene mittlere Bleikonzentration in der Luft in Köln von $0,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Essen von $1,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2001).

Die im Niederschlag enthaltenen Bleikonzentrationen spiegeln die atmosphärische Bleibelastung eines Gebietes wider (Zierath 1993). Wie auch bei der Bleikonzentration in der Luft, ist hier eine Abnahme zu verzeichnen (UBA 2000a). Die Jahresmittelwerte für Blei im Niederschlag lagen im Jahr 2003 zwischen $1,102 \mu\text{g}/\text{l}$ in Schauinsland und $1,772 \mu\text{g}/\text{l}$ in Deuselbach (NILU 2005).

Moose werden als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung der Luft u. a. auf das Schwermetall Blei hin untersucht. Das Moosmonitoring stellt ein europaweites Frühwarnsystem für die Schwermetallbelastung der Luft dar. Es werden dabei nur solche Moosarten einbezogen, für die nachgewiesen ist, dass diese die Schwermetalle nur aus der Luft und nicht über den Boden aufnehmen. In Deutschland wird das Moosmonitoring alle fünf Jahre seit 1990/91 durchgeführt. Der Bleigehalt (Median) in Moosen in Deutschland verringerte sich von $13 \mu\text{g}/\text{g}$ im Jahr 1990/91 auf $4,62 \mu\text{g}/\text{g}$

im Jahr 2000 (Genßler 2003, UBA 2000b). Das Bundesland Sachsen hat im Jahr 1990 noch die höchsten Konzentrationen von Blei in Moosen gemessen (Median=27 µg/g). Im Jahr 2000 lag es hingegen mit einem Median von 5,65 µg Pb/g nur noch leicht über dem Bundesdurchschnitt (LUG o. J.). Das Land Nordrhein-Westfalen hat einen Median von 7,04 µg/g für die Bleikonzentrationen in Moosen im Jahr 2000 ermittelt (Genßler 2003). Abbildung A 8 im Anhang stellt die Ergebnisse des Moosmonitorings 1995/96 auf einer Deutschlandkarte dar.

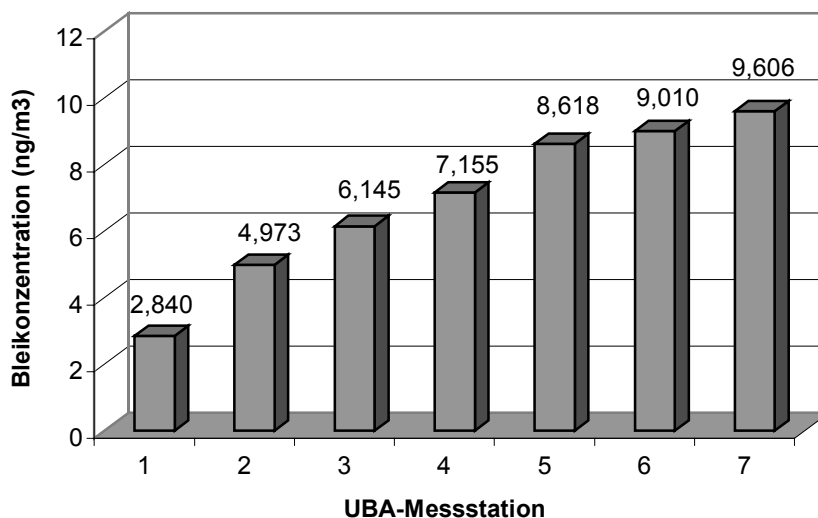


Abb. 10: Bleikonzentrationen in der Außenluft an den UBA-Messtationen im Jahr 2003 (Quelle: NILU 2005)

Erläuterungen zur Abb. 10:

Messtationen: 1 – Schauinsland; 2 – Schmücke, 3 – Westerland; 4 – Zingst; 5 – Neuglobsow; 6 – Deuselbach; 7 – Langenbrügge

Die Anordnung der Messtationen erfolgt nach der Höhe der dort gemessenen Bleikonzentration.

Die Bleibelastung der Innenraumlufte ist für die humane Exposition von Bedeutung, da die Menschen im Durchschnitt rund 90 Prozent der Zeit in Innenräumen verbringen. Die Bleikonzentration im Innenraum spiegelt die Konzentration in der Außenluft wider und ist im Vergleich zur Außenluft um ca. 50 bis 80 Prozent geringer (OECD 1993, Riehm 1994). Zur Abschätzung der Bleikonzentration in der Innenraumlufte können Schwebstaub- und Hausstaubmessungen herangezogen werden. Die Konzentration von Blei im Hausstaub wird in Studien durch die Messung des Elementgehalts im Staubsaugerbeutelinhalt ermittelt. Riehm (1994) ermittelte einen Median von 72,1 µg Pb/g im Hausstaub. Bei weitem geringere Werte wurden im Umwelt-Survey 1990/92 ermittelt. Im Jahr 1990/92 lag die mittlere Bleikonzentration des Staubsaugerbeutel-

inhalts bei 4 µg/g¹¹. Im Vergleich zum Umwelt-Survey 1985/86 (Median=24,2 µg Pb/g) ist eine signifikante Abnahme zu verzeichnen (Friedrich et al. 2001, Krause et al. 1991). Im Umwelt-Survey 1990/92 wurde die Bleideposition über den Schwebstaub mittels des innerhalb eines Jahres in einem Sammelbecher sedimentierten Staubes ermittelt. Die mittlere Bleideposition über den Schwebstaub betrug 0,27 µg/m² pro Tag (Friedrich et al. 2001). Eine Bestimmung der Schwermetallgehalte im Hausstaub im Umwelt-Survey 1998 konnte aus finanziellen Gründen nicht durchgeführt werden (Schulz 2005). Der Hausstaubpfad ist unter allen Bleieintragspfaden der einzige ohne gesetzliche Regelung. Obenland und Binder (2004) haben ausgehend von der Risikogruppe Kind einen toxikologisch begründeten Orientierungswert von 25 µg Blei pro Gramm Hausstaub aufgestellt.

Die humane Exposition gegenüber Blei in der Luft bzw. Staub ist abhängig von dessen Partikelgröße. Während kleine Partikel (<2,5 µm) vorwiegend im Alveolarbereich abgelagert und dort fast vollständig resorbiert werden, werden Partikel in der Größenordnung von 2,5 bis 10 µm im oberen Bronchialtrakt deponiert und können verschluckt werden. Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 10 µm werden nur in geringem Maß über die Nase aufgenommen, können dafür aber eher über den Gastrointestinaltrakt resorbiert werden (OECD 1993). Die im Jahr 1981/82 durchgeführte Birmingham Studie wies eine positive Korrelation zwischen der PbB-Konzentration bei zweijährigen Kindern und der Bleikonzentration im Hausstaub nach (Thornton et al. 1990). Während die Bleiaufnahme über den Luftpfad im Vergleich zum Hausstaubpfad für den Erwachsenen ausschlaggebender ist, so ist dies beim Kleinkind anders herum. Obenland und Binder (2004) schätzen die tägliche Bleiaufnahme – wie in Tabelle 10 dargestellt – aus beiden Pfaden für Erwachsene und Kleinkinder getrennt.

Tab. 10: Bleiaufnahme über den Luft- und Hausstaubpfad (Quelle: Obenland & Binder 2004)

	Bleiaufnahme über die Luft (µg/d)	Bleiaufnahme über den Hausstaub (µg/d)
Erwachsener	2,80	0,12
Kleinkind	0,84	5,80

¹¹ Die in diesem Kapitel vorgestellten Ergebnisse des Umwelt-Surveys beziehen sich jeweils auf die Untersuchungsgruppe der Erwachsenen.

3.3.2 Bleiexposition durch das (Trink-) Wasser

Blei kann in Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition oder die Erosion von Bodenpartikeln gelangen. Ein Bleieintrag in das Grundwasser kann über die Pedosphäre erfolgen. Typische Bleikonzentrationen im Grundwasser liegen bei unter 10 µg/l. Bleiionen bilden im Wasser leicht verfügbare Aquakomplexe (Pb_{aq}^{2+}). Aus diesen können unter Molekülvergrößerung Schwebstoffe (Bleihydroxide, -carbonate, -sulfide) entstehen. Blei kann sich ebenfalls an natürlich entstandene Schwebstoffe wie Plankton oder solide Partikel wie Lehm binden. In gebundener Form ist Blei immobilisiert und kann sich in Abhängigkeit von der Partikelgröße und der Fließgeschwindigkeit (bei Fließgewässern) als Sediment ablagern. Dieser Selbstreinigungsmechanismus der Gewässer funktioniert optimal bei einem pH-Wert von 6,5 bis 7,5. In sauren Gewässern liegt Blei v. a. in Ionenform vor und ist damit leicht verfügbar (OECD 1993, Schach 1993).

Eine Bleiexposition des Menschen findet hauptsächlich über das Trinkwasser statt. Die Signifikanz dieses Bleieintragspfades wird in folgendem Zitat deutlich:

„Die Bedeutung des Trinkwasserpfades nimmt bei abnehmender Gesamtbelastung im Vergleich zu anderen Eintragspfaden für Blei zu.“

(Müller & Dieter 1993)

Daher soll im Folgenden diese Expositionsquelle näher betrachtet werden. Trinkwasser wird aus Oberflächenfrischwasser oder Grundwasser gewonnen und weist im Durchschnitt einen Bleigehalt von 10 µg/l auf (OECD 1993). Grundwasser kann insbesondere in Regionen mit Vorkommen von Bleierzlagerstätten wie im Harz, im Sauerland und in der Voreifel erhöhte Bleikonzentrationen aufweisen. Als Haupteintragsquelle für Blei im Trinkwasser wird die Korrosion von bleihaltigen Leitungsmaterialien – insbesondere Bleirohre als Hausanschluss- oder Hausinstallationsleitung – betrachtet. Aber auch bleilässige Mischbatterien auf Messingbasis, Kupferrohre, die mit bleihaltigem Lot verbunden wurden und verzinkte Stahlrohre sind Bleieintragsquellen ins Trinkwasser (Otto & von Mühlendahl 2004, Wilhelm & Ewers 1993). Kupferrohre, die mit bleihaltigem Material verlötet wurden, können soviel Blei freisetzen (210-390 µg/l), dass sie eine Bleivergiftung in Kindern hervorrufen können (WHO 2003).

Bleirohre wurden in Deutschland in Häusern, die nach dem Jahr 1973 erbaut worden sind, nicht mehr verwendet. In Deutschland ist ein Nord-Süd-Gefälle in Bezug auf den Einsatz von Bleirohren zu verzeichnen. Während die Verwendung von Bleirohren in Süddeutschland bereits seit 1878 aufgrund gesundheitlicher Aspekte verboten ist, wurden diese noch bis in die 1970er Jahre in Norddeutschland verlegt. Es wurde angenommen, dass in Gebieten mit vorwiegend hartem Wasser (Norddeutschland) dieses durch die Bildung von Kalkdeckschichten in den Rohren vor Bleieinträgen ins Trinkwasser schützt (Otto & von Mühlendahl 2004, UBA 2003b). Diese Annahme erwies sich als falsch. Blei bildet bei Kontakt mit Wasser und unter Vorhandensein von Calciumhydrogenkarbonat, welches den Härtegrad des Wassers bestimmt, Bleikarbonat. Dicke Schichten von Bleikarbonat in Bleirohren schützen diese zwar vor Korrosion, jedoch löst sich schätzungsweise in Bleileitungen von mehr als 5 m Länge bereits soviel Blei, dass der neue Trinkwassergrenzwert von 10 µg Pb/l nicht eingehalten werden kann (UBA 2003b). Anfang der 1990er Jahre haben noch etwa zehn Prozent aller Haushalte in Deutschland Wasserleitungsrohre aus Blei (Müller & Dieter 1993). In Hamburg ist schätzungsweise jede sechste Wohnung – entsprechend 100.000 bis 120.000 Wohnungen – von Bleiinstallationen betroffen (Lommel et al. 2002a). In Berlin wurde Ende der 1980er Jahre geschätzt, dass rund 20 Prozent der Altbauten, die vor 1945 errichtet wurden sind, mit Trinkwasserleitungen aus Blei versorgt werden (Arts et al. 1986). Auf Landes- wie auch kommunaler Ebene gibt es Projekte, die den Austausch von Bleileitungen in der Trinkwasserversorgung beschleunigen sollen (s. 5.3).

Im Jahr 1998 wurde die EU-Trinkwasserrichtlinie entsprechend den Empfehlungen der WHO novelliert und ein neuer Grenzwert für Blei im Trinkwasser von 10 µg/l festgesetzt (WHO 2004, Richtlinie 98/83/EG). Entsprechend der EU-Richtlinie wurde in Deutschland die Trinkwasserverordnung¹² von 1990 novelliert und trat am 1. Januar 2003 in Kraft. Die Einführung des neuen Grenzwertes für Blei erfolgt in zwei Stufen. Bis 30. November 2003 galt der alte Grenzwert von 40 µg/l. In einer ersten Stufe wurde dieser für den Zeitraum vom 1. Dezember 2003 bis 30. November 2013 auf 25 µg/l gesenkt. Danach ist ein Grenzwert gemäß der EU-Richtlinie von 10 µg Pb/l ein-

¹² Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch

zuhalten (Oehmichen et al. 2001). Grenz- und Richtwerte für Blei im Trinkwasser sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tab. 11: Grenz- und Richtwerte für Blei im Trinkwasser im Vergleich

Ebene/Einrichtung	gesetzliche Grundlage/Empfehlung	Grenz- und Richtwerte
BRD	Trinkwasserverordnung 2001	bis 30.11.2003 40 µg Pb/l von 01.12.2003 bis 30.11.2013 25 µg Pb/l ab 01.12.2013 10 µg Pb/l
EG	Trinkwasserrichtlinie 1998	10 µg Pb/l
WHO	Guidelines for drinking water quality 1993	10 µg Pb/l

In einer von der Stiftung Warentest (1996) durchgeführten Testung von Trinkwasserproben wurde eine Überschreitung des damaligen Trinkwassergrenzwertes von 40 µg/l bei fünf Prozent der Proben festgestellt. Dabei waren die ostdeutschen Städte, wo damals noch ca. jeder vierte Haushalt mit Trinkwasser aus Bleirohren versorgt wurde, besonders betroffen. In den Städten Bautzen, Erfurt, Gera, Leipzig, Magdeburg und Potsdam überschritten 20 Prozent der Proben den gültigen Bleigrenzwert. In Hamburg und Bremen wurde der Bleigrenzwert bei 20 Prozent (im Stadtzentrum 35 %) bzw. 10 Prozent der Proben nicht eingehalten (Stiftung Warentest 1996). Im Umwelt-Survey 1998 wurde in Stagnationsproben – also bei Probeentnahme nach nächtlicher Stagnation des Wassers – ein mittlerer Bleigehalt von 1,7 µg/l im Trinkwasser ermittelt. Dabei wurde in den neuen Bundesländern eine höhere Bleibelastung (2,1 µg/l) als in den alten Bundesländern (1,7 µg/l) festgestellt. Im Vergleich zum Umwelt-Survey 1990/92 ist der Bleigehalt in den neuen Bundesländern jedoch deutlich von 2,9 µg/l auf 2,1 µg/l zurückgegangen. Für Gesamtdeutschland ist der Bleigehalt im Trinkwasser von den Jahren 1990/92 von 1,1 µg/l auf 1,7 µg/l im Jahr 1998 gestiegen. Jedoch muss hier eine eventuelle Verzerrung aufgrund der Anwendung unterschiedlicher analytischer Verfahren beachtet werden. Als mittlere Zufuhr rate von Blei über das Trinkwasser bei Erwachsenen wurde – ausgehend von einem mittleren Bleigehalt von 1,7 µg/l – ein Wert von 1,1 µg/d berechnet (Becker et al. 2001). Im Pretest zum Kinder- und Jugendgesundheitssurvey wurde ein mittlerer Bleigehalt von 1,61 µg/l im Trinkwasser bestimmt, wobei signifikant höhere Bleigehalte in den neuen Bundesländern ermittelt wurden (Voigt & Eis 2004).

In der Hamburger Studie „Bleibelastung durch Trinkwasser“ konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen Bleiaufnahme über das Trinkwasser und dem PbB-Spiegel festgestellt werden. Als erfolgreiche Interventionsmaßnahmen bei erhöhtem Bleigehalt im Trinkwasser wurden in einem Interventionsdesign das Ablaufenlassen von Stagnationswasser und der Austausch von Bleirohren ermittelt. Während ersteres eher als Übergangslösung verstanden werden sollte, stellte sich der Austausch von Bleirohren wie angenommen als die wirkungsvollste Maßnahme dar (Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg 2001, Lommel et al. 2002a, 2002b). Auch das UBA (2003b) sowie der Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004) plädieren für einen zügigen Austausch von noch bestehenden Bleiinstallationen und Hausanschlussleitungen aus Blei v. a. im Hinblick auf die besondere Empfindlichkeit von Säuglingen und Kleinkindern.

3.3.3 Bleiexposition durch den Boden

Der Bleigehalt im Boden wird zum einen durch dessen geogenen Grundgehalt an Blei – in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein – sowie durch diffuse Bleieinträge bestimmt. Die Haupteintragsquelle für Blei in den Boden ist die atmosphärische Deposition. Entsprechend sind die Bleikonzentrationen in Böden in Emittentennähe – beispielsweise stark befahrenen Straßen – höher als in unbelasteten Regionen. Auch Einträge über den Klärschlamm können die Bleikonzentration des Bodens erhöhen (OECD 1993, UBA 2004b, Wegelin & Gsponer 1997). Blei wird größtenteils in den oberflächennahen Schichten des Bodens (2 bis 5 cm) durch Bindung v. a. an Huminstoffe festgehalten. In diesem Bereich finden sich Bleikonzentrationen von unter 50 mg/kg bis über 1.000 mg/kg. Blei wird im Boden umso schneller gebunden und damit immobilisiert, je größer die Bodenoberfläche, je höher der Ton- und Humusgehalt und je höher der pH-Wert des Bodens ist. Der Boden stellt durch die Immobilisierung von Blei einen Filter für das Grundwasser dar. Nur ein geringer Teil des Schwermetalls geht in die Bodenlösung über und kann somit von Pflanzen über deren Wurzeln aufgenommen werden (Fiedler 1993b, OECD 1993, Wilhelm 1999, Wilhelm & Ewers 1993). Eine Mobilisierung des an Bodenpartikel gebundenen Bleis findet erst ab einem pH-Wert unterhalb von 4 statt (von Derschau 1995b). Davies (1999) macht folgende Aussage zu Blei in Böden:

„Seine Verweilzeit in Böden ist so hoch, daß [sic!] es dort als permanent angesehen werden kann.“ (Davies 1999)

In der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) sind Prüf-, Maßnahmen- und Vorsorgewerte¹³ für Blei im Boden festgelegt. Folgende Prüfwerte für Blei werden darin angegeben (in mg/kg TM):

- Kinderspielflächen 200
- Wohngebiete 400
- Park- und Freizeitanlagen 1.000
- Industrie und Gewerbegrundstücke 2.000

Als Maßnahmenwert für Grünland wird 1.200 mg Pb/kg TM angegeben. Vorsorgewerte liegen zwischen 40 und 100 mg Pb/kg TM in Abhängigkeit vom Bodentyp. Eine zulässige Zusatzbelastung über alle Wirkungspfade ist bei Überschreiten des Vorsorgewertes bis zu einer Höhe von 400 g Pb/ha pro Jahr zulässig (§ 11 Abs. 1, Anhang 2 BBodSchV). Gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV) darf Klärschlamm höchstens einen Bleigehalt von 900 mg/kg TM zur Aufbringung auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufweisen und nur auf solche Böden aufgebracht werden, deren Bleikonzentration 100 mg/kg TM nicht überschreitet (§ 4 Abs. 8, 12).

Die Bleikonzentration in Böden ist v. a. abhängig von anthropogenen Bleiemissionen. Landwirtschaftlich genutzte Böden weisen Bleigehalte zwischen 10 und 60 mg/kg auf, wohingegen Gartenböden in Ballungsgebieten zwischen 50 und 150 mg Pb/kg und Böden in stark belasteten Gebieten sogar 500 bis über 2.000 mg Pb/kg enthalten können (Wilhelm & Ewers 1993). Hintergrundwerte für Blei in Ober- und Unterböden in Deutschland werden von der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) unter Vorsitz des UBA ermittelt (UBA 2004b). Die LABO (2003) definiert Hintergrundwerte als „[...] repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden.“. Der Hintergrundgehalt setzt sich dabei aus dem geogenen Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung infolge diffuser Einträge zusammen und bildet somit eine Abgrenzung zu punktuell stark belasteten Böden (LABO 2003). Eine Differenzierung der Hintergrundwerte erfolgt nach Ausgangsgestein für die Bodenbildung, Nutzungsart (Acker, Grünland, Wald), Bodenhorizont (Ober-, Unterboden, Untergrund) und nach Gebieten. Ackerböden weisen durch regelmäßige Bodenbearbeitung (Verdünnung durch

¹³ Eine Definition von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten wird in Kapitel 5.2.2 gegeben.

Vermischen) meist geringe Hintergrundwerte für Blei auf (9,4 bis 71 mg/kg¹⁴) als Wald- und Grünlandböden. In Letzteren reichern sich Schadstoffe wie Blei im oberen Bodenhorizont an. Für Grünlandböden konnten Hintergrundwerte zwischen 16 und 86 mg Pb/kg ermittelt werden. Aufgrund von Auskämmungseffekten luftgetragener Immissionen durch die Vegetation weisen Waldböden relativ hohe Hintergrundwerte für Blei auf (12 bis 93 mg/kg). Der Bleigehalt von Unterböden ist wesentlich vom Ausgangsgestein bestimmt und ist somit meist geringer als der von Oberböden (ebenda). Im Anhang Tabelle A 4 sind die einzelnen Hintergrundwerte für Blei differenziert aufgelistet und Abbildung A 9 stellt die Hintergrundwerte von Blei für den Oberboden auf einer Deutschlandkarte dar. An den Boden-Dauerbeobachtungsstandorten in Deutschland wurden folgende Medianwerte für Blei (in mg/kg TM) in verschiedenen Bodennutzungstypen ermittelt (Huschek & Krengel 2004):

- Acker 20,5
- Grünland 34,0
- Forst: 48,0

Diese Werte beziehen sich jeweils auf die Bleigehalte im Oberboden. Als auffällig stellen Huschek und Krengel (2004) die hohen Bleigehalte in allen Bodenhauptgruppen (Ton, Lehm, Schluff, Sand) von Forsten dar. Der Auskämmungseffekt von Blei über die Baumkronen und der anschließende Eintrag in den Boden können hierfür eine mögliche Ursache sein. Die Medianwerte für Blei in allen Bodennutzungstypen aufgeschlüsselt nach Bodenhauptgruppen liegen unter dem Vorsorgewert der BBodSchV. Lediglich einige Ausreißerwerte aus höher belasteten Gebieten befinden sich oberhalb dieses Wertes (Huschek & Krengel 2004).

Der Boden stellt eine besondere Bleiexpositionsquelle für Kinder dar. Bodenstaub und -schmutz können ingestorisch (z. B. verschmutzte Hände) oder inhalativ (z. B. Staubaufwirbelung auf Spielplätzen) aufgenommen werden (Ewers et al. 1988). Schätzungsweise nehmen Kinder über die Ingestion von Bodenpartikeln 40 bis 55 µg Blei pro Tag auf (WHO 2003). Die humane Exposition gegenüber Blei im Boden kann ebenfalls indirekt über den Pfad der Nahrung geschehen. Es besteht eine positive Korrelation zwischen Bleikonzentration im Boden und in der Pflanze. Aber auch gra-

¹⁴ Die in diesem Kapitel erwähnten Hintergrundwerte beziehen sich auf den 50. Perzentilwert.

sende Tiere nehmen große Mengen an Blei über den Boden auf. Das Schwermetall kann sich somit in der Nahrungskette anreichern (OECD 1993).

3.3.4 Bleiexposition durch die Nahrung

Blei kommt in Lebensmitteln als Kontaminant vor. Der Bleieintrag kann über die Bioakkumulation aus Boden, Luft und Wasser oder Sekundärkontamination erfolgen (Mersch-Sundermann 1999). Luftgetragene Bleipartikel können über Nass- und Trockendeposition auf der Oberfläche von Pflanzen abgelagert werden oder auch in Boden und Wasser gelangen. Entsprechend ist die Schwermetallbelastung von Pflanzen in der Nähe von Emittenten wie Straßen und Industrieanlagen hoch. Auf Pflanzen mit großer, rauer Blattoberfläche kann besonders viel Blei adsorbiert werden (bis zu 20 mg/kg TM). Beispiele für hoch belastete Gemüsearten im Freilandanbau sind Salat, Spinat, Mangold, Endivie und Kresse. Das Blei wird auf der Blattoberfläche abgelagert, aber praktisch nicht resorbiert und ist durch küchengerechte Zubereitung (waschen) zu 30 bis 80 Prozent entfernbar (Bergmann 1993, Wilhelm 1999, Wilhelm & Ewers 1993). Blei kann ebenfalls über die Bodenlösung in Pflanzen gelangen, wobei dieser Eintragungspfad als weitaus weniger bedeutend im Vergleich zum Lufteintragungsweg ist. Die Aufnahme ist abhängig von der Bleikonzentration im Boden sowie der chemischen Form des Schwermetalls. In Studien wurde nachgewiesen, dass durch Metallbergbau und -verhüttung eingetragenes Blei im Boden durch Pflanzen besser aufgenommen werden kann als Blei aus Klärschlamm. Das über den Boden aufgenommene Blei reichert sich v. a. in der äußeren Schicht der Pflanzenwurzel an. Durch Schälen kann der Bleigehalt von Wurzelgemüse erheblich gesenkt werden (Bergmann 1993, OECD 1993). Tierische Lebensmittel können erhöhte Bleigehalte infolge der Bleiaufnahme der Tiere über das Futter und bei Wiederkäuern über den Boden aufweisen. Der inhalativen Bleiaufnahme kommt hierbei kaum eine Bedeutung zu. Als besonders bleibelastet gelten die Innereien von Schlachttieren (0,1 bis 1,0 mg Pb/kg) (Wilhelm 1999, Wilhelm & Ewers 1993). Als Sekundärkontaminanten gelten bleilässige Materialien wie Konservendosen, Bleilasuren für Keramikgefäße, Flaschen- und Glasverschlüsse (Wilhelm 1999).

Höchstbleigehalte bestimmter Lebensmittel werden in der Verordnung (EG) Nr. 466/2001 der Europäischen Kommission festgelegt und durch § 4 der Schadstoff-

Höchstmengenverordnung¹⁵ (SHmV) auf Bundesebene übertragen. Die Höchstmengen für Blei liegen je nach Lebensmittel zwischen 0,02 mg/kg bei Säuglingsnahrung und Folgenahrung und 1,5 mg/kg bei Muscheln. Genauere Angaben zu den Höchstmengen für Blei werden unter Kapitel 5.2.4 gemacht.

Im Lebensmittel-Monitoring Bericht 2003 des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) wurden bei den untersuchten Warenproben i. d. R. geringe Bleigehalte festgestellt. Nur in seltenen Fällen wurden wie in Tabelle 12 ersichtlich die festgeschriebenen Höchstmengen überschritten (BVL 2004a).

Stichprobenweise können erhebliche Bleikontaminationen von Lebensmitteln festgestellt werden. So wurden im Land Sachsen im Jahr 2003 zwei Wildproben mit Bleigehalten von 25 bzw. 97,1 mg/kg beanstandet. Die Kontamination des Fleisches ist wahrscheinlich auf Geschossrückstände zurück zu führen (LUA 2003).

Tab. 12: Bleigehalte in verschiedenen Lebensmittelproben in mg/kg (Quelle: BVL 2004b)

Lebensmittelprobe	Median	90. Perzentil	Höchstmenge	n>HM ¹	HM% ²
Aubergine	0,0100	0,0188	---	---	---
Blumenkohl	0,0060	0,0106	0,300	0	0
Ente	0,0150	0,3520	0,100	2	0,8
Erbse tiefgefroren	0,0100	0,0460	0,100	0	0
Gans	0,0150	0,0400	0,100	1	0,4
Gemüsepaprika	0,0100	0,0219	0,100	0	0
Gurke	0,0100	0,0271	0,100	3	1,2
Hauskaninchen	0,0100	0,0740	---	---	---
Küchenkräuter	0,0310	0,1300	---	---	---
Pilze	0,0100	0,0100	---	---	---
Reis	0,0125	0,0500	0,200	0	0
Speisekleie aus Weizen	0,0235	0,1100	---	---	---
Weizenkörner	0,0250	0,0599	0,200	2	1,8
Weißkohl	0,0100	0,0150	0,300	0	0

Erläuterungen zur Tabelle 12:

¹ n>HM: Anzahl der Proben, die Bleigehalte über der vorgeschriebenen Höchstmenge aufwiesen.

² HM%: Prozentzahl der Proben, die Bleigehalte über der vorgeschriebenen Höchstmenge aufwiesen.

¹⁵ Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln

Durch Ingestion kontaminierter Lebensmittel kann eine Bleiexposition des Menschen erfolgen. Dabei kann Blei sowohl über pflanzliche als auch tierische Lebensmittel aufgenommen werden. Alkoholfreie Getränke sind in der Regel nur gering belastet (Wilhelm 1999). Die Muttermilch kann eine bedeutende Expositionsquelle für den Säugling darstellen. Während des Stillvorgangs wird Milchfett aus Fettgewebe gebildet und die dort gespeicherten Schadstoffe können in die Muttermilch übergehen. In Untersuchungen wurden bis zu 50 µg Pb/l festgestellt (Langstädtler 1993, Wilhelm & Ewers 1993). Sekundärkontaminationen können den Bleigehalt in Lebensmitteln erheblich erhöhen. In einer Untersuchung wurden bei rund 62 Prozent aller Lebensmittel aus Dosen Bleikonzentrationen von über 100 µg/l ermittelt (Mitchell & Aldous 1974). Kakaopulver und Schokoladeprodukte wiesen in einer Studie Höchstgehalte von 230 µg Pb/g bzw. 70 µg Pb/g auf, wobei für die Kakaobohnen eine der niedrigsten Bleikonzentrationen, die für natürliche Lebensmittel gemessen worden sind, ermittelt wurde (0,5 ng/g). Die Sekundärkontamination ist in diesem Fall sehr hoch (Rankin et al. 2005). Eine vermeidbare Quelle der Bleiexposition stellen alkoholische Getränke – insbesondere Wein – dar. Der Bleieintrag in Wein kann u. a. durch Anwendung von Bleiarsenat als Pflanzenschutzmittel erfolgen (Daunerer 1996, Kolbye et al. 1974). Eine Studie an portugiesischen Rotweinen belegt, dass der Weinherstellungsprozess für 2/3tel bis 3/4tel des Bleigehaltes im Endprodukt verantwortlich ist (Almeida & Vasconcelos 2003). Marquard und Schäfer (2004) berichten über einen Bleigehalt von 65 µg/l einer Auswahl italienischer und französischer Weine.

In der Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktorenanalytik wurde eine durchschnittliche Erhöhung des PbB-Spiegels um 6,16 µg/l bei einem täglichen Konsum von 100 ml Wein festgestellt. Die gleiche Menge an Bier erhöhte den PbB-Spiegel hingegen um nur 0,72 µg/l (Weyermann & Brenner 1997). Für Erwachsene stellt die Bleiaufnahme über die Nahrung den bedeutendsten Bleiexpositionspfad dar (Reichl 2000). Im Umwelt-Survey 1990/91 wurde bei 318 Probanden aus den alten Bundesländern für die tägliche Zufuhr von Blei mit der Nahrung ein geometrisches Mittel von 0,032 mg – entsprechend 0,434 µg Pb pro kg Körpergewicht – berechnet (Schulz 1998). Eine Abnahme der Bleiexposition über die Nahrung ist infolge abnehmender Bleiemissionen zu erwarten. Die Centers for Disease Control (1991) berichten über eine Abnahme der täglichen Bleiaufnahme von zweijährigen Kindern in den USA zwischen den Jahren 1982 und 1986/88 von 20 µg auf 5 µg. Gründe hierfür

werden v. a. im sinkenden Verbrauch bleihaltigen Benzins sowie der Umsetzung gesetzlicher Regelungen für Konservendosen gesehen (ebenda). Das ehemalige Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin empfiehlt zur Expositionsminde rung das gründliche Waschen bzw. Schälen von Obst und Gemüse sowie einen nur gelegentlichen Verzehr von Innereien (BgVV 2001).

3.3.5 Bleiexposition durch Gebrauchsgegenstände

Unter diesem Abschnitt werden folgende Bleiexpositionsquellen näher betrachtet: Tabak, Verwendung von Blei als Pigment und Stabilisator, Bleischrot, Heilmittel, Kosmetik, Modeschmuck, Bleigießen und Benzin. Einige dieser Gebrauchsgegenstände wurden bereits bei den Expositionspfaden Luft, Wasser, Boden und/oder Nahrung erwähnt und werden hier näher erläutert. Die humane Exposition kann über Ingestion, Inhalation oder dermale Resorption von Blei erfolgen. Bei vielen dieser Expositionsquellen könnte die Exposition und Belastung des Menschen gegenüber Blei durch Verhaltensänderungen gemindert bzw. komplett vermieden werden. Zur Umsetzung wäre aber zunächst eine Aufklärung der Bevölkerung notwendig.

Tabak

Der Bleieintrag in den Tabak geschieht primär über die Blätter der Tabakpflanze. Dabei kann der Bleigehalt der Tabakpflanze je nach Blattbeschaffenheit und lokaler Umweltbelastung mit Blei erheblich variieren. Die großen und älteren Tabakblätter enthalten die höchsten Mengen an Blei (Chiba & Masironi 1992). In einer Untersuchung von in Mexiko verkauftem Tabak wurden Bleigehalte von 0,91 mg/kg bis zu 25,46 mg/kg gemessen (Tab. 13) (Romieu et al. 1994). Der durchschnittliche Bleigehalt von Filterzigaretten wird mit 2,4 mg/kg angegeben (Chiba & Masironi 1992, WHO 1995).

Tab. 13: Bleigehalte verschiedener Tabakprodukte (Quelle: Romieu et al. 1994)

Tabakprodukt	Bleigehalte (mg/kg)
Zigarren	2,23 – 25,46
Mexikanische Zigaretten	0,91 – 14,69
Amerikanische Zigaretten	0,55 – 10,22
Pfeifentabak	2,40 – 06,27

Beim Verbrennen des Tabaks gelangt Blei sowohl in den Hauptstrom- als auch in den Nebenstromrauch und kann inhalativ aufgenommen werden. Da der Nebenstromrauch kleinere Bleipartikel, welche sich tief im Alveolarbereich ablagern können, enthält, kann dieser als toxischer angesehen werden (Chiba & Masironi 1992). Nur ca. fünf Prozent des Bleigehalts in Filterzigaretten wird über den Hauptstromrauch inhaliert, der Rest lagert sich v. a. in der Asche ab (WHO 1995).

In Deutschland rauchten im Jahr 2003 rund 34 Prozent der Bevölkerung (30 % der Frauen, 37 % der Männer) (Die Drogenbeauftragte der Bundesregierung 2004). Wilhelm und Ewers (1993) berechneten einen Schätzwert für die tägliche Bleiaufnahme von Rauchern aus Zigaretten unter folgenden Annahmen:

- Zigarettenkonsum: 20 Zigaretten pro Tag,
- Bleiinhalation: 0,5 µg pro Zigarette,
- Depositionsquote von 40 Prozent in der Alveolarregion und anschließend vollständige Resorption.

Unter diesen Annahmen wurde eine tägliche Bleiaufnahme von 4 µg pro Raucher berechnet. Es wurde eine positive Assoziation zwischen PbB-Spiegel und der Anzahl täglich gerauchten Zigaretten nachgewiesen, wobei filterlose Zigaretten im Vergleich zu Filterzigaretten einen stärkeren PbB-Anstieg bedingten. Ein Anstieg des PbB-Spiegels um durchschnittlich 0,33 µg/l pro gerauchter Zigarette konnte beobachtet werden. Raucher, die verschiedene Tabakprodukte konsumierten, wiesen dabei höhere PbB-Gehalte auf. Dieses Phänomen ist wahrscheinlich durch höhere Ingestionsraten von Blei aufgrund erhöhter Hand-zu-Mund-Aktivität bedingt (Weyermann & Brenner 1997). Eine klinisch manifeste Bleivergiftung wurde bei einem Konsument von Schnupftabak beobachtet. Die Quelle der hohen Bleikontamination des Tabaks lag in der Verwendung von Stanniol als Umhüllung. Stanniol gab Blei über die Zeit in großen Mengen an den Schnupftabak ab (Filippini & Simmler 1980).

Verwendung von Blei als Pigment und Stabilisator

Blei wird als Pigment und Stabilisator in Kunststoffen, Farben und Lacken verwendet. Als Pigmente spielen Bleiweiß und Bleimennige heute kaum noch eine Rolle. Dafür werden Bleichromate als Pigmente eingesetzt, die einen durchschnittlichen Bleigehalt von ca. 60 Prozent aufweisen. Im Jahr 1996 wurden 90.000 t Bleichromat weltweit produziert, wovon 65 Prozent für Anstrichfarbe, 30 Prozent zur Kunststoffeinfär-

bung sowie 5 Prozent für Sonstiges verwendet wurden. Bleistabilisatoren werden ausschließlich für PVC eingesetzt. In den Jahren 1997 bis 2000 stieg die Verwendung von Bleistabilisatoren in PVC-Rohren und -Profilen an. Im Oktober 2001 erklärten die europäischen PVC-Hersteller den vollständigen Verzicht auf Bleistabilisatoren bis zum Jahr 2015 („Vinyl 2015“) (Böhm 2003).

Die Anwendung von wasserfreiem, neutralem Bleikarbonat, Bleihydrokarbonat sowie Bleisulfat in Farben ist nach der Gefahrstoffverordnung¹⁶ (GefStoffV) Anhang IV Nr. 6 verboten (Ausnahme: Restaurierung, Unterhaltung von Kunstwerken und historischen Gebäuden). Bleihaltige Farben werden heutzutage v. a. im Außenbereich bei der Straßenmarkierung oder zum Korrosionsschutz eingesetzt (OECD 1999). Da die Anwendung bleihaltiger Farbe im Innenraum während der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts weit verbreitet war, ist hierin noch immer eine potenzielle Gefahr zu sehen (UN 1998). Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) weist auf die Gefahr im Umgang mit bleihaltiger Farbe hin. In zwei Fällen wird von einer leichten Bleivergiftung infolge des Entfernens alter Anstriche (Bleimennige) im Außenbereich (Hochspannungsmasten) berichtet (Hahn et al. 2004). Mit Bleifarbe kontaminierter Staub gilt in den USA als Hauptquelle für die Bleivergiftung bei Kindern (AECLP & EDF 1994).

Mit bleihaltigen Farben behandeltes Kinderspielzeug kann ebenfalls eine Expositionsquelle für die Risikogruppe Kind darstellen. Die Grenzwerte für die Migration von Blei aus Kinderspielzeug sind durch die EN 71-3 und EN 71-7 (Fingermalfarben) festgelegt und betragen 90 mg Pb/kg resp. 15 mg Pb/kg (VdMi 2004). Romieu et al. (1994) stellten bei in Deutschland hergestellten Buntstiften einen Bleigehalt von 2,94 bis 4,22 mg/kg (Buntstiftmine) sowie 1,49 bis 1,64 mg/kg (Außenseite) fest. Im Vergleich zu den in Mexiko hergestellten Buntstiften hatten diese einen deutlich geringeren Bleigehalt (ebenda). Im Jahr 2003 gab es in Sachsen eine Beanstandung von Spielzeugfarbe, die einen Bleigehalt bis zu 5.500 mg/kg aufwies (LUA o. J.).

Blei findet Anwendung in Keramikglasuren oder Keramikprodukten, um deren Haltbarkeit sowie Farbe zu verbessern. Durch technische Veränderungen nahm die Blei-

¹⁶ Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen

anwendung in der Keramikherstellung seit 1980 stark ab (OECD 1993). Höchstmengen für die Abgabe von Blei aus Keramikgegenständen sind in der Richtlinie 84/500/EWG sowie in der Bedarfsgegenständeverordnung (BedGgstV, Anlage 6) festgelegt. Diese betragen je nach Art des Keramikgegenstandes 0,8 mg Pb/dm² bzw. zwischen 1,5 und 4,0 mg Pb/l (s. 5.2.4). Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) weist darauf hin, dass durch die oben festgelegten Grenzwerte – besonders bei der Betrachtung der Risikogruppe Kind – der von der WHO empfohlene PTWI erheblich überschritten werden kann. Untersuchungen zeigen jedoch, dass es technische Möglichkeiten zur Herstellung von Keramikerzeugnissen, die weniger als die o. g. Höchstmengen enthalten, gibt (BfR 2005). In verschiedenen lateinamerikanischen Ländern sowie in den an Mexiko grenzenden Gebieten der USA wird auch heute noch Bleioxid in Glasuren von Keramik-Bedarfsgegenständen verwendet (Romieu et al. 1994, Romieu et al. 1997, Trotter 1990). Bei einer Untersuchung an Keramiktöpfen, die 18 Stunden mit 6-prozentiger Essigsäure gefüllt wurden, konnten in diesen Bleikonzentrationen von bis zu 3.620 mg/l gemessen werden (Trotter 1990). In einer Studie in Mexiko konnte ein signifikanter Unterschied im PbB-Spiegel von Frauen, die nie mit bleiglasierten Keramikgegenständen kochten (PbB: 72 µg/l), im Vergleich zu solchen, die diese häufig anwendeten (PbB: 127 µg/l), beobachtet werden (Romieu et al. 1994). Bleiglasierte Keramikgegenstände werden teilweise als Reisesouvenire mit nach Deutschland gebracht und können eine Bleivergiftung hervorrufen (Autenrieth et al. 1998). Auch sehr alte, in Deutschland hergestellte Keramikgegenstände, die noch mit bleihaltigen Glasuren behandelt wurden, können bei Verwendung eine Bleiintoxikation auslösen (Hahn et al. 2003).

Bleischrot

Zum Bleischrotverbrauch in Deutschland gibt es verschiedene Angaben: 1.500 bis 9.000 t pro Jahr. Auf Schießplätzen und durch verfehlte Schüsse bei der Jagd können diese Bleikugeln in den Boden gelangen und stellen eine Gefahr für Pflanzen, Tiere und Menschen dar. Die Exposition des Menschen kann über die Inhalation von Bleistaub, Ingestion von Bodenpartikeln oder bleiverseuchtem Grundwasser sowie über die Nahrung geschehen (GSA 1999). Durch Bleischrot erlegte Tiere stellen u. a. eine Gefahr für Vögel (Verschlucken von Bleikugeln), aber auch für den Menschen (Essen von kontaminiertem Fleisch) dar (LUA o. J., Schlederer 2001).

Unter den 85 Mio. verkauften Schrotpatronen im Jahr 2000 waren nur 4 Mio. – entsprechend <5% – Nicht-Bleischrot. Als Nicht-Bleischrot wird v. a. Stahlschrot verwendet, der jedoch um 30 bis 50 Prozent teurer ist als der normale Bleischrot. Weitere Alternativen sind Schrote aus Bismuth-, Eisen-, Wolfram- und Zinnlegierungen (Schlederer 2001). Außer Eisen können alle gängigen Schrote zu Schwermetallverunreinigungen führen, wobei Blei am kritischsten zu betrachten ist. Die Verwendung von Kalkperlen aus der Trinkwasser-Entkarbonisierung als Schrotersatz stellt eine umweltfreundliche Alternative dar (Schnug & Haneklaus 2001).

Während in anderen Ländern wie Dänemark und den Niederlanden ein generelles Bleischrotverbot besteht, ist in Deutschland die Verwendung von Schrot lediglich bei der Jagd auf Paarhufer und Seehunde verboten (§ 19 Abs. 1 Bundesjagdgesetz, Schlederer 2001). Einzelne Bundesländer haben zusätzlich Gesetze bzw. Verordnungen erlassen, die die Verwendung von Bleischrot teilweise (z. B. bei der Jagd auf Wasservögeln) verbieten: z. B. Bayern (ab 2007), Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen.

Heilmittel

Blei wird in vielen Volksheilmitteln auf der ganzen Welt eingesetzt. Einige Beispiele sollen hier genannt werden (Trotter 1990, WHO 1995):

- Afrikanische Länder: Anwendung von Blei in der traditionellen afrikanischen Medizin
- Arabische Länder: bleihaltige Heilmittel werden beim Zahnen und zur Abheilung des Nabels beim Neugeborenen verwendet; Säuglinge und Kinder inhalieren bleihaltige Dämpfe („Bokhoor“) zur Beruhigung und zum Fernhalten von „Bösem“
- Europa: Anwendung von Bleipflaster in Salben
- Mexiko, USA (mexikanisch-amerikanische Haushalte): Bleioxid („greta“) und Bleichromat („azcaron“) werden zur Behandlung von Magenverstimmung eingesetzt; enthalten bis zu 70 Prozent Blei
- Südost-Asien: in der ayurvedischen Medizin wird Blei vielfach in Pillen eingesetzt, u. a. als Heilmittel bei Diabetes, Erkältung, Grippe

In Deutschland spielen v. a. die Bleivergiftung durch ayurvedische Heilpillen und bleihaltige Salben eine Rolle. Verschiedene Kasuistiken thematisieren die Bleivergiftung durch ayurvedische Heilpillen, die jeweils in Indien erworben wurden. Diese Pillen enthielten bis zu 82 g Pb/kg. Bei chronischer Einnahme kann sogar mit einer lebensbedrohlichen Bleivergiftung gerechnet werden (Schilling et al. 2004, Weide et al. 2003). Aufgrund der desinfizierenden, astringierenden und wundheilenden Wirkung von Blei wird dieses seit Beginn des 20. Jahrhunderts in der Dermatologie bei der Herstellung von Hautsalben verwendet (Voack et al. 1993). In Deutschland gibt es keine Empfehlung für bleihaltige Salben. Eine Abgabe erfolgt nur dann, wenn der Arzt darauf besteht (Wolf et al. 2001). In Kasuistiken wird über die Bleivergiftung infolge der oralen Aufnahme (Verschlucken der Salbe, Auftragen auf Lippen und anschließendes Ablecken) berichtet. Die Salben enthielten bis zu 38 Prozent Bleipflaster¹⁷ (Voack et al. 1993, Wolf et al. 2001).

Kosmetik

Blei wird u. a. in der Kosmetik im Mittleren Osten („surma“), in Asien („kohl“) und in Nigeria („Tiro“) eingesetzt. Diese Bleiexpositionsquelle wird mit einem erhöhten PbB-Spiegel bei Kindern in Verbindung gebracht, die die Farbe über die Finger oral aufnehmen können (Trotter 1990).

Modeschmuck

In einer Studie in den USA wurden 285 Modeschmuck-Proben auf ihren Bleigehalt und 100 auf ihren Oberflächenabrieb von Blei untersucht. Rund 40 Prozent der Proben wiesen einen Bleigehalt von mehr als 50 Prozent auf, 10 Prozent sogar über 75 Prozent. Direkt für Kinder ausgewiesener Modeschmuck enthielt im Durchschnitt 27,8 Prozent Blei. Bei der Abriebprobe mittels eines Tuchs wurden darin bei nur 35 Prozent einer Teilprobe Bleigehalte unterhalb von 1,0 µg festgestellt. Kinder sind zudem durch höhere Mund-zu-Hand-Aktivität stärker exponiert als Erwachsene (Maas et al. 2005).

Bleigießen

Bleigießen als in Deutschland traditioneller Brauch zu Sylvester wird in der Literatur kaum thematisiert. Beim Schmelzen des Bleis (i. d. R. eine Legierung aus Zinn und

¹⁷ *Bleipflaster (Emplastrum plumbi)*: Zur Herstellung werden 32 Teile Bleioxid (enthält gewichtsmäßig zu 93 % reines Blei) und 60 Teile Olivenöl erwärmt und anschließend mit Wasser verseift.

Blei) entsteht giftiger Bleidampf, der durch Inhalation über den Respirationstrakt aufgenommen werden kann. Zudem kann Blei durch Ingestion kleinster Bleipartikel an den Händen über den Gastrointestinaltrakt resorbiert werden. Der Senator für Arbeit, Frauen, Gesundheit, Jugend und Soziales Bremen (2000) warnt in einer Pressemitteilung vor der Gefahr dieses Brauchtums und gibt darin folgende Empfehlungen im Umgang mit Bleigießen:

- gründliches Lüften während und nach dem Bleigießen,
- Verwenden einer nichtbrennbaren Unterlage und von Schutzhandschuhen sowie
- gründliches Händewaschen nach dem Bleigießen.

Zum Schutz des Fötus und von Kindern sollten schwangere Frauen und Kinder nicht beim Bleigießen anwesend sein, d.h. weder mit den Bleidämpfen noch dem metallischen Blei in Kontakt kommen. Neben der direkten Exposition des Menschen, kann das beim Bleigießen verwendete Blei insbesondere über das Abwasser in die Umwelt gelangen und zu einem erhöhten Bleieintrag in Hydrosphäre, Pedosphäre und Atmosphäre führen.

Benzin

Eine Exposition kann bei Kontakt v. a. mit der organischen Bleiverbindungen Tetra-bleiethyl, die als Antiklopfmittel in Ottokraftstoffen noch teilweise eingesetzt wird, erfolgen (verbleites Benzin: bis zu 0,15 mg Pb/l). Über Inhalation, Ingestion und – im Unterschied zu anorganischen Bleiverbindungen – über die Hautresorption kann Tetra-bleiethyl in den Körper aufgenommen werden. Dort wird es rasch zu Triethylblei metabolisiert, welches sich nur langsam zu Diethylblei und anorganische Bleiverbindungen abbaut. Eine Akkumulation des relativ stabilen Triethylbleis im Körper kann zu einer schwerwiegenden Bleivergiftung führen (Hahn et al. 2003).

4 Innere Bleibelastung der Bevölkerung in Deutschland

Die innere Belastung/Exposition wird definiert als die „Anwesenheit von Stoffen im menschlichen Organismus, deren Quantität in der Regel über die Konzentration der Stoffe oder deren Stoffwechselprodukte in geeigneten Indikatormedien (z.B. Blut, Serum, Urin) abgeschätzt wird.“ (Kommission HBM 1996a).

In diesem Kapitel werden zunächst die Indikatormedien zur Abschätzung der inneren Exposition vorgestellt. Anschließend wird das Konzept des Human-Biomonitoring erläutert und die von der Kommission Human-Biomonitoring aufgestellten Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte beschrieben. Den Abschluss bildet die Darstellung der inneren Bleibelastung der deutschen Bevölkerung. Als Datenquellen dienen die Umwelt-Surveys 1985/86, 1990/92 und 1998, der Pretest zum Kinder-Umwelt-Survey, Daten der Umweltprobenbank sowie weitere Studienergebnisse von Teilkollektiven.

4.1 Indikatormedien zur Messung der inneren Bleibelastung

Zur Messung der inneren Bleibelastung des Menschen werden in der Literatur folgende Indikatormedien genannt: Blut, Urin, Haare und Nägel, Knochen sowie Zähne. Das Blutblei (PbB) gilt als bester Indikator für die Messung der inneren Bleibelastung (Kommission HBM 1996c, Wilhelm & Ewers 1993). Dementsprechend stützen sich viele Untersuchungen und Beurteilungskriterien (Referenzwerte, HBM-Werte; s. 4.2) auf diesen Indikator (Hopf 2004).

Blei im Blut

Da das Blutblei eine kurze Halbwertszeit hat, dient es der Abbildung der Bleiexposition der letzten drei bis fünf Wochen. Quelle des PbB ist neben der externen Bleiexposition auch die Freisetzung von Blei aus tieferen Kompartimenten wie den Knochen. Das PbB ist ein guter Indikator für die Messung der Immissionsbelastung. Anhand einer einzelnen PbB-Messung ist keine Differenzierung zwischen akuter und chronischer Exposition möglich. Das PbB ist abhängig von mehreren Einflussgrößen. Männer weisen i. d. R. höhere PbB-Werte auf als Frauen. Der PbB-Spiegel eines Individuums ändert sich im Laufe der Zeit. Bei Kindern von ein bis vier Jahren werden hohe PbB-Werte gemessen, die bis zum Alter von ca. 12 bis 15 Jahren wieder abnehmen. Anschließend erfolgt ein Anstieg des PbB-Spiegels bis zum 50. Lebens-

jahr, um dann wieder zurückzugehen. Bei Kindern wird ein saisonaler Einfluss auf den PbB-Spiegel beobachtet. So sind die PbB-Werte bei Kindern im Sommer höher als im Vergleich zum Winter. Niedriger sozialer Status wird mit erhöhten PbB-Konzentration in Verbindung gebracht. Dieses Phänomen erklärt sich aus der erhöhten Exposition gegenüber Bleiquellen (Wohnen in älteren Gebäuden und belasteten Regionen, schlechtere Hygiene etc.). Das Indikatormedium Blut macht keine Aussagen zur inneren Exposition gegenüber organischen Verbindungen (Hopf 2004, WHO 1995, Wilhelm & Ewers 1993).

Blei im Urin

Die Bleikonzentration im Urin reflektiert die kurzzeitig zurückliegende innere Belastung. Dabei steigt die Bleikonzentration im Harn nach Exposition schneller an als der PbB-Spiegel und fällt rasch nach Expositionsende wieder ab. Das renal ausgeschiedene Blei ist abhängig vom PbB sowie anderen noch nicht geklärten Faktoren. Aufgrund unterschiedlicher individueller renaler Ausscheideraten bestehen bei gleicher Exposition starke intraindividuelle Unterschiede bezüglich des Bleigehalts im Urin. Für die Untersuchung der Bleibelastung der Gesamtbevölkerung scheint dieser Indikator folglich nur eingeschränkt geeignet. Wenn das PbB bereits bestimmt ist, kann nach Durchführung von Mobilisationstests das Blei im Urin bestimmt werden. Dieses eignet sich in diesem Fall zur Bestimmung der Gesamtkörperlast an Blei (Kommission HBM 1996c, WHO 1995, Wilhelm & Ewers 1993).

Blei in Haaren und Nägeln

Während der Wachstumsphase kann Blei aus dem Blut in die Haarmatrixzellen eingelagert werden. Aber auch äußere Kontamination erhöht die Bleikonzentration in den Haaren. Es gibt kein Verfahren zur Trennung zwischen endogenem und externem Bleieintrag in die Haare. Zur Beurteilung der endogenen Anteile werden nur die kopfnahen Segmente verwendet. Da die Haare durchschnittlich 1 cm pro Monat wachsen, spiegeln die ersten 2 cm des proximalen Haaransatzes die Bleibelastung der vorausgegangenen zwei Monate wider. Die Vorteile dieses Indikatormediums liegen in der schmerzfreien und einfachen Probeentnahme. Daher eignet sich dieses Medium zur Bestimmung der inneren Bleibelastung v. a. bei Untersuchungen an Kindern oder bei großen Studienkollektiven. Systemische Variationen (Haarfarbe und Struktur, Art der Körperbehaarung etc.), externe Kontamination sowie methodische Probleme (Reinigung der Haare) schränken die Anwendung dieses Indikatormedi-

ums ein. Nägel haben eine ähnliche Matrix wie die Haare, unterliegen aber noch stärker dem Einfluss exogener Kontaminanten. Dementsprechend sind Nägel zur Bestimmung der inneren Bleibelastung weniger geeignet (WHO 1995, Wilhelm & Ewers 1993). Vertiefende Informationen zur Haaranalytik geben Madea et al. (2004).

Blei in Knochen

Blei hat eine hohe Affinität zur Einlagerung in kalzifiziertes Gewebe wie den Knochen. Die Akkumulation von Blei in den Knochen beginnt – bei entsprechender Exposition – in der Fötalzeit und setzt sich in etwa bis zum 60. Lebensjahr fort. Entsprechend steigt der Bleigehalt in den Knochen mit zunehmendem Alter an. Eine Mobilisation von Blei kann im Rahmen von Demineralisierungsprozessen stattfinden. Das Knochenblei ist folglich ein Indikator zur Messung der kumulierten, länger zurückliegenden Bleiexposition (WHO 1995, Wilhelm & Ewers 1993).

Blei in Zähnen

Wie bereits oben erwähnt, lagert sich Blei in kalziumreiches Gewebe und somit auch in die Zähne ein. Die Einlagerung von Blei erfolgt sowohl bei der Zahnbildung als auch beim ausgewachsenem Zahn. Die Bleimenge im Zahn steigt entsprechend mit zunehmendem Lebensalter und Zahnalter an. Milchzähne dienen als Indikator zur Erfassung der Bleibelastung von der pränatalen Periode bis zum Ausfallen des Zahnes. Dabei werden bei Mädchen häufig höhere Werte als bei Jungen gemessen. Der Zahnbleigehalt ist abhängig von der Lokalisation des Zahnes (Bleigehalt in Schneidezähnen höher als in Molaren sowie in Zähnen des Oberkiefers als in Zähnen des Unterkiefers), dem Alter des Zahnes und der Probenart (gesamter Zahn oder nur Dentin). Die höchsten Bleigehalte werden im circumpulpalen Dentin gemessen. Der Zahnbleigehalt eignet sich wie das Knochenblei zur Bestimmung einer länger zurückliegenden Bleiexposition (Langer 1999, WHO 1995, Wilhelm & Ewers 1993).

4.2 Das Konzept des Human-Biomonitoring in Deutschland

Das Human-Biomonitoring (kurz: HBM) ist eine Methode zur Bestimmung der korporalen Schadstoffbelastung. Es grenzt sich somit zum Umwelt-Monitoring ab, welches bestimmte Faktoren in den Umweltmedien, in Lebensmitteln und Gegenständen des täglichen Bedarfs misst. Das HBM unterteilt sich in ein Belastungs- und ein Effektmonitoring. Ersteres misst die Konzentration bestimmter Stoffe oder deren Metaboliten in human-biologischen Materialien (s. 4.1). Das Effektmonitoring dient der Be-

stimmung biologischer Parameter (=Wirkungsparameter), die auf bestimmte äußere Einflüsse (biologische, chemische, physikalische) reagieren bzw. deren Wirkung anzeigen. Im Falle von Blei käme die Messung der Metaboliten des Porphyrinstoffwechsels in Frage, welche die Wirkung von Blei auf das blutbildende System widerspiegeln (s. 2.2.4) (Kommission HMB 1996a, 1996c).

Im Jahr 1992 wurde in Deutschland die Kommission HBM gegründet, die zunächst dem damaligen Bundesgesundheitsamt und dem Umweltbundesamt (UBA) zugeordnet war. Seit 1994 gehört die HBM-Kommission infolge von Umstrukturierungsprozessen (Auflösung des Bundesgesundheitsamtes) ausschließlich dem Geschäftsbereich des UBA an. Die Kommission hat eine beratende Funktion und erstellt Referenz- sowie Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte für verschiedene (Schad-)Stoffe, u. a. auch für Blei.

Ein Referenzwert ist ein statistisch definierter Wert, der die Belastungssituation einer Referenzpopulation zum Zeitpunkt der Durchführung einer Untersuchung beschreibt. Für Schadstoffe wird das 95. Perzentil als oberer Referenzwert angegeben. Das bedeutet, dass 95 Prozent der Referenzpopulation Messwerte bis zu diesem Wert (Referenzwert) aufweisen. Für physiologische oder essenzielle Stoffe kann zudem das 5. Perzentil als unterer Referenzwert angegeben werden. Der Referenzwert beschreibt den Ist-Zustand und somit die Hintergrundbelastung einer Bevölkerungsgruppe durch einen Stoff. Er dient weiterhin als Beurteilungsmaßstab für epidemiologische Untersuchungen (Kommission HBM 1996b, 2000b). In Bezug auf die Referenzpopulation im Umwelt-Survey 1998 wurden die Referenzwerte für Blei wie in Tabelle 14 dargestellt ermittelt. Beim Vergleich mit den Werten aus dem Umwelt-Survey 1990/92 wird eine geringere Bleibelastung der Bevölkerung deutlich. Da für Kinder keine neueren Daten vorliegen, werden die Referenzwerte aus dem Umwelt-Survey 1990/92 beibehalten (Kommission HMB 1996c, 2002, 2003). Aktuelle Referenzwerte für Kinder können erst mit Abschluss des noch bis 2006 laufenden Kinder-Umwelt-Surveys vorgelegt werden.

Tab. 14: Referenzwerte für Blei (Quellen: Kommission HMB 1996c, 2003)

Referenzpopulation	Referenzwert gemäß Umwelt-Survey 1990/92 in µg/l	Referenzwert gemäß Umwelt-Survey 1998 in µg/l
Männer ¹⁸	120	90
Frauen ¹⁹	90	70
Kinder (6-12 Jahre)	60	60 ²⁰

HBM-Werte sind aus epidemiologischen und toxikologischen Untersuchungen abgeleitete Beurteilungswerte. Sie dienen der gesundheitlichen Bewertung der durch HBM erhobenen Daten. Man unterscheidet zwischen HBM-I-Wert und HBM-II-Wert. Ersterer ist ein Prüf- oder Kontrollwert. Bei einer Unterschreitung des HBM-I-Wertes ist nach heutiger Kenntnis nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen; es besteht kein Handlungsbedarf. Wird der HBM-I-Wert überschritten, kann eine gesundheitliche Beeinträchtigung nicht sicher ausgeschlossen werden. In diesem Fall wird zu einer Kontrolle durch weitere Messungen sowie der Suche nach Belastungsquellen geraten. Bei Überschreiten des HBM-II-Wertes sind gesundheitliche Beeinträchtigungen möglich; ein akuter Handlungsbedarf besteht. Der HBM-II-Wert wird daher auch als Interventions- oder Maßnahmewert bezeichnet (Kommission HMB 1996b). Die Kommission HMB (1996b) macht darauf aufmerksam, dass die HBM-Werte keinesfalls als „Auffüllwerte“ verstanden werden dürfen; es gilt das Minimierungsgebot. Abbildung 11 verdeutlicht die Zusammenhänge zwischen den beiden HBM-Werten.

Die HBM-Werte für Blei werden separat für Risikogruppen und für die übrige Bevölkerung aufgestellt. Als Risikogruppe gelten dabei Kinder bis einschließlich zwölf Jahre sowie Mädchen und Frauen im gebärfähigen Alter (13 bis unter 45 Jahre). Die HBM-Werte werden als Bleikonzentration im Vollblut (µg Pb/l) angegeben (Kommission HMB 1996c). Tabelle 15 stellt die gültigen HBM-Werte dar.

¹⁸ Umwelt-Survey 1990/92: 25-69 Jahre; Umwelt-Survey 1998: 18-69 Jahre

¹⁹ Umwelt-Survey 1990/92: 25-69 Jahre; Umwelt-Survey 1998: 18-69 Jahre

²⁰ Referenzwert des Umwelt-Survey 1990/92 übernommen

	Gesundheitliche Beeinträchtigung	Handlungsbedarf
Interventionsbereich HBM-II-Wert	möglich	<ul style="list-style-type: none"> • umweltmedizinische Betreuung • akuter Handlungsbedarf zur Reduktion der Belastung
Prüf-/ Besorgnisbereich HBM-I-Wert	nicht ausreichend sicher ausgeschlossen	<ul style="list-style-type: none"> • Kontrolle der Werte (Analytik, zeitlicher Verlauf) • Suche nach spezifischen Belastungsquellen • ggf. Verminderung der Belastung unter vertretbarem Aufwand
Vorsorgebereich	nach derzeitiger Bewertung unbedenklich	<ul style="list-style-type: none"> • kein Handlungsbedarf aus toxikologischer Sicht

Abb. 11: Konzept der HBM-Werte (mod. n. Kommission HBM 2000a)

Die Kommission HBM (1996c) macht darauf aufmerksam, dass in Studien keine „Wirkungsschwelle“ für Blei ermittelt werden konnte. Adverse Wirkungen sind demnach auch unterhalb eines PbB-Spiegels von 100 µg/l möglich.

Tab. 15: HBM-Werte für Blei (Quelle: Kommission HBM 1996c)

HBM-Wert	Kinder (bis 12 Jahren) Frauen (13-44 Jahre)	Männer (ab 13 Jahre) Frauen (ab 45 Jahre)
HBM-I-Wert (µg Pb/l)	100	150
HBM-II-Wert (µg Pb/l)	150	250

4.3 Die innere Bleibelastung der deutschen Bevölkerung in Zahlen

Die mittleren PbB-Werte und damit die innere Bleibelastung der deutschen Bevölkerung sind seit Jahren rückläufig. Angestoßen wurde dieser Trend v. a. durch die Einführung bleiärmerer Kraftstoffe in den 1970er Jahren. Ergebnisse aus den Umwelt-Surveys 1985/86²¹, 1990/92 und 1998 belegen diesen Trend. Tabelle 16 stellt die Ergebnisse dieser Untersuchungen dar.

Der abnehmende Trend des PbB-Spiegels von rund 30 Prozent zwischen den Untersuchungen von 1985/86 und 1990/92 setzte sich mit dem Umwelt-Survey 1998 fort. Einige weitere Ergebnisse des Umwelt-Surveys 1998 sollen an dieser Stelle dargestellt werden. Es fand sich u. a. eine Korrelation zwischen dem PbB-Gehalt und Ge-

²¹ Umwelt-Survey 1985/86: bezieht sich nur auf die alten Bundesländer

schlecht sowie Alter. Frauen wiesen einen signifikant niedrigeren Bleigehalt im Blut auf als Männer (26,3 µg/l und 35,8 µg/l). Zwischen den Altersgruppen „18-19 Jahre“ und „50-59 Jahre“ war ein kontinuierlicher Anstieg des PbB-Spiegels zu verzeichnen (20,3 µg/l und 36,2 µg/l). In der Altersklasse „60-69 Jahre“ nahm die PbB-Konzentration wieder ab (33,6 µg/l) (Becker et al. 2002b). Ähnliche Ergebnisse zeigten sich im Umwelt-Survey 1990/92 (Krause et al. 1996). Bei der Untersuchungsgruppe aus den neuen Bundesländern wurden im Umwelt-Survey 1998 höhere Bleiwerte im Blut gemessen als bei der Stichprobe aus den alten Bundesländern (32,5 µg/l und 29,9 µg/l) (Becker et al. 2002b). Dieser Unterschied konnte im Umwelt-Survey 1990/92 nicht festgestellt werden (Krause et al. 1996). Gemäß den Ergebnissen des Umwelt-Surveys 1998 ist der PbB-Spiegel positiv mit dem Bier-/Weinkonsum, der Gemeindegröße, dem Konsum von Trinkwasser aus bleihaltigen Trinkwasserleitungen, dem Schmutz an der Kleidung (bei Arbeitern) sowie dem Vorhandensein von Holz- oder Kohleöfen in der Wohnung korreliert. Die PbB-Konzentration war in der kalten Jahreszeit (Oktober-April) höher als in der warmen Jahreszeit (Mai-September) (31,7 µg/l und 28,9 µg/l). Raucher wiesen höhere Bleigehalte im Blut auf als Nieraucher (32,8 µg/l und 28,0 µg/l) (Becker et al. 2002b).

Für Kinder liegen seit dem Umwelt-Survey 1990/92 keine aktuellen repräsentativen Daten für Gesamtdeutschland vor. Der Kinder-Umwelt-Survey (KUS) als Teil des Kinder- und Jugendgesundheits-surveys soll diese Datenlücke schließen und bundesweit gültige Daten zur Belastung von Kindern durch Umweltschadstoffe und Lärm bereitstellen. Der KUS wird vom Umweltbundesamt zwischen 2003 und 2006 an 1.800 Kindern im Alter von 3 bis 14 Jahren und deren Eltern durchgeführt. In Bezug auf Blei soll dessen Konzentration im Blut ermittelt werden (Kurth et al. 2002, Schulz et al. 2004). Ein Pretest zum KUS wurde von März 2001 bis März 2002 an einem Kollektiv von 550 Kindern aus vier Studienorten durchgeführt. Der geometrische Mittelwert für den Bleigehalt im Blut betrug 23,1 µg/l. Das 95. Perzentil für den PbB-Spiegel lag bei 50 µg/l und somit leicht unter dem von der Kommission HBM aufgestellten Referenzwert von 60 µg/l (UBA 2005, Wolf et al. 2004).

Tab. 16: Ergebnisse der Umwelt-Surveys: Blei in Humanproben

Umwelt-Survey	Parameter	n ¹	GM ²	% > HBM-I ³
Umwelt-Survey 1985/86*				
25-69-jährige Bevölkerung	Blei im Blut	2.346	68,6 /l	k. A.
	Blei in Haaren	1.360	1,4 g/g	trifft nicht zu
Umwelt-Survey 1990/1992**				
25-69-jährige Bevölkerung	Blei im Blut	3.966	45,3 µg/l	2,4 (Frauen 25-44-jährig) 1,9 (übrige Bevölkerung)
	Blei in Haaren	3.817	0,96 µg/g	trifft nicht zu
6-14-jährige Kinder	Blei im Blut	713	32,3 µg/l	1,0
	Blei in Haaren	711	1,02 µg/g	trifft nicht zu
Umwelt-Survey 1998***				
18-69-jährige Bevölkerung	Blei im Blut	4.646	30,7 µg/l	0,7 (Frauen 25-44-jährig) 0,5 (übrige Bevölkerung)

Quellen:

* Bernigau et al. 1993, Krause et al. 1989

** Krause et al. 1996, Schulz 1998, Schulz et al. 1998

*** Becker et al. 2002a, Becker et al. 2002b

Erläuterungen zur Tab. 16:

¹ n: Stichprobengröße; ² GM: geometrischer Mittelwert; ³ % > HBM-I: Prozentzahl der Fälle über dem HBM-I-Wert (s. 4.2)

Weitere Daten zur inneren Bleibelastung können aus der Umweltprobenbank des Bundes entnommen werden. Diese Datenbank stellt ein Archiv für Human- und Umweltproben zur Bewertung der Umweltqualität dar und dient u. a. als Grundlage für die Initiierung gesetzlicher Maßnahmen und der Evaluierung bereits durchgeführter Interventionen. Die Verantwortung liegt beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Die Umweltprobenbank wird durch das Umweltbundesamt administrativ und fachlich koordiniert (BMU 2003). Humanproben werden in den Städten Greifswald, Halle/Saale, Münster und Ulm gewonnen. Über die Internetpräsenz der Umweltprobenbank (www.umweltprobenbank.de) kann auf die Daten zugegriffen werden. Zum Vergleich werden die Bleigehalte im Blut von Probanden aus einer westdeutschen (Münster) und einer ostdeutschen Stadt (Halle) dargestellt. Wie in Abbildung 12 ersichtlich, hat der PbB-Spiegel der Probanden aus Münster von rund 85 µg/l im Jahr 1985 auf ca. 21 µg/l im Jahr 2004 abgenommen. In Bezug auf die Abbildung ist zu bemerken, dass im Jahr 1994 keine Daten zum Parameter PbB erhoben wurden und in Halle die Ermittlung des Bleigehaltes im Blut erst 1995 begonnen hat. Die in Halle gemessenen PbB-Konzentrationen liegen mit

Ausnahme der Jahre 1995 und 2001 leicht über den in Münster gemessenen Werten.

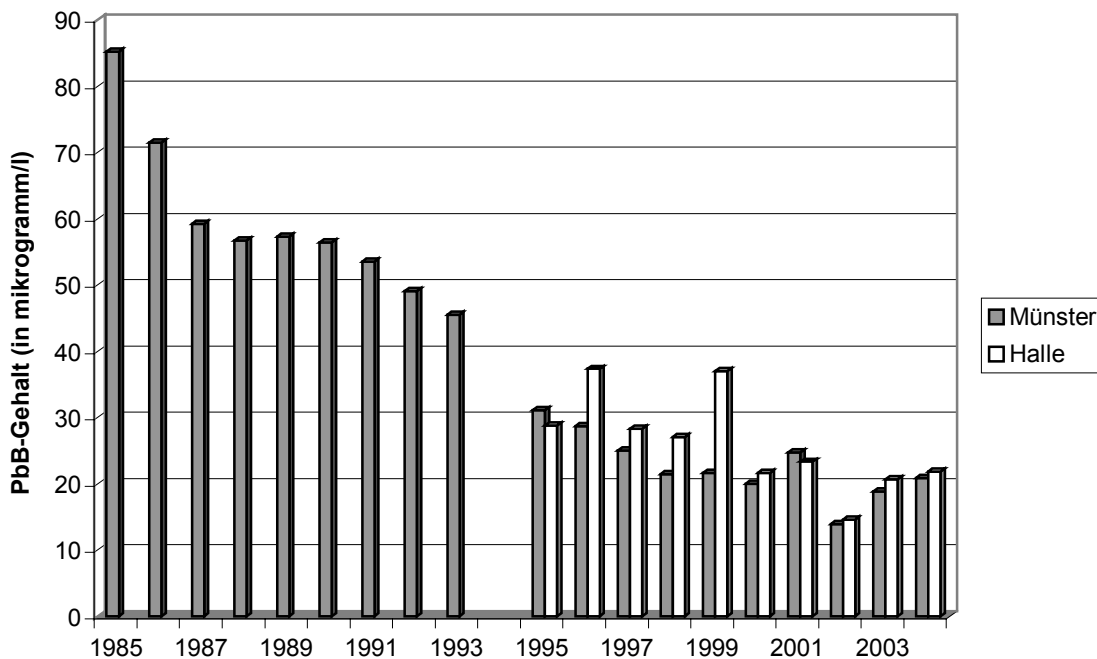


Abb. 12: Bleigehalt im Blut von Studenten aus Münster und Halle von 1985 bis 2004 (Quelle: Umweltprobenbank)

Die Ergebnisse einiger weiterer, nicht bundesweit repräsentativer Studien in Bezug auf die innere Bleibelastung werden im Folgenden dargestellt. Die Stichproben beziehen sich dabei auf Teilkollektive (Kinder, bezogen auf bestimmte Regionen/Städte). Krämer et al. (1994) führten 1991 eine Studie zur Bleibelastung von Kindern aus verschiedenen Städten Ost- und Westdeutschlands durch. Die Medianwerte für Blei im Blut bzw. den Milchzähnen betragen 50 µg/l resp. 2 µg/g. Folgende Prozentanteile der PbB-Spiegel lagen über den HBM-Werten:

- Alte Bundesländer: 2,8 % > HBM-I-Wert; 0,1 % > HBM-II-Wert
- Neue Bundesländer: 6,2 % > HBM-I-Wert; 0,8 % > HBM-II-Wert

Die höchsten Bleikonzentrationen im Blut und in den Milchzähnen wurden in Leipzig festgestellt (Krämer et al. 2004). In einer Studie zum PbB-Gehalt von Neugeborenen und ihren Müttern in Rheinland-Pfalz lag das 95. Perzentil bei 14 µg Pb/l bzw. 22 µg Pb/l. Alle Proben lagen unter dem HBM-I-Wert von 100 µg Pb/l, wobei der Maximalwert für Blei im Blut bei den Müttern bei 27 µg/l und bei den Kindern bei 23 µg/l lag (LUWG 2005). Eine an 91 Kindern aus Torgau/Sachsen durchgeführte Studie ergab einen mittleren Bleigehalt von 5,29 µg/g in der Zahnhartsubstanz der Milchzähne (al-

le Zahntypen) (Langer 1999). Hopf (2004) führte eine Studie zur Bleibelastung von Kindern aus den Grenzstädten Görlitz/Sachsen und Zgorzelec/Polen durch. Die geometrischen Mittelwerte für den Bleigehalt im Blut betragen zwischen 31 µg/l bei den 14-15-jährigen Kinder aus beiden Städten und 42 µg/l bei den 7-8-jährigen Kindern aus Görlitz. Ein signifikanter Unterschied im PbB-Spiegel der Kinder aus den verschiedenen Städten/Ländern konnte nicht festgestellt werden. Rund 1,3 Prozent der PbB-Werte lagen zwischen dem HBM-I- und dem HBM-II-Wert (Hopf 2004). Tabelle 17 stellt die Ergebnisse der vorgestellten Studien in Übersicht dar.

Tab. 17: Studien zur Bleibelastung von Kindern

Studie/Quelle	Jahr	Untersuchungskollektiv	Parameter	Ergebnisse
Hopf (2004)	1997	Schulkinder aus: A) Görlitz: 7-8 Jahre 14-15 Jahre B) Zgorzelec: 7 Jahre 14 Jahre	Blei im Blut	geometrisches Mittel: 42 µg Pb/l 31 µg Pb/l 40,5 µg Pb/l 31 µg Pb/l
Krämer et al. (1994)	1991	6-jährige Kinder aus: A) Alte Bundesländer B) Neue Bundesländer	Blei in: Blut Milchzähnen Blut Milchzähnen	Medianwerte: 45 µg Pb/l 1,6 µg Pb/g 52 µg Pb/l 1,9 µg Pb/g
Langer (1999)	k. A.	Kinder	Milchzähne	5,29 µg Pb/g (Mittelwert)
LUWG (2005)	2004	Mütter Neugeborene	Blut: Venenblut Nabelschnurblut	95. Perzentilwerte: 22 µg Pb/l 14 µg Pb/l

Eine Übersicht zu weiteren in Deutschland und anderen westlichen Industrienationen durchgeführten Studien zur inneren Bleibelastung befindet sich bei Becker et al. (2002b). Während in Deutschland die innere Bleibelastung rückläufig ist bzw. sich auf geringem Niveau hält (nur selten Überschreitung des HBM-I-Wertes), ist diese in Mexiko noch immer ein vordringliches Problem im Sektor der öffentlichen Gesundheit. Romieu et al. (1995) berichten von durchschnittlichen PbB-Werten bei Kindern von 99 µg/l, wobei 38,5 Prozent dieser oberhalb des in Deutschland festgesetzten HBM-I-Wertes von 100 µg/l liegen.

5 Maßnahmen in Deutschland zur Senkung der Bleibelastung

Die innere Bleibelastung der deutschen Bevölkerung ist seit Jahren rückläufig (s. 4.3). Gesetzliche Maßnahmen wie die Einführung bleiärmerer Kraftstoffe in den 1970er Jahren führten zu einer geringeren Bleibelastung der Umwelt und somit auch des Menschen. Im Laufe der Jahre hat sich gezeigt, dass gesetzliche Maßnahmen ein geeignetes Instrument zur Senkung der Bleibelastung darstellen.

In diesem Kapitel werden zunächst die wichtigsten gesetzlichen Regelungen in Bezug auf Blei dargestellt. Diese umfassen zum einen Monitoring-Maßnahmen zur Bestimmung der Bleibelastung von Umwelt und Menschen. Weiterhin werden die spezifischen Regelungen bzgl. der wichtigsten Bleieintragspfade für den Menschen (Luft, Boden, Trinkwasser, Lebensmittel und Bedarfsgegenstände) sowie produktspezifische Regulationen erläutert. Den Abschluss bildet die Vorstellung beispielhafter Projekte auf Länder- und kommunaler Ebene, die die Problematik der Bleibelastung durch das Trinkwasser thematisieren.

5.1 Monitoring-Maßnahmen zur Bestimmung der Bleibelastung

Monitoring-Maßnahmen stellen ein wichtiges Instrument zur frühzeitigen Erkennung von Gefahren, die von dem Schwermetall Blei ausgehen, dar. Die Grundlage für deren Durchführung ist u. a. im Vorsorgeprinzip des Grundgesetzes (GG) Art. 20a verankert:

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen [...]“ (Art. 20a GG)

Die Ergebnisse von Monitoring-Maßnahmen können den Ausgangspunkt für die Initiierung gesetzlicher Maßnahmen bilden und gleichzeitig der Evaluierung bereits durchgeführter Interventionen dienen.

Im Rahmen des Monitorings zur Bestimmung der Bleibelastung in Deutschland wird in diesem Abschnitt neben dem Umwelt-Monitoring auch auf das Gesundheits-Monitoring eingegangen. Ersteres umfasst die Überwachung der Bleibelastung verschiedener Bleieintragspfade für den Menschen: Luft, Boden, Trinkwasser und Lebensmittel. Das Gesundheits-Monitoring bezieht sich auf die innere Belastung des

Menschen durch das Schwermetall und spiegelt die Immissionsbelastung von Umweltmedien und Lebensmitteln durch Blei wider.

5.1.1 Umwelt-Monitoring

Mit dem Instrument des Umwelt-Monitoring kann die Bleibelastung der verschiedenen Bleieintragspfade für den Menschen quantifiziert werden. Die gesetzlich begründeten Monitoring-Maßnahmen in der Bundesrepublik werden an dieser Stelle vorgestellt. Tabelle 18 dient dabei als Überblick.

Tab. 18: Umwelt-Monitoring: Akteure und gesetzliche Grundlagen

Bleieintragspfad	Wer erhebt Daten?	gesetzliche Grundlage
Luft	a) Umweltbundesamt	a) Schwermetall-Protokoll
	b) Bundesländer	b) §§ 44-47 BImSchG
Boden	Bundesländer	§ 21 BBodSchG
Trinkwasser	Gesundheitsämter	§§ 18-20 TrinkwV 2001
Lebensmittel	Bundesländer (amtliche Lebensmittelüberwachung)	§§ 50-52 LFGB

Luft

Die gesetzlichen Grundlagen zur Überwachung der Luftqualität sind zum einen im Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) der Bundesrepublik festgelegt. Weiterhin regeln europaweite Abkommen die Berichtspflichten Deutschlands zur Erhebung von Emissionsdaten in Bezug auf Blei.

Nach dem BImSchG sind die Länder verpflichtet, den Stand und die Entwicklung von Luftverunreinigungen zu erkennen sowie die Umstände deren Entstehung und Ausbreitung zu untersuchen (§ 44). Die Länder richten zu diesem Zweck geeignete Messstellen ein. Nach § 46 sind sie weiterhin verpflichtet, ein Emissionskataster aufzustellen, welches Angaben zu Art, Menge, räumlicher und zeitlicher Verteilung und zu Austrittsbedingungen von Luftverunreinigungen bestimmter Anlagen und Fahrzeuge enthält. Bei Überschreiten von Immissionsgrenzwerten müssen die Länder Luftreinhaltepläne aufstellen (§ 47 Abs. 1).

Deutschland ratifizierte im Jahr 1982 das Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer-Luftreinhaltekonvention) der

Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN ECE). Auf dessen Grundlage ist das Schwermetall-Protokoll erarbeitet worden, welches Deutschland im Jahr 1998 unterzeichnete. Im Rahmen dieses Protokolls ist die Bundesrepublik dazu verpflichtet, Daten u. a. zu Bleimissionen zu erheben und an die UN ECE weiterzuleiten. Diese Berichtspflicht nimmt das UBA wahr, welches die Schwermetallkonzentration in der Luft und im Niederschlag an mehreren Messstellen in Deutschland ermittelt (UBA 2000a).

Boden

Durch das Bundes-Bodenschutzgesetz²² (BBodSchG) von 1998 sowie die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 1999 wurden erstmals bundeseinheitliche Regelungen zum Schutz des Bodens und damit auch zur Bodendauerbeobachtung festgesetzt. Die ersten Bodendauerbeobachtungsflächen wurden in den alten Bundesländern bereits Mitte der 1980er Jahre und in den neuen Ländern in den 1990er Jahren eingerichtet. Die Einrichtung erfolgte nach länderspezifischen Programmen (Huschek & Krenzel 2004). Im BBodSchG ist die Bodendauerbeobachtung als Aufgabe der Länder festgelegt, wobei die Einrichtung solcher einer „Kann“-Bestimmung unterliegt:

„Die Länder können bestimmen, daß [sic!] für das Gebiet ihres Landes oder für bestimmte Teile des Gebiets Bodeninformationssysteme eingerichtet und geführt werden.“ (§ 21 Abs. 4 BBodSchG)

Auf Grundlage der Daten der Länder kann der Bund ein länderübergreifendes Bodeninformationssystem einrichten (§ 19 Abs. 2 BBodSchG).

Über das gesetzliche Monitoring hinaus ermittelt die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) bundesweite und länderspezifische Hintergrundwerte u. a. für Blei in Böden (LABO 2003).

Trinkwasser

Die Überwachung des Trinkwassers ist in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) festgelegt. Nach § 18 Abs. 1 erfolgt diese Überwachung auf kommunaler Ebene durch die Gesundheitsämter. Neben der Untersuchung des vom Wasserversorger abgegebenen Wassers bestehen besondere Überwachungspflichten für Gebäude, in

²² Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten

denen Wasser für die Öffentlichkeit bereitgestellt wird. Im Gesetz werden insbesondere Schulen, Kindergärten, Krankenhäuser, Gaststätten und weitere Gemeinschaftseinrichtungen erwähnt. Die Überwachungsmaßnahmen sind mindestens einmal pro Jahr vorzunehmen. Wenn es innerhalb eines Zeitraums von vier Jahren zu keiner Beanstandung kam, kann dieser Abstand auf maximal zwei Jahre vergrößert werden (§ 19 Abs. 4). Bei Überschreitung des Bleigrenzwertes kann das Gesundheitsamt die Einleitung von Maßnahmen zur Beseitigung der Verunreinigung anordnen (§ 20 Abs. 3).

Lebensmittel

Das Lebensmittel-Monitoring in der Bundesrepublik ist durch die §§ 50-52 des Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches (LFGB) geregelt. In § 50 wird das Lebensmittel-Monitoring definiert als „ [...] *ein System wiederholter Beobachtungen, Messungen und Bewertungen von Gehalten an gesundheitlich nicht erwünschten Stoffen* [...]“ in und auf Lebensmitteln (§ 50). Es ist ein System von Stichproben, welches die Sorgfaltspflicht der Wirtschaft und des Handels gegenüber dem Verbraucher überprüfen soll. Die Durchführung des Lebensmittel-Monitorings ist Aufgabe der Länder und wird i. d. R. durch die amtliche Lebensmittelüberwachung wahrgenommen. Die durchführende Behörde übermittelt die gewonnenen Daten an das BVL, welches für die Aufbereitung, Zusammenfassung, Bewertung und Dokumentation der Daten sowie für die Erstellung von Berichten verantwortlich ist (§ 51 Abs. 1, 5). Die Auswahl der zu untersuchenden Proben wird durch Verwaltungsvorschriften festgelegt (§ 52). In den Jahren 1995 bis 2002 erfolgte die Lebensmittelauswahl mittels des Warenkorb-Modells. Im Jahr 2003 wurde diese Methode erstmals durch ein Projekt-Monitoring ergänzt, welches auf der Untersuchung spezieller Fragestellungen basiert (BVL 2004a).

5.1.2 Gesundheits-Monitoring

Das Monitoring der inneren Bleibelastung wird in Deutschland v. a. durch die Umweltprobenbank und die Umwelt-Surveys gewährleistet. Für diese Maßnahmen liegen keine spezifischen gesetzlichen Verankerungen vor. Ein Monitoringsystem zur Erfassung der gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch das Einwirken von Chemikalien ist gesetzlich festgeschrieben. Dieses erfasst Daten zur Bleivergiftung u. a. in Kasuistiken. Auf dieser Datengrundlage können humantoxikologische Wirkungen von Blei abgeschätzt werden.

Umweltprobenbank

Die Umweltprobenbank ist eine Daueraufgabe des Bundes. Sie steht in Verantwortlichkeit des BMU und wird durch das UBA fachlich sowie administrativ koordiniert. Die Probenbank basiert auf der Grundlage des Vorsorgeprinzips nach Art. 20a GG. Humanproben werden zweimal pro Jahr von einer Gruppe von 100 Studenten gesammelt. Daneben werden in zusätzlichen Fragebögen Daten zu Familie, Gesundheitsstatus, beruflicher Exposition, Ernährung, Rauchen, Trinkgewohnheiten und Medikamenteneinnahme erhoben (OECD 1999). Die Bleikonzentration wird in Blut und Kopf-/Schamhaaren bestimmt.

Umwelt-Surveys

Als Teil der Gesundheitsberichterstattung in Deutschland werden Umwelt-Surveys durchgeführt (RKI 2002). Die innere Bleiexposition wurde anhand der Indikatormedien Blut und Kopfhare in den Umwelt-Surveys 1985/86 und 1990/92 sowie des Indikatormediums Blut im Umwelt-Survey 1998 bestimmt (Becker et al. 2002b, Bernigau et al. 1993, Schulz 1998). Die Durchführung eines Kinder-Umwelt-Surveys (KUS) im Rahmen des Kinder- und Jugendgesundheits surveys erfolgt im Zeitraum von 2003 bis 2006. Der KUS folgt dabei den Empfehlungen des Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit (APUG), das eine Verbesserung der Datenlage zu gesundheitsbezogenen Umweltbelastungen bei Kindern anstrebt (Schulz et al. 2004).

Anzeigepflicht bei Vergiftungen

Seit 1. August 1990 gibt es in Deutschland ein Monitoringsystem gemäß § 16e Abs. 2 Chemikaliengesetz²³ (ChemG) zur Erfassung von gesundheitlichen Störungen im Zusammenhang mit chemischen Produkten. Der behandelnde Arzt ist dazu verpflichtet im Falle einer Erkrankung (auch nur bei Verdacht), die durch das Einwirken von Chemikalien hervorgerufen wurde, die entsprechenden Daten gemäß Gif tinformati onsverordnung²⁴ (ChemGiftInfoV) § 3 Abs. 1 an die Zentrale Erfassungsstelle für Vergiftungen des BfR (früher BgVV) zu übermitteln. Eine Ausnahme besteht dann, wenn die Daten wie im Fall einer Berufskrankheit an den Träger der gesetzlichen Unfallversicherung weitergeleitet werden müssen. In diesem Fall hat der Unfallversicherungsträger die Mitteilungspflicht an das BfR (§ 16e Abs. 2 ChemG). Das BfR ist

²³ Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen

²⁴ Verordnung über die Mitteilungspflichten nach § 16e des Chemikaliengesetzes zur Vorbeugung und Information bei Vergiftungen

durch eine Vereinbarung mit der HVBG befugt, nach Bedarf auf die Daten der gewerblichen Berufsgenossenschaften (BK-DOK) zuzugreifen (Butz 2005). Von den seit 1990 durch das BfR erfassten 43.000 Vergiftungsfällen gelten 110 als durch das Schwermetall Blei verursacht (Michalak 2005). Abbildung 13 stellt die Anzahl der gemeldeten Vergiftungsfälle durch Blei nach Jahren dar.

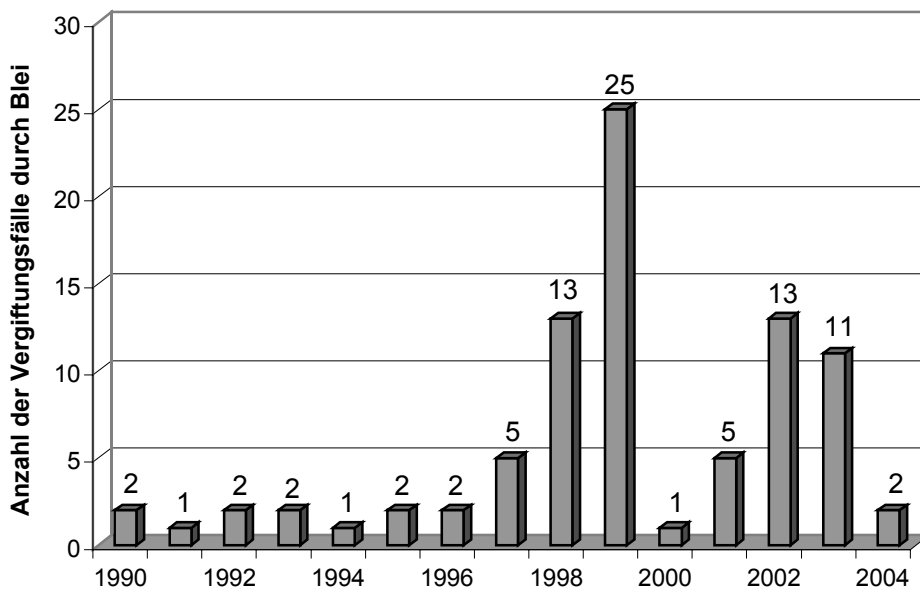


Abb. 13: Gemeldete Vergiftungsfälle durch Blei nach § 16e ChemG von 1990 bis 2004 (Quelle: Michalak 2005)

Im Jahr 2005 bis einschließlich Oktober wurden dem BfR bereits 23 Vergiftungsfälle durch Blei gemeldet (Michalak 2005).

5.2 Politische Maßnahmen zur Reduktion der Bleiexposition

Die in diesem Abschnitt dargestellten Maßnahmen zur Reduktion der Bleibelastung beziehen sich auf die Haupteintragspfade von Blei für den Menschen (Luft, Boden, Trinkwasser, Lebensmittel und Bedarfsgegenstände) sowie auf spezifische Produkte. Diese Maßnahmen werden dabei v. a. durch gesetzliche Regelungen charakterisiert. An geeigneter Stelle wird auf die entsprechenden europäischen Rahmenvorgaben Bezug genommen. Auf die Monitoring-Maßnahmen, die häufig Initiatoren für politische Maßnahmen sind, wird in diesem Abschnitt nicht näher eingegangen und auf Abschnitt 5.1 verwiesen.

Es ist eine Abnahme der Grenzwertvorgaben für Blei v. a. im Bereich der Luft- und der Trinkwasserqualität zu beobachten, die insbesondere durch die toxikologische Neubewertung des Schwermetalls gefordert wird. Diese neu festgelegten Grenzwerte orientieren sich dabei im Fall von Luft und Trinkwasser jeweils an den Empfehlungen der WHO (WHO 2001, WHO 2003). Entsprechende EU-Vorgaben werden durch deutsche Gesetze schrittweise in Deutschland umgesetzt. Für den Schutz des Bodens gibt es keine einheitlichen Regelungen in der EU. In Deutschland wurden Ende der 1990er Jahre erstmals Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte u. a. für Blei in Böden festgesetzt. Produktspezifische Maßnahmen sind notwendig, um den Bleieintrag in die Umwelt sowie die Bleiexposition des Menschen so gering wie möglich zu halten.

5.2.1 Gesetzliche Regelungen: Luft

Mit der Feinstaubrichtlinie (Richtlinie 1999/30/EG), der 1. Tochterrichtlinie zur Rahmenrichtlinie Luftqualität (Richtlinie 96/62/EG), gelten in der EU seit 1. Januar 2005 verschärfte Immissionsgrenzwerte für Blei. Die Umsetzung der Richtlinien in deutsches Recht erfolgte im Jahr 2002 mit der 7. Änderung des BImSchG sowie der Änderung der 22. BImSchV. Anlagenbezogene Immissions- und Emissionswerte sind in der 13. und 17. BImSchV sowie in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft²⁵ (TA Luft) festgelegt.

Ziel des BImSchG ist der Schutz von Menschen, Tieren, Pflanzen sowie Boden, Wasser, Atmosphäre, Kulturgüter und sonstigen Sachgütern vor schädlichen Umwelteinwirkungen und deren Entstehung vorzubeugen (§ 1 Abs. 1). Das Immissionsschutzrecht nach dem BImSchG kann in fünf Hauptbereiche aufgeteilt werden: anlagenbezogener, produktbezogener, verkehrsbezogener, gebietsbezogener und organisationsbezogener Immissionsschutz. Wichtige Regelungen in Bezug auf die Gefährdung durch das Schwermetall Blei sind im anlagenbezogenen und gebietsbezogenen Immissionsschutz festgelegt. Das BImSchG wird u. a. mit Hilfe von Durchführungsvorschriften und Verwaltungsverordnungen ergänzt.

²⁵ Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz

Im BImSchG wird zwischen genehmigungsbedürftigen und nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen unterschieden, für die gemäß § 26 ff. Mess- und Überwachungs Vorschriften gelten. Weitere Regelungen zum anlagenbezogenen Immissionsschutz sind in der 13. und 17. BImSchV sowie in der TA Luft verankert. Die 13. BImSchV legt Grenzwerte für die Emissionen von Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen fest. Die im Abgas enthaltenen staubförmigen Emissionen an Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn und deren Verbindungen dürfen bei der Verbrennung von anderen festen Brennstoffen außer Holz und Kohle sowie von flüssigen Brennstoffen insgesamt eine Massenkonzentration von $0,5 \text{ mg/m}^3$ nicht überschreiten (§ 3 Abs. 1, 2, § 4 Abs. 1). Bei der Verbrennung anderer gasförmiger Brennstoffe außer Hochofengas und Koksofengas liegt der Grenzwert – angegeben als Tagesmittelwert – für staubförmige Emissionen bei 5 mg/m^3 im Abgas (§ 5 Abs. 1). In der 17. BImSchV sind die Regelungen für Abfallverbrennungsanlagen festgelegt. Demnach dürfen die Emissionen an Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn und deren Verbindungen einen Mittelwert von $0,5 \text{ mg/m}^3$ nicht überschreiten (§ 5 Abs. 1). Für Blei sind Einzelmessungen nach § 13 vorgesehen. Diese müssen nach Einrichtung oder wesentlicher Änderung einer Anlage und anschließend mindestens einmal pro Jahr durchgeführt werden (§ 13 Abs. 2). Nach § 15 ist eine besondere Überwachung der Schwermetallemissionen vorgesehen. Falls eine Überschreitung der Emissionsgrenzwerte der o. g. Elemente um 60 Prozent aufgrund von Einzelmessungen oder der Zusammensetzung der Abfälle zu erwarten ist, so wird eine wöchentliche Messung der Massenkonzentration dieser Stoffe notwendig (§ 15 Abs. 1). Weitere Immissions- und Emissionswerte für Blei sind in der TA Luft aufgeführt. Zum Schutz vor Gesundheitsgefahren gilt ein Grenzwert von Blei im Schwebstaub von $0,5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (Nr. 4.2.1). Die Schadstoffdeposition von Blei sollte einen Wert von $100 \text{ } \mu\text{g/m}^2$ pro Tag nicht überschreiten (Nr. 4.5.1). Die von einer Anlage ausgehenden staubförmigen Emissionen der Elemente Blei, Nickel, Kobalt, Selen, Tellur und deren Verbindungen sollten insgesamt einen Massenstrom von $2,5 \text{ g/h}$ bzw. eine Massenkonzentration von $0,5 \text{ mg/m}^3$ nicht überschreiten (Nr. 5.2.2). Besondere Regelungen für bestimmte Anlagenarten sind unter Nr. 5.4 festgelegt, sollen an dieser Stelle aber nicht vertieft werden.

Der gebietsbezogene Immissionsschutz nach dem BImSchG umfasst u. a. die Überwachung und Verbesserung der Luftqualität sowie die Erstellung von Emissionska-

tastern und Luftreinhalteplänen durch die zuständigen Behörden (§§ 44-47). Nach § 48a wurde die 22. BImSchV zur Festsetzung von Immissionswerten im Rahmen der Erfüllung von Beschlüssen der Europäischen Gemeinschaften erlassen. Die 22. BImSchV schreibt einen Immissionsgrenzwert von Blei – angegeben als Jahresmittelwert – in Höhe von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vor (§ 5 Abs. 2). Im Falle von industriell schwer vorbelasteten Gebieten liegt dieser Grenzwert bei $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (§ 5 Abs. 3). Diese Werte orientieren sich an der Richtlinie 1999/30/EG und sind seit 1. Januar 2005 in Kraft. Der Immissionsgrenzwert von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gilt auch für industriell schwer vorbelastete Gebiete ab 1. Januar 2010 (§ 5 Abs. 3). Die zuständigen Behörden müssen nach § 10 die Konzentration der Luftschadstoffe messen und nach § 11 eine Liste mit Gebieten und Ballungsräumen aufstellen, in denen die Grenzwerte überschritten werden. Zur Einhaltung der Grenzwerte müssen die zuständigen Behörden Luftreinhaltepläne bzw. bei der Gefahr deren Überschreitung Aktionspläne aufstellen (§ 11).

Im Rahmen der Genfer-Luftreinhaltekonvention wurde das Schwermetall-Protokoll erlassen, welches Deutschland 1998 unterzeichnete. Ziel dieses Protokolls ist u. a. die Begrenzung der anthropogen verursachten Bleiemissionen. Deutschland hat sich damit verpflichtet, die jährlichen Emissionen an Blei zu verringern. Dies geschieht u. a. durch die Anwendung der besten verfügbaren Techniken, der Festlegung von Emissionsgrenzwerten bestimmter stationärer Quellen sowie der Umsetzung von Produktkontroll- und Produktmanagementmaßnahmen. Der Rat der Europäischen Gemeinschaft hat das Protokoll im Jahr 2001 offiziell genehmigt (Beschluss 2001/379/EG).

5.2.2 Gesetzliche Regelungen: Boden

Dem Schutz des Bodens steht erstmalig mit dem BBodSchG (1998) und der BBodSchV (1999) ein geeignetes konkretisierendes Instrumentarium zur Verfügung. Daneben werden immissionsschutzrechtliche Regelungen in Bezug auf den Boden im BImSchG getroffen, welche mit Hilfe der Bestimmungen des BBodSchG ausgefüllt werden müssen (BMU 2002, s. 5.2.1).

Zweck des BBodSchG ist es, „[...] *nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen.*“ (§ 1). Dies umfasst die Abwehr von schädlichen Bodenveränderungen, die Sanierung von Böden, Altlasten und daraus verursachten Gewäs-

serverunreinigungen sowie die Vorsorge gegen schädliche Einwirkungen auf den Boden. In § 4 sind die Pflichten der Gefahrenabwehr aufgeführt: „Jeder, der auf den Boden einwirkt, hat sich so zu verhalten, daß [sic!] schädliche Bodenveränderungen nicht hervorgerufen werden.“ (§ 4 Abs. 1). In der BBodSchV Anhang 2 sind entsprechende Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte festgesetzt, die eine Beurteilung der Schadstoffbeeinträchtigung des Bodens erlauben.

Nach § 8 des BBodSchG werden die o. g. Werte folgendermaßen definiert:

- Vorsorgewerte: bei deren Überschreitung besteht i. d. R. die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung,
- Prüfwerte: bei deren Überschreitung muss geprüft werden, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt,
- Maßnahmenwerte: bei deren Überschreitung liegt i. d. R. eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vor und entsprechende Maßnahmen sind zu ergreifen.

Abbildung 14 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten.

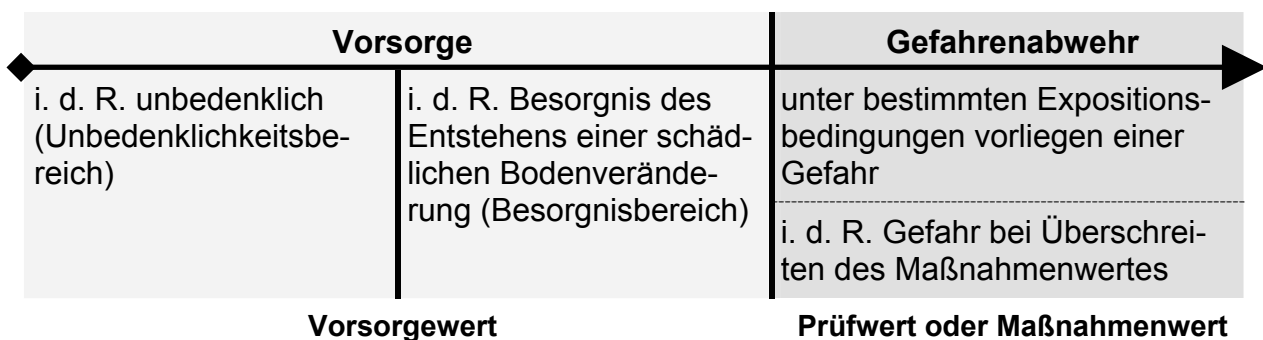


Abb. 14: Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte nach § 8 BBodSchG (Quelle: LABO 2003)

Nach Anhang 2 BBodSchV sind die Prüf- und Maßnahmenwerte für Blei verschiedenen Wirkungspfaden zugeordnet und umfassen folgende Größenordnungen:

- *Wirkungspfad Boden-Mensch:*
 Prüfwerte nach Nutzungsart:
 Kinderspielflächen 200 mg Pb/kg TM
 Wohngebiete 400 mg Pb/kg TM
 Park- und Freizeitanlagen 1.000 mg Pb/kg TM
 Industrie und Gewerbegrundstücke 2.000 mg Pb/kg TM

- *Wirkungspfad Boden-Pflanze:*
 Prüfwert für Ackerbauflächen und Nutzgärten 0,1 mg Pb/kg TM
 Maßnahmenwert bei Grünlandflächen 1.200 mg Pb/kg TM
- *Wirkungspfad Boden-Grundwasser:*
 Prüfwert 25 µg Pb/l

Die Vorsorgewerte für Blei orientieren sich an den verschiedenen Bodentypen (Anhang 2 BBodSchV):

- Ton 100 mg Pb/kg TM
- Lehm/Schluff 70 mg Pb/kg TM
- Sand 40 mg Pb/kg TM

Eine zulässige Zusatzbelastung über alle Wirkungspfade ist bei Überschreiten des Vorsorgewertes bis zu einer Höhe von 400 g Pb/ha pro Jahr zulässig (§ 11 Abs. 1, Anhang 2 BBodSchV).

5.2.3 Gesetzliche Regelungen: Trinkwasser

Mit der neuen Trinkwasserrichtlinie (Richtlinie 98/83/EG) gilt in der EU ein verschärfter Grenzwert (Parameterwert) für das Schwermetall Blei im Trinkwasser. Aufgrund der toxikologischen Neubewertung von Blei wurde dieser von 50 µg Pb/l (gemäß Richtlinie 80/778/EWG) auf 10 µg Pb/l gesenkt. Der neue Grenzwert für Blei entspricht dabei den Empfehlungen der WHO (WHO 2004). Die neue Trinkwasserrichtlinie sieht einen Übergangszeitraum von 5 bis 15 Jahren vor, in der ein Parameterwert von 25 µg Pb/l gilt. Deutschland hat die Vorgaben der Richtlinie durch die Novellierung der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) umgesetzt. Zweck dieser Verordnung ist es, „[...] die menschliche Gesundheit vor den nachteiligen Einflüssen, die sich aus der Verunreinigung von Wasser ergeben, das für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist, durch Gewährleistung seiner Genusstauglichkeit und Reinheit nach Maßgabe der folgenden Vorschriften zu schützen.“ (§ 1). Chemische Stoffe, darunter Blei, dürfen im Trinkwasser nicht in Konzentrationen vorliegen, die eine Schädigung der Gesundheit besorgen lassen (§ 6 Abs. 1). Dementsprechend ist eine Absenkung des Grenzwertes für Blei in zwei Stufen vorgesehen (§ 6 Abs. 2, Anlage

2): bis zum 30. November 2003 galt der Grenzwert der alten TrinkwV²⁶ von 40 µg Pb/l. Im Zeitraum von Dezember 2003 bis Ende November 2013 muss ein Grenzwert von 25 µg Pb/l eingehalten werden. Ab Dezember 2013 gilt der neue Grenzwert von 10 µg Pb/l. Nach § 6 Abs. 3 gilt für Blei im Trinkwasser das Minimierungsgebot. Die Grenzwerte müssen an der Stelle der Wasserentnahme – also dem Zapfhahn des Verbrauchers – eingehalten werden (§ 8). Bei Nichteinhaltung des Grenzwertes muss das Gesundheitsamt beurteilen, ob eine Gefährdung für den Menschen vorliegt und gegebenenfalls entsprechende Maßnahmen einleiten (§ 9). Im Sinne des § 20 Abs. 3 kann die Anordnung von Maßnahmen auch den Austausch von Bleileitungen in der Hausinstallation bedeuten.

5.2.4 Gesetzliche Regelungen: Lebensmittel und Bedarfsgegenstände

Höchstgehalte für Blei in Lebensmitteln sind durch die Verordnung (EG) Nr. 466/2001 der Europäischen Kommission festgeschrieben, die am 5. April 2002 in Kraft trat. Eine Übertragung der dort angegebenen Höchstmengen auf Bundesebene erfolgte durch die SHmV (§ 4). Nach Artikel 1 der EU-Verordnung dürfen die dort genannten Lebensmittel nur dann in Verkehr gebracht werden, wenn deren Gehalt an Blei die jeweils festgeschriebene Höchstmenge nicht überschreitet. Tabelle 19 stellt die zulässigen Höchstmengen für Blei in Lebensmitteln in Übersicht dar.

Tab. 19: Höchstmengen für Blei in Lebensmitteln (Quelle: Verordnung (EG) 466/2001)

Lebensmittel	Höchstmenge für Blei (mg/kg Frischgewicht)
Milch	0,02
Säuglingsnahrung und Folgenahrung	0,02
Fleisch von Rindern, Schafen, Schweinen und Geflügel	0,10
Schlachtnebenerzeugnisse von Rindern, Schafen, Schweinen und Geflügel	0,50
Muskelfleisch von Fischen	0,20 bis 0,40
Kebstiere	0,50
Muscheln	1,50
Kopffüßler (ohne Innereien)	1,00
Getreide und Hülsenfrüchte	0,20

²⁶ Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe

Eine Überwachung der Einhaltung der Höchstmengen findet durch das Lebensmittel-Monitoring gemäß §§ 50-52 LFGB statt (s. 5.1.1). In Mineralwasser ist nach der Mineral- und Tafelwasser-Verordnung²⁷ (MinTafWV) ein maximaler Gehalt von 10 µg Pb/l zulässig (Anlage 4).

Eine Definition für Bedarfsgegenstände wird in § 2 Abs. 6 LFGB gegeben. Dazu zählen u. a. „...Materialien und Gegenstände, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen...“ sowie Spielwaren. An dieser Stelle werden die Regelungen bezüglich Keramikgegenständen und Spielzeug näher erläutert. Höchstmengen für die Migration von Blei aus Keramikgegenständen wurden auf EU-Ebene durch die Richtlinie 84/500/EWG festgelegt und durch die BedGgstV auf Bundesebene übertragen (Tab. 20).

Tab. 20: Höchstmengen für die Abgabe von Blei aus Keramik-Bedarfsgegenständen (Richtlinie 84/500/EWG, Anlage 6 BedGgstV)

Kategorie	Beschreibung	Höchstmengen für Blei
1	Nicht füllbare Gegenstände und füllbare Gegenstände, deren innere Tiefe – gemessen zwischen dem tiefsten Punkt und der durch den oberen Rand gehenden waagerechten Ebene – 25 mm oder weniger beträgt	0,8 mg/dm ²
2	Alle anderen füllbaren Gegenstände	4,0 mg/l
3	Kochgeräte, Backgeräte; Verpackungen und Lagerbehälter mit einem Fassungsvermögen von mehr als drei Litern	1,5 mg/l

Gemäß der Richtlinie 88/378/EWG dürfen zum Schutz von Kindern in Spielzeug höchstens 0,7 µg Blei infolge des Spielens biologisch verfügbar sein (Anhang 2). Eine Umsetzung dieser Vorgaben erfolgte durch die Normen EN 71-3 und EN 71-7. Erstere setzt einen Grenzwert für die Migration von Blei aus Spielzeugmaterial von 90 mg/kg fest. Die EN 71-7 sieht einen Grenzwert von 15 mg Pb/kg für die Migration aus Fingermal Farben vor (VdMi 2004).

5.2.5 Produktspezifische Regulationen

Die hier vorgestellten Produktregulationen umfassen u. a. Einsatzverbote bzw. Höchstmengen für den Einsatz von Blei in bestimmten Produkten und regeln darüber

²⁷ Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser

hinaus deren Wiederverwendung und Verwertung. Ziel solcher Maßnahmen ist es, den Bleieintrag in die Umwelt sowie eine direkte Exposition des Menschen zu vermindern bzw. zu vermeiden. Die hier vorgestellten Produkte umfassen Altfahrzeuge, Batterien, Benzin, Bleischrot, Elektro- und Elektronikgeräte sowie Farbe.

Altfahrzeuge

Wichtige Regelungen bezüglich der Rücknahme und Entsorgung von Altfahrzeugen werden in der Altfahrzeug-Verordnung²⁸ (AltfahrzeugV) getroffen. Nach § 8 Abs. 2 AltfahrzeugV dürfen Werkstoffe sowie Bauteile von Fahrzeugen, die nach dem 1. Juli 2003 in Verkehr gebracht werden bzw. worden sind, kein Blei enthalten. Der Hersteller der Fahrzeuge ist zur unentgeltlichen Rücknahme der Altfahrzeuge seiner Marke verpflichtet und muss dafür entsprechend flächendeckende Rücknahmemöglichkeiten schaffen (§ 3 Abs. 1, 2). Der Hersteller hat zudem bestimmte Wiederverwendungs- und Verwertungsraten einzuhalten (§ 5).

Batterien

Die Batterieverordnung (BattV) regelt die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren und betont dabei die Produktverantwortung des Herstellers. Demnach dürfen Batterien nur dann in Verkehr gebracht werden, wenn sichergestellt ist, dass der Endverbraucher diese nach Gebrauch auch wieder zurück geben kann (§ 3). Hersteller sowie Vertreiber von Batterien sind verpflichtet, diese unentgeltlich zurück zu nehmen (§§ 4, 5). Der Vertreiber muss gewährleisten, dass die Batterien in der Verkaufsstelle oder deren Nähe zurückgegeben werden können (§ 5 Abs. 1). Für Starterbatterien muss der Vertreiber ein Pfand in Höhe von 7,50 Euro erheben (§ 6 Abs. 1). Nach § 4 Abs. 2 sind die Hersteller verpflichtet, ein unentgeltliches Rücknahmesystem für Batterien einzurichten. Der Endverbraucher andererseits ist verpflichtet, gebrauchte Batterien zurück zu geben (§ 7). Batterien mit mehr als 0,4 Gewichtsprozent Blei gelten laut Definition der BattV als schadstoffhaltige Batterien, die weiteren Regelungen unterliegen (§ 2 Abs. 1). So müssen diese mit einer durchgestrichenen Abfalltonne sowie dem chemischen Symbol für Blei (Pb) gekennzeichnet werden (Anhang 1). Es ist verboten, Geräte, die schadstoffhaltige Batterien enthalten und die nicht so gestaltet sind, dass die Batterie nach Ende deren Lebensdauer mühelos durch den Verbraucher entnommen werden kann, in Verkehr

²⁸ Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltgerechte Entsorgung von Altfahrzeugen

zu bringen (§ 13 Abs. 2). Letztere Regelung unterliegt einigen Ausnahmen (Anhang 2).

Benzin

Im Benzinbleigesetz²⁹ (BzBIG) sind Grenzwerte für den Bleigehalt in Ottokraftstoffen festgelegt. Zweck des BzBIG ist der Schutz der Gesundheit (§ 1 Abs. 1). Es findet Anwendung auf Ottokraftstoffe, die für Kraftfahrzeugmotore bestimmt sind (§ 1 Abs. 2). Im Benzin darf der Bleigehalt von 0,15 g/l nicht überschritten werden (§ 2 Abs. 1). Bei Ottokraftstoffen, deren Motoroktanzahl weniger als 85 und deren Researchoktanzahl weniger als 95 beträgt, muss der Grenzwert von 0,013 g Pb/l seit 1. Februar 1988 eingehalten werden (§ 2 Abs. 1). Folglich ist verbleites Normalbenzin seit diesem Zeitpunkt in Deutschland verboten. Ein Verbot von verbleitem Benzin in den Mitgliedstaaten der EU erfolgte durch die EU-Richtlinie 98/70/EG und trat am 1. Januar 2000 in Kraft.

Bleischrot

In der Bundesrepublik ist die Anwendung von Schrot lediglich bei der Jagd auf Paarhufer und Seehunde verboten (§ 19 Bundesjagdgesetz). Einzelne Bundesländer haben darüber hinaus Verordnungen zum Verbot von Bleischrot v. a. bei der Jagd auf Wasservögel erlassen. So ist die Verwendung von Bleischrot in Niedersachsen bei der Jagd auf Wasservögel verboten (§ 24 Niedersächsisches Jagdgesetz). In Bayern darf ab 1. April 2007 bei der Jagd auf Wasserfederwild an oder über Gewässern keine bleihaltige Munition verwendet werden (§ 11 Verordnung zur Ausführung des Bayerischen Jagdgesetzes). Deutschland hat im Jahr 1998 das Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (1996) unterzeichnet. Die Vertragsparteien verpflichten sich darin, sich um einen Ausstieg aus dem Gebrauch von bleihaltiger Munition bei der Jagd in Feuchtgebieten zu bemühen. Das ehemalige Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) – seit 22. November 2005 Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) – hat im Jahr 2005 Eckpunkte zur Novellierung des Bundesjagdgesetzes vorgestellt. Nach diesem Eckpunktepapier soll die Verwendung von Bleischrot bei der Wasserjagd verboten werden (BMVEL 2005). Es

²⁹ Gesetz zur Verminderung von Luftverunreinigungen durch Bleiverbindungen in Ottokraftstoffen für Kraftfahrzeugmotore

bleibt abzuwarten, ob die neue Regierung einen ähnlichen Kurs in Richtung Bleischrotverbot einschlägt.

Elektro- und Elektronikgeräte

Das Inverkehrbringen, die Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten ist durch das Elektro- und Elektronikgerätegesetz³⁰ (ElektroG) geregelt. Das Ziel des ElektroG ist die Vermeidung von Abfällen sowie die Wiederverwendung und stoffliche Verwertung der Geräte (§ 1 Abs. 1). Dies soll u. a. durch eine Betonung der Produktverantwortlichkeit der Hersteller ermöglicht werden. Der Hersteller ist zur Rücknahme der gebrauchten Geräte verpflichtet (§ 10) und muss bei deren Behandlung bestimmte ökologische Standards erfüllen (§ 11) sowie bei deren Entsorgung Verwertungs- und Wiederverwendungsquoten einhalten (§ 12). Elektro- und Elektronikgeräte sind durch das Symbol einer durchgestrichenen Abfalltonne auf Rädern zu kennzeichnen (§ 7, Anhang II). Elektro- und Elektronikgeräte, die erstmals ab 1. Juli 2006 in Verkehr gebracht werden, dürfen nicht mehr als 0,1 Gewichtsprozent Blei je homogenem Werkstoff enthalten (§ 5 Abs. 1).

Farbe

Der Einsatz von wasserfreiem neutralem Bleikarbonat, Bleihydrokarbonat sowie Bleisulfaten in Farben ist gemäß Gefahrstoffverordnung Anhang IV Nr. 6 und Chemikalien-Verbotsverordnung³¹ Anhang Abschnitt 8 verboten. Eine Ausnahme bildet deren Einsatz bei der originalgetreuen Wiederherstellung von Kunstwerken, historischen Bestandteilen oder denkmalgeschützten Gebäuden, sofern keine Ersatzstoffe angewendet werden können. Bei einem Gesamtbleigehalt von mehr als 0,15 Prozent muss die Farbe folgendermaßen gekennzeichnet werden:

„Enthält Blei. Nicht für den Anstrich von Gegenständen verwenden, die von Kindern gekaut oder gelutscht werden können.“ (Anhang 5 B Richtlinie 1999/45/EG)

Enthält die Verpackung weniger als 125 ml, so ist diese mit der Aufschrift „Achtung! Enthält Blei.“ zu kennzeichnen (Anhang 5 B Richtlinie 1999/45/EG).

³⁰ Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten

³¹ Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz

5.3 Aktivitäten auf Länder- und kommunaler Ebene zur Reduktion der Bleibelastung

An dieser Stelle werden einige beispielhafte Projekte zur Reduktion der Bleibelastung der Bevölkerung vorgestellt. Durch den Rückgang der Bleibelastung der Luft und der Lebensmittel rückt der Bleieintragspfad über das Trinkwasser für den Menschen zunehmend in den Fokus (Quenzer et al. 1997, Zietz et al. 2005). Eine Einhaltung des Bleigrenzwertes von 40 µg/l an der Wasserentnahmestelle (Zapfhahn) ist seit der Trinkwasserverordnung von 1990 (TrinkwV a. F.) verbindlich. Mit der novellierten TrinkwV von 2001 wurde dieser Grenzwert in einer ersten Stufe auf 25 µg/l seit 1. Dezember 2003 verschärft. Ab Dezember 2013 ist ein Bleigrenzwert von 10 µg/l einzuhalten (Oehmichen et al. 2001). Auf Grundlage dieser gesetzlichen Vorgaben wurden die hier vorgestellten Projekte initiiert. Die Projekte verweisen in diesem Zusammenhang auf die Notwendigkeit der Sanierung noch bestehender Bleiinstallationen. In der 74. Gesundheitsministerkonferenz von 2001 wurde das damalige Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft mittels Beschluss dazu aufgefordert, ein Förderprogramm zum Austausch von Bleiinstallationen in der Trinkwasserversorgung zu entwickeln und umzusetzen. Hentschel et al. (1999) machen darauf aufmerksam, dass allein durch bleihaltige Armaturen-Werkstoffe, Lote und Bleibestandteile in Rohrleitungsmaterialien der ab 2013 geltende Bleigrenzwert von 10 µg/l nicht eingehalten werden kann. Ein generelles Verbot des Einsatzes von Bleileitungen für Trinkwasserinstallationen wird gefordert (Hentschel et al. 1999).

Die an dieser Stelle vorgestellten Projekte umfassen das Blei-Projekt Niedersachsen, das Blei-Projekt Frankfurt sowie das Blei-Messprogramm Bremen. Mit unterschiedlichen Vorgehensweisen wird in diesen Programmen ein gemeinsames Ziel verfolgt: die Senkung der Bleibelastung des Menschen über das Trinkwasser durch Einhaltung des Bleigrenzwertes und entsprechend der Austausch noch bestehender Bleiinstallationen.

5.3.1 Das Blei-Projekt Niedersachsen

Im Januar 2004 verabschiedete der Niedersächsische Landtag die Entschließung mit dem Titel „Trinkwasserqualität in Niedersachsen sichern – Bleisanierung unterstützen“. Der Anstoß hierfür lag in der TrinkwV von 2001, die eine Absenkung des Blei-

grenzwertes auf 10 µg/l ab Dezember 2013 vorsieht. Damit wird der Austausch noch bestehender Bleiinstallationen in der Trinkwasserversorgung bis zu diesem Zeitpunkt obligatorisch (Zietz et al. 2005).

Auf Grundlage des Entschlusses des Landtags, rief die Landesregierung Niedersachsen das Blei-Projekt ins Leben. Dieses verfolgt das Ziel, den Austausch von Bleileitungen in der Trinkwasserversorgung zu beschleunigen. Die Umsetzung erfolgt hauptsächlich durch folgende drei Ansatzpunkte:

1. In Zusammenarbeit des Niedersächsischen Landesgesundheitsamtes (NLGA) mit den örtlichen Gesundheitsämtern wird öffentlichkeitswirksam für die Sanierung von Bleileitungen geworben.
2. Eine Arbeitsgruppe „Bleisanierung“ wird auf Landesebene gebildet. Diese besteht aus Vertretern wichtiger Akteure wie den Mieter- und Vermieterverbänden, dem Handwerk sowie der Bau- und Gesundheitsverwaltung.
3. Auf kommunaler Ebene werden Daten zu den Beständen an Bleiinstallationen in der Trinkwasserversorgung ermittelt.

In Ergänzung zu diesen Maßnahmen wird seit März 2005 die Untersuchungsaktion „Blei im Trinkwasser“ durchgeführt. Diese umfasst ein kostenloses Screening auf Blei im Trinkwasser für junge Mütter und Familien mit Kindern und zielt dabei auf eine Reduzierung der Bleiaufnahme insbesondere bei Säuglingen und Kindern. Teilnehmen können weiterhin nur Personen, die in vor 1973 errichteten Häusern wohnen. Weitere Interessenten können gegen eine Gebühr von z. Zt. 18 Euro ihr Trinkwasser auf Blei untersuchen lassen. Als Ansprechpartner dient das örtliche Gesundheitsamt. Die Trinkwasserprobe entnimmt der Teilnehmer selbst nach Stagnation des Wassers über Nacht. Anschließend wird die Probe im NLGA untersucht und dem Gesundheitsamt sowie den Teilnehmern die Ergebnisse mitgeteilt. Bei erhöhten Bleiwerten kann das Gesundheitsamt die Betroffenen beraten und gegebenenfalls weitere Untersuchungen veranlassen (NLGA 2005, Zietz et al. 2005).

Die ermittelten Daten zum Bleigehalt im Trinkwasser werden in anonymisierter Form im NLGA ausgewertet. Nach einem halben Jahr Laufzeit wurden 2.241 Proben untersucht, von denen 6,3 Prozent den ab 2013 gültigen Bleigrenzwert von 10 µg/l ü-

berschritten. Da das Projekt erst neu angelaufen ist, liegen noch keine Publikationen zu ersten Ergebnissen vor (Zietz 2005).

5.3.2 Das Blei-Projekt Frankfurt/Main

Ausgangspunkt für die Initiierung dieses Projektes war die Besorgnis über die Einhaltung des damaligen Bleigrenzwertes im Trinkwasser von 40 µg/l, besonders im Hinblick auf dessen zu erwartende Absenkung auf 0,01 mg/l. Es war bekannt, dass es in Frankfurt im Jahr 1986 noch rund 7.800 Liegenschaften mit Bleiinstallationen gab. Entsprechend wurden nach Schätzung rund 55.000 Wohnungen mit Trinkwasser aus Bleileitungen versorgt. Damit waren ca. zehn Prozent der Einwohner Frankfurts zumindest zeitweilig von diesem Problem betroffen (Hentschel et al. 1999).

Das Bleiprojekt wurde 1996 vom Stadtgesundheitsamt Frankfurt entwickelt. Es verfolgt das Ziel der Einhaltung des Bleigrenzwertes im Trinkwasser und dem damit verbundenen Austausch noch bestehender Bleihausinstallationen. Das Jahr 1997 markierte den Beginn des Projektes mit den ersten Trinkwasserprobeentnahmen im September. Die amtliche Untersuchung des Trinkwassers in der Hausinstallation sowie die Verpflichtung zur Sanierung von Bleileitungen bei Grenzwertüberschreitung basiert auf der Grundlage der TrinkwV von 1990 bzw. der seit 2003 geltenden neuen TrinkwV. Das Projekt folgt einem vorgegebenen Ablaufschema: Zunächst werden die Hauseigentümer der o. g. Liegenschaften angeschrieben. Können diese nachweisen, dass die Bleileitungen bereits entfernt wurden, so werden die Ermittlungen eingestellt. Bei den Liegenschaften, in denen die Bleileitungen noch vorhanden sind bzw. ein Austausch dieser nicht nachgewiesen werden kann, werden amtliche Wasseruntersuchungen an der Küchenzapfstelle der Wohnungen angeordnet. Werden Grenzwertüberschreitungen festgestellt, so folgt die Aufforderung zur Sanierung der Bleiinstallation innerhalb der Frist eines Jahres. Weiterhin werden die Hauseigentümer verpflichtet die Mieter über die Ergebnisse der Untersuchung zu informieren und entsprechende Schutzmaßnahmen darzulegen. Wird der Sanierungspflicht nicht nachgekommen, so werden entsprechende Rechtsverfahren eingeleitet. Eine Nachuntersuchung des Trinkwassers erfolgt, wenn der Grenzwert nur knapp eingehalten wird (bis 2003 bei 20 bis 40 µg/l, ab 2003 bei 10 bis 25 µg/l) (Hentschel et al. 1999).

Aktuelle Ergebnisse des Projektes wurden in der Internetpräsenz des Stadtgesundheitsamtes Frankfurt mit Stand vom 23. Dezember 2004 veröffentlicht³². Detaillierte Ergebnisse mit Projektstand 1998 wurden ebenfalls publiziert (Hentschel et al. 1999). Bis Ende 2004 wurden 3.839 Liegenschaften auf Grundlage des Bleigrenzwertes von 25 µg/l angeschrieben/untersucht. Bereits 39,5 Prozent davon waren zum Zeitpunkt des Anschreibens saniert und 14,5 Prozent verpflichteten sich zu einer freiwilligen Sanierung ohne vorherige Wasseruntersuchung. Verglichen mit den Werten bis zum Jahr 1998 – 24 Prozent bereits saniert und 6 Prozent freiwillige Sanierung – haben sich mehr Hauseigentümer zu einer freiwilligen Sanierung entschlossen. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Wasseruntersuchungen wider. Überschritten bis 1998 noch fast 30 Prozent aller untersuchten Haushalte den damaligen Grenzwert von 40 µg Pb/l, so wurden bis zum Jahr 2004 bei 12,6 Prozent der Haushalte eine Überschreitung des neuen Grenzwertes von 25 µg Pb/l festgestellt (Hentschel et al. 1999, Stadtgesundheitsamt Frankfurt 2004).

Das Blei-Projekt Frankfurt betont die Notwendigkeit des aktiven Handelns der Behörden, um den Bleigrenzwert im Trinkwasser auch an den Entnahmestellen zu gewährleisten. Im Hinblick auf den ab 2013 geltenden Grenzwert für Blei von 10 µg/l ist die Sanierung von noch bestehenden Hausinstallationen aus Blei notwendig.

5.3.3 Das Blei-Messprogramm Bremen

Das Bremer Blei-Messprogramm wurde auf Beschluss des Bremer Senats im Jahr 1991 eingeführt. Grundlage für die Initiierung des Projekts war die Novellierung der TrinkwV zum 1. Januar 1991. Nach dieser novellierten TrinkwV zählen Hausinstallationen erstmalig zu Wasserversorgungsanlagen und der Grenzwert für Blei muss entsprechend am Zapfhahn eingehalten werden. Die Stadtgemeinde Bremen ist in öffentlichen Gebäuden für die Belastung des Trinkwassers von der Wasseruhr bis zur Wasserentnahmestelle verantwortlich. Das Blei-Messprogramm dient der Erfassung und Bewertung von Blei im Trinkwasser in öffentlichen Gebäuden der Stadtgemeinde Bremen, die vor 1970 errichtet worden sind (Stempel & Müller 1995).

³² <http://www.frankfurt.de/sis/sis/detail.php?id=36885>

Die öffentlichen Einrichtungen der Stadtgemeinde Bremen wurden entsprechend ihrer Priorität bzgl. der Bleiproblematik in vier Kategorien unterteilt (Kategorie I höchste Priorität):

- Kategorie I: Kindertagesstätten, Spielhäuser, Grundschulen, Sonderschulen
- Kategorie II: Gesamtschulen, Schulen des Sekundarbereichs I und II, Jugendfreizeitheime
- Kategorie III: Hochschulen, Fachhochschulen
- Kategorie IV: sonstige öffentliche Gebäude

Die Durchführung der Beprobung wurde durch das damalige Hauptgesundheitsamt Bremen gewährleistet. An drei bis vier Zapfstellen pro Gebäude wurden jeweils vier Wasserproben entnommen. Bei Überschreitung des Bleigrenzwertes in den Proben wurden die entsprechenden Ressorts unterrichtet. An den betreffenden Zapfstellen wurde ein Schild mit der Aufschrift „Kein Trinkwasser!“ angebracht. Eine Prüfung der Wasserleitungen durch das Bauamt wurde veranlasst sowie ein Kostenvoranschlag für die Sanierung gemacht (Stempel & Müller 1995).

Die Beprobung des Trinkwassers konnte im Dezember 1994 abgeschlossen werden. Insgesamt wurden bei ca. 30 Prozent der untersuchten Gebäude Bleigrenzwertüberschreitungen im Trinkwasser festgestellt. Besonders betroffen waren die Gebäude der Kategorie I und II (37,2 % und 36,6 %) und davon wiederum am meisten die Grundschulen (49,2 %) (Stempel & Müller 1995). Bis September 2004 wurden alle Einrichtungen der Kategorie I mit Bleigrenzwertüberschreitungen saniert sowie 70 Prozent der Einrichtungen der Kategorie II. Im Jahr 2004 bestand noch Sanierungsbedarf für jeweils vier Schulen des Sekundarbereichs I und II sowie für vier Gebäude der Kategorie IV (Gesundheitsamt Bremen o. J.).

6 Diskussion und Schlussfolgerung

6.1 Diskussion

Im Rahmen der Diskussion werden der Stand und die Entwicklungen im Bereich der Bleiemissionen, der Bleiexposition über die Eintragspfade Luft, Boden, Trinkwasser und Nahrung sowie die innere Bleibelastung der deutschen Bevölkerung zusammenfassend dargestellt. Darüber hinaus werden politische Maßnahmen zur Senkung der Bleiexposition diskutiert und in diesem Zusammenhang auf die Bedeutung der Kombination von Verhältnis- und Verhaltensprävention eingegangen.

Die Bleiemissionen in die Atmosphäre im europäischen Raum sind seit den 1970er Jahren stark zurück gegangen. Zwischen 1970 und 1987 sanken die Emissionen an Blei in Europa um die Hälfte und um weitere 50 Prozent im Zeitraum von 1990 bis 1998 (UBA 2000a). Die Bleiemissionen in Deutschland nahmen von 1990 bis 2002 kontinuierlich ab und betragen im Jahr 2002 mit etwa 474 t nur noch rund ein fünftel der Emissionen von 1990 (MSC-E 2004). Bis zum Jahr 2010 wird mit einer weiteren Abnahme der jährlichen Bleiemissionen auf rund 329 t gerechnet (Pacyna & Pacyna 2000). Deutschland unterzeichnete 1998 das Schwermetall-Protokoll der Genfer-Luftreinhaltekonvention und verpflichtet sich darin, die Schwermetallemissionen u. a. an Blei weiterhin zu reduzieren. Der Bleieintrag in die Flussgebiete Deutschlands ist zwischen 1985 und 2000 um 68 Prozent gesunken. Der Hauptgrund für den Rückgang der Bleiemissionen in Deutschland liegt in dem sinkenden Verbrauch von verbleitem Benzin. Durch verschiedene politische Regelungen (Begrenzung des Bleigehaltes im Benzin, Einführung von unverbleitem Benzin und dessen steuerliche Vergünstigung, Verbot von bleihaltigem Benzin) sowie technische Neuerungen (Einführung der Katalysatorteknik) sanken trotz steigendem Benzinverbrauch die Bleiemissionen durch den Verkehr. Der Marktanteil von unverbleitem Benzin lag im Jahr 1997 bei fast 100 Prozent (Hagner 2000, Storch & Hagner 2004). An diesem Beispiel wird deutlich, dass mit politischen Instrumenten wie Verwendungsbegrenzungen bzw. -verboten oder auch der steuerlichen Begünstigung eines Produktes die Bleiemissionen gesenkt werden können. Dieser Aspekt wird später in diesem Kapitel noch einmal aufgegriffen.

Entsprechend der Abnahme der Bleiemissionen ist auch die Bleiexposition des Menschen über die Haupteintragspfade (Luft, Boden, Nahrung, Trinkwasser) von Blei gesunken. Eine Abnahme der Bleikonzentration in der Luft konnte auch durch das Moosmonitoring festgestellt werden. Der mittlere Bleigehalt in Moosen (Median) sank zwischen 1990/91 und 2000 von 13 $\mu\text{g/g}$ auf unter 5 $\mu\text{g/g}$ (Genßler 2003, UBA 2000b). Der höchste im Jahr 2003 an den UBA-Messstationen ermittelte Jahresmittelwert für Blei lag bei rund 0,009 $\mu\text{g/m}^3$ und damit deutlich unter dem Grenzwert der 22. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV) von 0,5 $\mu\text{g/m}^3$ (NILU 2005). Da Blei im Boden eine relativ lange Verweildauer aufweist, kann davon ausgegangen werden, dass diese Expositionsquelle auch in Zukunft eine besondere Bedeutung bei der Bleiexposition von Kindern darstellt. Im Rahmen des gesetzlichen Lebensmittel-Monitorings wurden in verschiedenen Lebensmittelproben i. d. R. geringe Bleigehalte festgestellt, wobei Höchstmengen nur sehr selten überschritten wurden (BVL 2004a). Mit der Abnahme der Bleiexposition, insbesondere über die Pfade Luft und Nahrung, nimmt die Relevanz des Trinkwassers als möglicher Bleieintragspfad stark zu (Müller & Dieter 1993). In diesem Zusammenhang ist auf die Problematik der noch bestehenden Bleileitungen in der Trinkwasserversorgung zu verweisen, die eine Einhaltung des Bleigrenzwertes im Trinkwasser nahezu unmöglich machen.

Ergebnisse aus den Umwelt-Surveys, der Umweltprobenbank und weiteren Studien belegen die Abnahme der inneren Bleibelastung der deutschen Bevölkerung, die im Einklang mit den sinkenden Bleiemissionen und der niedrigeren Bleiexposition steht. Die Referenzwerte für Blei im Blut haben zwischen dem Umwelt-Survey 1990/92 und dem Umwelt-Survey 1998 für Frauen von 90 auf 70 $\mu\text{g/l}$ sowie für Männer von 120 auf 90 $\mu\text{g/l}$ abgenommen (Kommission HBM 1996c, 2002b). Für Kinder liegen seit dem Umwelt-Survey 1990/92 keine aktuellen repräsentativen Daten vor, die einen zeitlichen Vergleich ermöglichen. Diese Datenlücke soll mit dem noch bis 2006 laufenden Kinder-Umwelt-Survey geschlossen werden. In den bisher durchgeführten Studien konnte keine Wirkungsschwelle für Blei ermittelt werden. Canfield et al. (2003) stellten unterhalb des in Deutschland für Kinder und Frauen im gebärfähigen Alter festgelegten HBM-I-Wertes von 100 $\mu\text{g Pb/l}$ negative Effekte auf den IQ von drei- bis fünfjährigen Kindern fest. Aufgrund einer nicht festlegbaren bzw. bestehenden Wirkungsschwelle für Blei und der besonderen Empfindlichkeit von Kindern gegenüber dem Schwermetall ist die Bleiexposition so gering wie möglich zu halten.

Mit Hilfe politischer Maßnahmen konnten in Deutschland die Bleiemissionen und entsprechend die Bleiexposition und die innere Bleibelastung der Bevölkerung gesenkt werden. Ein geeignetes politisches Instrument in diesem Zusammenhang stellt die Festlegung und Einhaltung von Grenzwerten für die Haupteintragspfade für Blei dar. Durch das Bundesbodenschutzgesetz sowie die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung werden seit 1999 erstmals Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte für Blei im Boden festgelegt. Höchstmengen für Blei in Lebensmitteln werden durch die Verordnung (EG) 466/2001 der Europäischen Kommission vorgeschrieben und durch die Schadstoffhöchstmengenverordnung in Bundesrecht übertragen. Bleigrenzwerte für die Luft sowie das Trinkwasser werden durch EU-Richtlinien vorgegeben und durch die 22. BImSchV bzw. die neue Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) auf Bundesebene übertragen. Aufgrund der toxikologischen Neubewertung von Blei ist ein abnehmender Trend der Grenzwerte für Blei in der Luft sowie im Trinkwasser zu beobachten. Der Bleigrenzwert in der Luft wurde in einem ersten Schritt von $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $0,5$ bzw. im Fall von schwer industriell vorbelasteten Gebieten auf $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zum 1. Januar 2005 gesenkt. Ab dem Jahr 2010 gilt der Grenzwert von $0,5 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$ einheitlich auch für besonders vorbelastete Gebiete (§ 5, 22. BImSchV). Der Bleigrenzwert im Trinkwasser wird in zwei Schritten bis auf $0,01 \mu\text{g}/\text{l}$ im Dezember 2013 gesenkt (§ 6 Abs. 2, Anlage 2 TrinkwV 2001). Die Absenkung der Bleigrenzwerte in der Luft sowie im Trinkwasser entsprechen den Empfehlungen der WHO und sind im Hinblick auf die Exposition insbesondere der Risikogruppe Kind als positiv zu bewerten. Das Umwelt-Monitoring dient der Überwachung der Einhaltung der Grenzwerte. Insbesondere im Bereich der Trinkwasserüberwachung wird aktiveres Handeln der Gesundheitsbehörden gefordert, da der Bleigrenzwert nicht nur im Zuständigkeitsbereich der Wasserversorgungsunternehmen sondern auch am Zapfhahn des Verbrauchers eingehalten werden muss (Hentschel et al. 1999). In Anbetracht der zunehmenden Bedeutung des Bleieintrags über das Trinkwasser ist dieser Aussage zuzustimmen. Das Blei-Projekt Frankfurt kann hierbei als Vorbild für die Entwicklung weiterer Untersuchungsprogramme fungieren. Das Grenzwert-Konzept stellt ein geeignetes Instrument zur Senkung der Bleiexposition dar, muss jedoch von entsprechenden Überwachungsmaßnahmen begleitet werden, die die Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte kontrollieren.

Das politische Instrument der Festlegung von Grenzwerten genügt allein nicht zur umfassenden Senkung der Bleiexposition und muss von entsprechenden Produktmanagementmaßnahmen begleitet werden. Für Altfahrzeuge, Batterien sowie Elektro- und Elektronikgeräte, die Blei enthalten, gibt es spezielle Regelungen zur Wiederverwendung und -verwertung. Als besonders erfolgreich ist die Einführung des Pfandsystems für Autobatterien zu erwähnen. Die Rückgaberraten für diese Art von Batterien liegen in Deutschland bei 70 bis 95 Prozent (OECD 1999). Eine Ausweitung des Pfandsystems auf andere Batterietypen oder auch andere Gebrauchsgegenstände sollte unter Kosten-Nutzen-Abwägungen von den zuständigen politischen Akteuren diskutiert werden.

Ein sehr erfolgreiches Instrument zur Senkung der Bleiexposition stellt die Minimierung bzw. die Substitution des Einsatzes von Blei in Produkten durch Verwendungsbegrenzungen resp. -verbote dar. Als herausragendes Beispiel wird in diesem Zusammenhang auf die Regelungen in Bezug auf bleihaltiges Benzin verwiesen. In Anlehnung an dieses erfolgreiche Exempel besteht in diesem Bereich noch großes Potenzial zur Senkung der Bleiexposition. In Anbetracht der Dimension des Bleieintrags durch die Verwendung von Bleischrot sollte ein generelles Bleischrotverbot erlassen werden, da umweltverträglichere Möglichkeiten zu dessen Substitution bestehen. In anderen europäischen Ländern wie Dänemark und den Niederlanden besteht eine solche gesetzliche Regelung bereits und auch einige Bundesländer haben entsprechende Teilverbote erlassen (Schlederer 2001). Deutschland hat sich zudem im Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel dazu verpflichtet, sich um einen Ausstieg aus der Verwendung bleihaltiger Munition bei der Jagd in Feuchtgebieten bis zum Jahr 2000 zu bemühen. Das BMVEL hat im Jahr 2005 Eckpunkte zur Novellierung des Bundesjagdgesetzes vorgelegt, die u. a. ein Verbot der Verwendung von Bleischrot bei der Wasserjagd vorsehen (BMVEL 2005). Es bleibt abzuwarten, ob die neue Regierung einen ähnlichen Kurs in Richtung Bleischrotverbot einschlägt. Hentschel et al. (1999) fordern ein generelles Verbot von Bleileitungen in der Trinkwasserversorgung. Zur Einhaltung des Bleigrenzwertes im Trinkwasser ist Blei als Installationsmaterial nicht tragbar. Diese Problematik hat bisher noch zu wenig Beachtung durch die Politik erfahren, sollte aber in Anbetracht des sinkenden Bleigrenzwertes im Trinkwasser diskutiert werden.

Im Schwermetall-Protokoll der Genfer-Luftreinhaltkonvention werden im Anhang II folgende Produktmanagement-Maßnahmen empfohlen:

- Substitution von Produkten, die Blei enthalten, sofern eine Alternative verfügbar ist (z. B. Bleileitungen, Bleischrot),
- Minimierung oder Substitution des Einsatzes von Blei (z. B. Altfahrzeuge, Benzin, Elektro- und Elektronikgeräte, Farbe),
- Produktangaben einschließlich Etikettierung, um den Verbraucher über den Bleigehalt zu informieren (z. B. Batterien, Elektro- und Elektronikgeräte, Farbe),
- Nutzung ökonomischer Anreize und freiwilliger Vereinbarungen zur Minimierung bzw. Substitution des Einsatzes von Blei in Produkten (z. B. Benzin),
- Entwicklung und Durchführung von Programmen für die umweltgerechte Erfassung, Verwertung und Entsorgung von Produkten, die Blei enthalten (z. B. Altfahrzeuge, Batterien, Elektro- und Elektronikgeräte).

Viele dieser Maßnahmen werden in Deutschland bereits umgesetzt. Jedoch ist hierbei wie oben beschrieben noch weiteres Potenzial zur Minimierung der Bleiexposition vorhanden. Neben den hier dargestellten Produktmanagement-Maßnahmen ist kontinuierliche Forschung beispielsweise zur Emissionsminderung bei stationären Anlagen oder zur Möglichkeit der Substitution von Blei in bestimmten Produkten notwendig.

Zur Reduktion der Bleiexposition des Menschen sollten die hier beschriebenen verhältnispräventiven Aktivitäten durch Maßnahmen zur Verhaltensprävention ergänzt werden. Bereits durch eine Veränderung riskanter Verhaltensweisen kann die individuelle Exposition gesenkt werden. In Bezug auf viele Bleiexpositionsquellen besteht erheblicher Aufklärungsbedarf der Bevölkerung. Im Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit (APUG) wird als ein Schwerpunkt die Information der Bevölkerung zu umweltbedingten Gesundheitsrisiken benannt (Geschäftsstelle APUG 2004). Der Information bzw. Aufklärung der Bevölkerung zum Thema Blei wurde hierbei bisher nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt und sollte entsprechend ausgebaut werden.

6.2 Schlussfolgerung

Trotz abnehmender Exposition des Menschen gegenüber Blei ist die Belastung durch das Schwermetall auch heute noch von Relevanz. Bisher konnte keine Wirkungsschwelle für Blei festgelegt werden und neuere Studienergebnisse verweisen

auf adverse Effekte auf die Entwicklung des kindlichen Nervensystems bereits bei einem Blutbleispiegel von unter 100 µg/l. Die erhöhte Empfindlichkeit von Kindern und deren höhere Exposition gegenüber dem Schwermetall begründen die Notwendigkeit der Minimierung der Bleiexposition. Aktuelle repräsentative Ergebnisse für die Bleibelastung von Kindern liegen seit dem Umwelt-Survey 1990/92 nicht vor, werden aber z. Zt. im Kinder-Umwelt-Survey noch bis 2006 erhoben.

Mit Hilfe politischer Interventionen konnten die Bleiemissionen seit den 1970er Jahren und damit auch die Bleiexposition gesenkt werden. Die Ergebnisse aus den Umwelt-Surveys der Jahre 1985/86, 1990/92 sowie 1998 belegen eine Abnahme der inneren Bleibelastung der deutschen Bevölkerung. Die aktuellen Referenzwerte für Blei liegen unterhalb des HBM-I-Wertes. In diesem Sinne erwiesen sich die durchgeführten Maßnahmen zur Senkung der Bleiexposition als erfolgreich. Die herausragendste Bedeutung kommt hierbei der Begrenzung des Bleigehaltes im Benzin sowie der Einführung und steuerlichen Vergünstigung von bleifreiem Benzin in den 1970er bzw. 1980er Jahren zu.

Ein politisches Instrument zur Minimierung der Bleiexposition stellt das Grenzwert-Konzept dar, welches sich an neuen toxikologischen Erkenntnissen und technischen Neuerungen orientieren muss. Entsprechend des Minimierungsgebotes müssen die Grenzwerte an den neuesten Stand der Wissenschaft und der Technik angepasst und entsprechend gesenkt werden. Die Einhaltung von Grenzwerten muss mittels Überwachungsmaßnahmen kontrolliert werden. Für den Bereich der Einhaltung des Bleigrenzwertes im Trinkwasser ist die Stadt Frankfurt mit ihrem Blei-Projekt Vorbild für andere Kommunen. Gerade im Bereich noch bestehender Bleileitungen in der Trinkwasserversorgung ist die Initiative auf kommunaler Ebene durch die Gesundheitsämter bzw. die Wasserversorgungsunternehmen gefragt.

Ergänzend zum Grenzwert-Konzept werden Produktmanagementmaßnahmen zur Senkung der Bleiexposition eingesetzt. In diesem Bereich besteht v. a. im Hinblick auf die Verwendung von Bleischrot bei der Jagd und von Bleirohren in der Trinkwasserversorgung noch erhebliches Potenzial zur Expositionsminderung. Bleischrot als auch Bleirohre können durch andere Materialien ersetzt werden. Es steht im Aufgabenfeld der Politik, die Verwendung unbedenklicherer Materialien durchzusetzen. Im

Bereich des Bleischrots wäre ein bundeseinheitliches Verbot dessen Verwendung denkbar. Aber auch die steuerliche Begünstigung von Nicht-Bleischrot – Bleischrot ist eine finanziell günstige Variante im Vergleich zu anderen Schroten – bzw. die Subvention des Austausches noch bestehender Bleirohre in der Trinkwasserversorgung sind mögliche Maßnahmen zur Reduktion der Bleibelastung. In diesem Sinn ist auf die positiven Auswirkungen durch die Verwendungsbegrenzung bzw. –verbot von bleihaltigem Benzin und die steuerliche Begünstigung von bleifreiem Benzin zu verweisen. Der gefährliche Brauch des Bleigießens könnte ebenfalls eingegrenzt werden, indem der Verkauf von sogenannten Bleigieß-Sets verboten und statt dessen Wachs als Alternative zu Zinn-Blei-Legierungen eingesetzt werden würde. In diesem Bereich ist die verhaltenspräventive Komponente wie weiter unten ausführlicher beschrieben von wesentlicher Bedeutung.

Der Wiederverwendung bzw. -verwertung von Blei, indem es dem sekundären Blei-Kreislauf zugeführt wird, kommt bei der Reduktion der Bleibelastung ebenfalls eine bedeutende Rolle zu. Bisher beruht das System der Rückgabe gebrauchter bleihaltiger Gegenstände, trotz teilweise gesetzlicher Vorgaben, v. a. auf dem Prinzip der Freiwilligkeit der Endverbraucher, da Sanktionen bei Nichteinhaltung deren Rückgabe kaum durchführbar sind. Als erfolgreiche Methode hat sich in diesem Bereich das Pfandsystem bei Autoakkumulatoren bewährt, da dieses einen Anreiz zur Rückgabe des gebrauchten Gegenstandes schafft. Es ist unter Kosten-Nutzen-Abwägungen von der Politik zu entscheiden, ob dieses Pfandsystem auf weitere Verbraucherartikel, angefangen bei schadstoffhaltigen Batterien und Akkumulatoren, auszuweiten ist.

Neben der Etablierung von verhältnispräventiven Interventionen sind Maßnahmen zur Verhaltensprävention zur Reduktion der Bleibelastung notwendig. Das Bewusstsein für die Risiken durch das Schwermetall Blei und die Kenntnis über mögliche Bleiexpositionsquellen sind in der Bevölkerung noch zu gering. In diesem Sinn ist v. a. auf die in Kasuistiken häufig erwähnten Bleivergiftungen durch im Ausland erworbene Verbraucherartikel (Ayurvedische Heilpillen, Keramikgegenstände) zu verweisen. Mittels Aufklärungskampagnen – beispielsweise im Rahmen des Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit – können solche Wissensdefizite behoben werden.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die aktuelle Belastungssituation durch das Schwermetall Blei unter besonderer Beachtung der Situation in Deutschland. In einem einführenden Kapitel wird zunächst das Schwermetall Blei charakterisiert sowie dessen toxische Wirkungen auf den menschlichen Organismus dargestellt. Weiterhin werden mittels Literaturrecherche ermittelte aktuelle Daten zu Blei-emissionen, Bleiexposition sowie der inneren Bleibelastung der deutschen Bevölkerung vorgestellt. Die politischen Regelungen zur Senkung der Bleibelastung in Deutschland werden dargestellt und an geeigneter Stelle auf die europäischen Rahmenvorgaben Bezug genommen. Beispielhafte aktuelle Projekte auf Ebene der Länder bzw. Kommunen zur Reduktion der Bleibelastung werden vorgestellt und dienen als Anstoß für die Etablierung weiterer solcher Programme.

Blei ist ein in der Umwelt ubiquitär vorkommendes Element, welches nach heutigem Kenntnisstand für den Menschen nicht essenziell ist. Im Gegenteil: Das Schwermetall ist für den Menschen toxisch. Die Hauptzielorgane einer Bleivergiftung sind dabei das blutbildende System, der Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Nieren. Kinder sind aufgrund ihrer Physiologie und typisch kindlicher Verhaltensweisen besonders empfindlich gegenüber den Wirkungen von Blei. Bereits geringe Mengen des Schwermetalls können bei Langzeitexposition zu adversen Effekten insbesondere auf das Nervensystem von Kindern führen. Der Risikogruppe Kind wird in der Forschung entsprechend besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Blei kann natürlich wie auch anthropogen in die Umwelt eingetragen werden und entsprechend über die Umweltmedien zu einer Exposition des Menschen führen. Die Blei-emissionen in Deutschland sind seit den 1970er Jahren stark zurück gegangen. Im Zeitraum zwischen 1990 und 2002 sind die Blei-emissionen in Deutschland um rund ein fünftel gesunken. Entsprechend der Abnahme der Blei-emissionen hat auch die Bleiexposition des Menschen über die Haupteintragspfade von Blei abgenommen. Jedoch nimmt die Bedeutung des Trinkwassers als möglicher Bleieintragspfad aufgrund noch bestehender Bleirohre in der Trinkwasserversorgung zu. Als geeigneter Parameter zur Messung der inneren Bleibelastung des Menschen gilt die Konzentration von Blei im Blut. Ausgehend von den Ergebnissen der Umwelt-Surveys

der Jahre 1985/86, 1990/92 und 1998 sowie der Daten der Umweltprobenbank ist eine kontinuierliche Abnahme des Blutbleispiegels zu verzeichnen. Der HBM-I-Wert wird nur selten überschritten.

Seit den 1970er Jahren wurden in Deutschland verschiedene politische Maßnahmen unternommen, um die Bleiexposition zu senken. Diese umfassen zum einen die Vorgabe von Bleigrenzwerten für wichtige Bleieintragspfade (Luft, Boden, Nahrung, Trinkwasser). Bis auf den Boden unterliegen diese Grenzwerte den Rahmenvorgaben der Europäischen Union. Die Grenzwerte für Blei in der Luft sowie im Trinkwasser werden z. Zt. nach einem Stufenplan bis 2010 resp. 2013 abgesenkt. Weiterhin dienen Produktmanagementmaßnahmen zur Reduktion der Bleiexposition. Besonders großen Einfluss auf die Senkung der Bleiemissionen hatten die Regelungen zur Begrenzung des Bleigehaltes im Benzin in den 1970er Jahren sowie die Einführung und steuerliche Vergünstigung von bleifreiem Benzin in den 1980er Jahren.

Es hat sich gezeigt, dass politische Maßnahmen – insbesondere die Einführung und steuerliche Begünstigung bleiärmerer Kraftstoffe – ein geeignetes Instrument zur Senkung der Bleiemission und damit der Bleiexposition darstellen. Trotz bereits erzielter Erfolge auf dem Gebiet der Bleireduktion gibt es noch weiteren Handlungsbedarf zur Senkung der Bleibelastung. Verwendungsbegrenzungen bzw. -verbote im Bereich des Bleischrots, der Verwendung von Bleirohren in der Trinkwasserversorgung oder auch des Bleigießens wären zu begrüßen. Diese könnten u. a. von steuerlichen Begünstigungen sowie Subventionen begleitet werden. Eine Ausweitung des Pfandsystem auf weitere bleihaltige Verbraucherartikel insbesondere Batterien ist zu überdenken. Überwachungsmaßnahmen insbesondere im Bereich der Einhaltung des Bleigrenzwertes im Trinkwasser müssen auf kommunaler Ebene ausgebaut werden. Das Blei-Projekt Frankfurt stellt eine erfolgreiche Maßnahme des Handelns kommunaler Behörden dar und dient dabei als Vorbild für andere Kommunen. Neben verhältnispräventiven Maßnahmen muss die Verhaltenprävention ausgebaut werden. Das Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit kann hierbei als Rahmen dienen.

8 Literaturverzeichnis

- Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel, abgeschlossen in Den Haag am 15. August 1996
<http://www.admin.ch/ch/d/as/2004/3249.pdf> (17.10.2005)
- Alliance to end childhood lead poisoning, Environmental Defense Fund (1994): The global dimensions of lead poisoning. An initial analysis. o. O.: Eigendruck
- Alloway, B. J., Ayres, D. C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt. Chemische Grundlagen und Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. Heidelberg: Spektrum
- Almeida, C. M., Vasconcelos, M. T. (2003): Lead contamination in Portuguese red wines from the Douro region: from the vineyard to the final product. In: Journal of agricultural and food chemistry (51), 3012-3023
- Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (1999): Merkblatt Schwermetallbelastung bei Schießanlagen. Bern: Eigendruck
- Arts, W., Bretschneider, H.-J., Lebender, W., Rickert, B., Terres, B. (1986): Untersuchung der hauswasserbedingten Bleiaufnahme von Säuglingen und Kleinkindern in Berlin-Moabit. In: Forum-Städte-Hygiene (37), 214-219
- Autenrieth, T., Schmidt, T., Habscheid, W. (1998): Bleivergiftung durch griechische Keramiktaße. In: Dtsch. Med. Wschr. (123), 353-358
- Baghurst, P. A., McMichael, A. J., Wigg, N. R., Vimpani, G. V., Robertson, E. F., Roberts, R. J., Tong, S.-L. (1992): Environmental exposure to lead and children's intelligence at the age of seven years. The Port Pirie Cohort Study. In: N Engl J Med (327), 1279-1284
- Barth, A. (2002): Die Auswirkungen chronischer Bleiexposition auf kognitive Fähigkeiten. Dissertation. Universität Wien
- Baumann, W., Muth, A. (1997): Batterien. Daten und Fakten zum Umweltschutz. Berlin: Springer
- Bedarfsgegenständeverordnung (BedGgstV) vom 23. Dezember 1997, BGBl. I 5, zul. geä. am 13. Juli 2005, BGBl. 2159
- Becker, K., Kaus, S., Helm, D., Krause, C., Meyer, E., Schulz, C., Seiwert, M. (2001): Umwelt-Survey 1998 Band IV: Trinkwasser. Elementgehalte in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland. Berlin: Umweltbundesamt
- Becker, K., Kaus, S., Krause, C., Lepom, P., Schulz, C., Seiwert, M., Seifert, B.: (2002a): German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in blood of the German population. In: International Journal Hygiene Environmental Health (205), 297-308

- Becker, K., Kaus, S., Krause, C., Lepom, P., Schulz, C., Seiwert, M., Seifert, B. (2002b): Umwelt-Survey 1998 Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland. Berlin: Umweltbundesamt
- Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg (2001): Bleibelastung durch Trinkwasser. Aktueller Stand und Einfluss von möglichen Vorbeugemaßnahmen. Hamburg: Eigendruck
- Behrends, W., Berg, A., Czulius, R., Gerdes, H.-H., Mundt, K. A., Schieffer, B., Voigt, K. (1980): Umweltgift Blei. Basisinformationen zur Verseuchung des Raumes Goslar. Freiburg i. B.: Öko-Institut
- Bellinger, D., Leviton, A., Waternaux, C., Needleman, H., Rabinowitz, M. (1987): Longitudinal analyses of prenatal and postnatal lead exposure and early cognitive development. In: N Engl J Med (316), 1037-1043
- Bergmann, W. (1993): Spurenelemente in terrestrischen Pflanzen: Gemüse und Obst. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Bernigau, W., Becker, K., Chutsch-Abelmann, M., Henke, M., Krause, C., Schulz, C., Schwarz, E., Thefeld, W. (1993): Umwelt-Survey 1985/86 Band IVb: Blei. Berlin: Umweltbundesamt
- Berufskrankheiten-Verordnung (BKV) vom 05. September 2002, BGBl. I S. 3541
- Beschluss 2001/379/EG des Rates vom 04. April 2001 über die Genehmigung – im Namen der Europäischen Gemeinschaft – des Protokolls zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend Schwermetalle, ABl. L 134, S. 40
- Beuge, P., Rösler, H. J. (1993): Spurenelemente in Gesteinen. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Birgersson, B., Sterner, O., Zimerson, E. (1988): Chemie und Gesundheit. Eine verständliche Einführung in die Toxikologie. Weinheim: VCH
- Böhm, E. (2003): Leitfaden zur Anwendung umweltverträglicher Stoffe für die Hersteller und gewerblichen Anwender gewässerrelevanter chemischer Produkte. Berlin: Umweltbundesamt
- Böhm, E., Hillenbrand, T, Marscheider-Weidemann, F., Schempp, C., Fuchs, S., Scherer, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Berlin: Umweltbundesamt
- Breu, M., Gerber, S., Mosimann, M., Vysusil, T. (2002): Bleibenzin – eine schwere Geschichte. Die Geschichte der Benzinverbleiung aus der Sicht der Politik, des Rechts, der Wirtschaft und der Ökologie. München: ökom
- Brockhaus – die Enzyklopädie in vierundzwanzig Bänden (1997), 20. Aufl., Leipzig: Brockhaus
- Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2005): Lebensmittel-Monitoring <http://www.bvl.bund.de> (01.10.2005)

- Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2004a): Lebensmittel-Monitoring 2003. Ergebnisse des bundesweiten Lebensmittel-Monitoring. Berlin: Eigendruck
- Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2004b): Lebensmittel-Monitoring: Tabellenband zum Bericht über die Monitoring-Ergebnisse des Jahres 2003. Berlin: Eigendruck
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999, BGBl. I 1554, zul. geä. am 23. Dezember 2004 BGBl. I 3758
- Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (2001): BgVV Verbrauchertipps zur Verringerung der Aufnahme unerwünschter Stoffe über Lebensmittel. Pressemitteilung vom 01. Juli 2001
<http://www.bfr.bund.de/cd/413> (22.08.2005)
- Bundesinstitut für Risikobewertung (2005): Blei und Cadmium aus Keramik. Aktualisierte Stellungnahme Nr. 023/2005 des BfR vom 26. März 2004, aktualisiert am 07. Juni 2005
http://www.bgw.de/cm/216/blei_und_cadmium_aus_keramik.5305.pdf (14.07.2005)
- Bundesjagdgesetz (BJagdG) vom 29. September 1976 BGBl. I 2849, zul. geä. am 24. August 2004 BGBl. I 2198
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2003): Die Umweltprobenbank des Bundes. Beprobieren – Analysieren – Lagern. Berlin: Eigendruck
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Bundesbodenschutzbericht der Bundesregierung für die 14. Legislaturperiode. Berlin: Eigendruck
- Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2005): Für eine nachhaltige Jagd. Eckpunkte des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft zur Novellierung des Bundesjagdgesetzes
<http://www.verbraucherministerium.de> (26.11.2005)
- Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit (2004): Der Bergbau in der Bundesrepublik Deutschland 2003. Berlin: Eigendruck
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Aufl.
<http://www.labo-deutschland.de/LABO-HGW-Text.pdf> (08.10.2005)
- Butz, Martin (2005): Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften, Expertenkontakt via E-Mail vom 28. November 2005
- Canfield, R. L., Henderson, C. R., Cory-Slechta, D. A., Cox, C., Jusko, T. A., Lanphear, B. P. (2003): Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10µg per deciliter. In: N Engl J Med (348), 1517-1526

- Centers for Disease Control (1991): Preventing lead poisoning in young children. A statement by the the Centers for Disease. Atlanta: Eigendruck
- Chiba, M., Masironi, R. (1992): Toxic and trace elements in tobacco and tobacco smoke. In: WHO Bulletin (70), 269-275
- Dauderer, M. (1996): Handbuch der Umweltgifte. Klinische Umwelttoxikologie für die Praxis. Landsberg/Lech: ecomed
- Davies, B. E. (1999): Blei. In: Alloway, B. J. (Hg.): Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Berlin: Springer
- Derschau, v. C. (1995a): Blei. In: Wissenschaftsladen Gießen (Hg.): Schadstoffe im Wasser? Bd. 2: Schwermetalle und weitere Einzelparameter. Frankfurt/M.: VAS
- Derschau, v. C. (1995b): Schwermetalle in Böden. In: Wissenschaftsladen Gießen (Hg.): Schadstoffe im Wasser? Bd. 2: Schwermetalle und weitere Einzelparameter. Frankfurt/M.: VAS
- Der Senator für Arbeit, Frauen, Gesundheit, Jugend und Soziales Bremen (2000): Die Gesundheitsbehörde rät: Beim Bleigießen das Zimmer lüften / Abstand zu Krachern halten, Pressemitteilung vom 27. Dezember 2000
<http://www2.bremen.de> (08.10.2005)
- Deutsche Forschungsgemeinschaft (1999): List of MAK and BAT Values. Maximum concentrations and biological tolerance values at the workplace. Weinheim: Wiley-VCH
- Die Drogenbeauftragte der Bundesregierung (2004): Drogen- und Suchtbericht 2004. Berlin: Bundesministerium für Gesundheit und Soziale Sicherung
- Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen – 13. BImSchV) vom 20. Juli 2004, BGBl. I 1717, zul. geä. am 15. November 2004, BGBl. I 2847
- Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002, GMBI. 511-605
- European Commission (2002): Heavy metals in waste. Final report. Dänemark: Eigendruck
- Ewers, U., Freier, I., Krämer, U., Jermann, E., Brockhaus, A. (1988): Schwermetalle im Staubbiederschlag und Boden und ihre Bedeutung für die Schwermetallbelastung von Kindern. In: Staub-Reinhaltung der Luft (48), 27-33
- Fewtrell, L., Kaufmann, R., Prüss-Üstün, A. (2003): Lead: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. (WHO environmental burden of disease series, No. 2), Genf: World Health Organization

- Fiedler, H. J. (1993a): Menge, Transport und Qualität von Stäuben. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Fiedler, H. J. (1993b): Spurenelemente in Böden. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.) : Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Fiedler, H. J. (1993c): Spurenelemente in terrestrischen Pflanzen/Waldpflanzen. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.) : Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Filippini, L., Simmler, F. (1980): Blei-Intoxikation durch Schnupftabak. In: Dtsch. Med. Wschr. (105), 1504-1506
- Friedrich, C., Helm, D., Becker, K., Hoffmann, K., Krause, C., Nöllke, P., Schulz, C., Seiwert, M., Seifert, B. (2001): Umwelt-Survey 1990/92 Band VI: Hausstaub. Deskription der Element- und Biozidgehalte im Hausstaub in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin: Umweltbundesamt
- Fuchs, S., Scherer, U., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Behrendt, H., Opitz, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berlin: Umweltbundesamt
- Genßler, L. (2003): Langzeitüberwachung von Schwermetalleinträgen in NRW. NRW im Spiegel der Ergebnisse des bundesweiten Moosmonitorings. In: LÖBF-Mitteilungen 2/2003
- Geschäftsstelle Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit (2004): Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit (APUG). Berlin: Eigendruck
- Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG) vom 16. März 2005, BGBl. I 762
- Gesetz über den Verkehr mit Lebensmitteln, Tabakerzeugnissen, kosmetischen Mitteln und sonstigen Bedarfsgegenständen (Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz – LMBG) vom 09. September 1997, BGBl. I 2296, zul. geä. am 21. Juni 2005, BGBl. I 1818
- Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz – ChemG) vom 20. Juni 2002, BGBl. I 2090, zul. geä. am 01. September 2005, BGBl. I 2618
- Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundesbodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998, BGBl. I 502, zul. geä. am 09. Dezember 2004 BGBl. I 3214
- Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) vom 26. September 2002 ,BGBl. I 3830, zul. geä. am 25. Juni 2005 ,BGBl. I 1865

Gesetz zur Verminderung von Luftverunreinigungen durch Bleiverbindungen in Ottokraftstoffen für Kraftfahrzeugmotore (Benzinbleigesetz – BzBIG) vom 05. August 1971, BGBl. I 2795, zul. geä. am 25. November 2003, BGBl. I 2304

Gesundheitsamt Bremen (o. J.): Bleitrinkwasserbericht

http://www.gesundheit-in-bremen.de/download_dateien/gesundheitschutz/BleitrinkwasserBericht.pdf (08.09.2005)

Gesundheitsministerkonferenz der Länder (2001): Beschluss vom 22.06.2001, TOP 9.3: Förderprogramm zum Austausch von Bleiinstallationen in der Trinkwasserversorgung

http://www.gmkonline.de/_druckversion.php?id=74_9.6 (28.07.2005)

Gonzalez-Reimers, E., Velasco-Vazquez, J., Arnay-de-la-Rosa, M., Alberto-Borroso, V., Galindo-Martin, L., Santolaria-Fernandez, F. (2003): Bone cadmium and lead in prehistoric inhabitants and domestic animals from Gran Canaria. In: *Sci Total Environ.* (301), 97-103

Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland vom 23. Mai 1949, BGBl. I 1, zul. geä. am 26. Juli 2002, BGBl. I 2863

Hagner, C. (2000): European regulations to reduce lead emissions from automobiles – did they have an economic impact on the German gasoline and automobile markets? In: *Regional Environmental Change* (1), 135-151

Hahn, A., Michalak, H., Begemann, K., Preußner, K., Engler, A., Brehmer, W., Heinemeyer, G., Gundert-Remy, U. (2004): Ärztliche Mitteilungen bei Vergiftungen nach § 16e Chemikaliengesetz 2003. o. O.: Bundesinstitut für Risikobewertung

Hahn, A., Michalak, H., Begemann, K., Preußner, K., Engler, A., Rüdiger, T., Heinemeyer, G., Gundert-Remy, U. (2003): Ärztliche Mitteilungen bei Vergiftungen nach § 16e Chemikaliengesetz 2002. o. O.: Bundesinstitut für Risikobewertung

Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (2004): BK-DOK 2002. Dokumentation des Berufskrankheiten-Geschehens in Deutschland. Sankt Augustin: Eigendruck

Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (2002): Geschäfts- und Rechnungsergebnisse der gewerblichen Berufsgenossenschaften. Sankt Augustin: Eigendruck

Hentschel, W., Karius, A., Heudorf, U. (1999): Das Frankfurter Bleiprojekt. Maßnahmen zur Einhaltung des Grenzwertes für Blei im Trinkwasser. In: *Bundesgesundheitsblatt* (42), 902-910

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (o. J.): Bleikonzentrationen in der Luft
http://www.hlug.de/medien/luft/messnetz/messwerte_pb_03.htm (08.10.2005)

Hopf, M. (2004): Human-Biomonitoring – Untersuchungen zur Bleibelastung von deutschen und polnischen Schulkindern in Görlitz und Zgorzelec. Dissertation. Universität Leipzig

- Höring, E., Radtke, K.-U., von Gaisberg, U. (1991): Akute Bleivergiftung. In: Dtsch. Med. Wschr. (116), 175-178
- Huschek, G., Krenzel, D. (2004): Länderübergreifende Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Länder. Berlin: Umweltbundesamt
- Ilyin, I., Travnikov, O., Aas, W. (2005): Heavy metals: transboundary pollution of the environment. EMEP Status Report 2/2005
- International Agency for Research on Cancer (2004): Inorganic and organic lead compounds. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans Vol. 87
<http://www-cie.iarc.fr/ntdocs/announcements/vol87.htm> (04.08.2005)
- International Lead and Zinc Study Group (2005): Lead statistics
<http://www.ilzsg.org/statistics.asp?pg=lead> (19.09.2005)
- Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992, BGBl. I 912, zul. geä. am 26. November 2003 BGBl. I 2373
- Koch, R. (1991): Umweltchemikalien: physisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. 2. Aufl., Weinheim: VCH
- Kolbye, A. C., Mahaffey, K. R., Fiorino, J. A., Corneliussen, P. C., Jelinek, C. F. (1974): Food exposures to lead. In: Environmental Health Perspectives (7), 65-74
- Kommission Human-Biomonitoring (2003): Aktualisierung der Referenzwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber im Blut und im Urin von Erwachsenen. In: Bundesgesundheitsblatt (46), 1112-1113
- Kommission Human-Biomonitoring (2002): Addendum zur "Stoffmonographie Blei – Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte" der Kommission „Human-Biomonitoring“. In: Bundesgesundheitsblatt (45), 752-753
- Kommission Human-Biomonitoring (2000a): Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte. In: Umweltmedizinischer Informationsdienst (1/2000), 9-12
- Kommission Human-Biomonitoring (2000b): Zur umweltmedizinischen Beurteilung von Human-Biomonitoring-Befunden in der ärztlichen Praxis. In: Umweltmedizin Forschung Praxis (5), 177-180
- Kommission Human-Biomonitoring (1996a): Human-Biomonitoring: Definition, Möglichkeiten und Voraussetzungen. In: Bundesgesundheitsblatt (39), 213-214
- Kommission Human-Biomonitoring (1996b): Konzept der Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte in der Umweltmedizin. In: Bundesgesundheitsblatt (39), 221-224

- Kommission Human-Biomonitoring (1996c): Stoffmonographie Blei. Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). In: Bundesgesundheitsblatt (39), 236-241
- Krachler, M., Shotyk, W. (2005): Spurensuche im ewigen Eis. In: Ruperto Carola (2005), 10-15
- Krämer, U., Altmann, L., Begerow, J., Freier, I., Winneke, G. (1994): Die Bleibelastung von Kindern aus Ost- und Westdeutschland – Expositionsquellen und Auswirkungen auf das Zentralnervensystem. In: Informatik, Biometrie und Epidemiologie in Medizin und Biologie (25), 58-73
- Krause, C., Babisch, W., Becker, K., Bernigau, W., Helm, D., Hoffmann, K., Nöllke, P., Schulz, C., Schwabe, R., Seifert, M., Thefeld, W. (1996): Umwelt-Survey 1990/92 Band Ia: Studienbeschreibung und Human-Biomonitoring. Deskription der Spurenelementgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin: Umweltbundesamt
- Krause, C., Chutsch, M., Henke, M., Huber, M., Kliem, C., Schulz, C., Schwarz, E. (1989): Umwelt-Survey Band I, Studienbeschreibung und Humanbiologisches Monitoring. Berlin: Bundesgesundheitsamt
- Krause, C., Chutsch, M., Henke, M., Kliem, C., Leiske, M., Schulz, C., Schwarz, E. (1991): Umwelt-Survey Band IIIa Wohninnenraum: Spurenelementgehalte im Hausstaub. Berlin: Bundesgesundheitsamt (Institut für Wasser-, Boden, und Lufthygiene)
- Krause, C., Seifert, B., Schulz, C. (1998): Umwelt-Survey 1997/98. In: Gesundheitswesen (60), Sonderheft 2, 77-82
- Kurth, B.-M., Bergmann, K. E., Dippelhofer, A., Hölling, H., Kamtsiuris, P., Thefeld, W. (2002): Die Gesundheit von Kindern und Jugendlichen in Deutschland. Was wir wissen, was wir nicht wissen, was wir wissen werden. In: Bundesgesundheitsblatt (45), 852-858
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2005): Blei im Feinstaub im 2. Quartal 2005
<http://www.lung.mv-regierung.de> (08.10.2005)
- Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen (o. J.): Moosmonitoring. Untersuchung der über den Luftpfad bestehenden Schwermetallbelastung mit Hilfe von Moosen im Jahr 2000. Dresden: Eigendruck
- Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2005): Bleibelastungen im Blut von Neugeborenen und ihren Müttern in Rheinland-Pfalz. Arbeitsbericht 4/2005. o. O.: Eigendruck
- Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen (2004): Jahresbericht 2003. Dresden: Eigendruck
- Langer, O. (1999): Der Bleigehalt in Milchzähnen als Dosimeter für die Umweltbelastung in der ländlichen Region Torgau in Abhängigkeit von den Lebensgewohnheiten der untersuchten Kinder. Dissertation. Universität Leipzig

- Langstädtler, M. (1993): Ergebnisse von Frauenmilchuntersuchungen in Nordbayern. In: Gesundheitswesen (55), 301-307
- Larsson, S., Bergbck, B., Eklund, M., Lohm, U. (1999): Historical emissions from Swedish crystal-glass production and future scenarios of soil-lead pollution. In: Environ. Rev. (7), 53-60
- Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch (Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch – LFGB) vom 01. September 2005, BGBl. I 2618, zul. geä. am 26. April 2006, BGBl. I 945
- Lewis, J. (1985): Lead Poisoning: A historical perspective
<http://www.epa.gov/cgi-bin/epaprintonly.cgi> (07.07.2005)
- Lin-Fu, J. S. (1992): Modern history of lead poisoning: a century of discovery and rediscovery. In: Needleman, H. L. (Hg.) (1992): Human lead exposure. Boca Raton: CRC
- Loghman-Adham, M. (1997): Renal effects of environmental and occupational lead exposure: A review. In: Environmental Health Perspectives (105), 928-938
- Lommel, A., Dengler, D., Janßen, U., Fertmann, R., Hentschel, S., Wessel, M. (2002a): Bleibelastung durch Trinkwasser. Teil I: Einfluss auf den Blutbleispiegel junger Frauen. In: Bundesgesundheitsblatt (45), 605-612
- Lommel, A., Dengler, D., Janßen, U., Fertmann, R., Hentschel, S., Wessel, M. (2002b): Bleibelastung durch Trinkwasser. Teil II: Effekte verschiedener Präventionsstrategien. In: Bundesgesundheitsblatt (45), 613-617
- Lotzmann, D. (1996): Altdorfer Kinder mit zuviel Blei im Blut. In: Mitteldeutsche Zeitung vom 17. April 1996
- Maas, R. P., Patch, S. C., Pandolfo, T. J., Druhan, J. L., Gandy, N. F. (2005): Lead content and exposure from children's and adult's jewelry products. In: Bull. Environ. Contam. Toxicol. (74), 437-444
- Madea, B., Mußhoff, F. (Hrsg.) (2004): Haaranalytik. Technik und Interpretation in Medizin und Strafrecht. Köln: Deutscher Ärzte Verlag
- Mahaffey, K. R. (1990): Environmental lead toxicity: nutrition as a component of intervention. In: Environmental Health Perspectives (89), 75-78
- Mahaffey, K. R., McKinney, J., Reigart, J. R. (1992): Lead and compounds. In: Lippmann, M. (Hg.) (1992): Environmental toxicants: human exposures and their health effects. New York: VNR
- Marquardt, H., Schäfer, S. (2004): Lehrbuch der Toxikologie. 2. Aufl., Stuttgart: WVG

- Meier, S. W. (1995): Blei in der Antike – Bergbau, Verhüttung, Fernhandel. Dissertation. Universität Zürich
- Mersch-Sundermann, V. (1999): Lebensmittel. In: Mersch-Sundermann, V. (Hg.): Umweltmedizin. Grundlagen der Umweltmedizin, klinische Umweltmedizin, ökologische Medizin. Stuttgart: Thieme
- Meteorological Synthesizing Centre-East (2004): Emissions
<http://www.msceast.org/hms/emission.html> (17.09.2005)
- Michalak, H. (2005): Bundesinstitut für Risikobewertung (Fachgruppe 32: Vergiftungs- und Produktdokumentation – Dokumentations- und Bewertungsstelle für Vergiftungen), Expertenkontakt via E-Mail vom 01. November 2005
- Mitchell, D. G., Aldous, K. M. (1974): Lead content of foodstuffs. In: Environmental Health Perspectives (7), 59-64
- Müller, F. (1993): Schwermetallemissionen von Verkehrsmitteln. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Müller, L., Dieter, H. H. (1993): Blei im Trinkwasser – zur Festlegung eines neuen Grenzwertes und zur Problematik von Bleirohren. In: Gesundheitswesen (55), 514-520
- Needleman, H. L. (o. J.): History of lead poisoning in the world
<http://www.leadpoison.net/general/history.htm> (01.08.2005)
- Needleman, H. L., Shell, A., Bellinger, D., Leviton, A., Allred, E. N. (1990): The long-term effects of exposure to low doses of lead in childhood. An 11-year follow-up report. In: N Engl J Med (322), 83-88
- Niedersächsisches Jagdgesetz (NJagdG) vom 16. März 2001, Nds. GVBl. 7 100, zul. geä. am 16. Dezember 2004, Nds. GVBl. 42 616
- Niedersächsisches Landesgesundheitsamt (2005): Blei-Untersuchungs-Aktion: kostenfreie Trinkwasseruntersuchung auf Blei für junge Mütter und Familien mit Kindern. In: NLAG aktuell (2005), 2, 2
- Norwegian Institute for Air Research (2005): EMEP measurement data online
<http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html> (15.10.2005)
- Nriagu, J. O. (2000): Saturnine Drugs and medicinal exposure to lead: an historical outline. In: Needleman, H. L. (Hg.) (1992): Human lead exposure. Boca Raton: CRC
- Nriagu, J. O. (1989): A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. In: Nature (338), 47-49
- Nriagu, J. O. (1983): Saturnine gout among Roman aristocrats. Did lead poisoning contribute to the fall of the empire? In: N Engl J Med (308), 660-663

- Nriagu, J. O. (1979): Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. In: *Nature* (279), 409-411
- Nriagu, J. O., Pacyna, J. M. (1988): Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. In: *Nature* (333), 134-139
- o. A. (1996): Schwermetallbelastung von Kindern im Raum Hettstedt. In: *GSF-Aktuell* vom März/April 1996
- Obenland, H., Binder, M. (2004): Literaturstudie zu Vorkommen und gesundheitlicher Belastung von Blei in Hausstaub. Oberursel: ARGUK-Umweltlabor
- Oehmichen, U., Schmitz, M., Seeliger, P. (2001): Die neue Trinkwasserverordnung. Der Kommentar aus rechtlicher und technisch-wirtschaftlicher Sicht. Bonn: wvgw
- Organisation for Economic Co-operation and Development (1999): Lead risk management activities in OECD member countries (1993 to 1998). Paris: Eigendruck
- Organisation for Economic Co-operation and Development (1993): Risk reduction monograph No. 1: Lead, background and national experience with reducing risk. OECD/GD(93)67. Paris: Eigendruck
- Otto, M., von Mühlendahl, K. E. (2004): Blei
http://www.allum.de/index.php?mod=noxe&lang=true&n_id=75&print=1 (28.07.2005)
- Pacyna, J. M., Pacyna, E. G. (2000): Atmospheric emissions of anthropogenic lead in Europe: improvements, updates, historical data and projections. GKSS-Bericht 2000/31. Geesthacht: GKSS
- Pocock, S. J., Sharper, A. G., Ashby, D., Delves, H. T., Clayton, B. E. (1988): The relationship between blood lead, blood pressure, stroke, and heart attacks in middle-aged British men. In: *Environmental Health Perspectives* (78), 23-30
- Popp, W. (1998): Diagnoselexikon Arbeits- und Umweltmedizin. Krankheitsursachen in Umwelt und Arbeitswelt. Stuttgart: Thieme
- Protokoll zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung vom 24. Juni 1998, Abl. 2001/L 134, S. 41
- Pschyrembel Klinisches Wörterbuch (1998), 258. Aufl., Berlin: de Gruyter
- Quenzer, A., Hentschel, W., Heudorf, U. (1997): Blei im Trinkwasser – Erfahrungen mit einem abgestuften Probenahmeschema. In: *Bundesgesundheitsblatt* (40), 122-126
- Rabinowitz, M. B. (1991): Toxicokinetics of bone lead. In: *Environmental Health Perspectives* (91), 33-37

- Rankin, C. W., Nriagu, J. O., Aggarwal, K., Arowolo, T. A., Adebayo, K., Flegal, A. R. (2005): Lead contamination in cocoa and cocoa products: isotopic evidence of global contamination. In: Environmental Health Perspectives (113), 1344-1348
- Reichl, F.-X. (Hg.) (2000): Taschenatlas der Umweltmedizin. Stuttgart: Thieme
- Reigart, R., Needleman, H., Nag, D., Maiya, P. P., Chatterjee, R., Parikh, D. J. (o. J.): Health effects of lead in children and adults
<http://www.leadpoison.net/studies/health.htm> (01.08.2004)
- Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft, ABI. L 163, S. 41
- Richtlinie 1999/45/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. Mai 1999 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Zubereitungen, ABI. L 200, S. 1
- Richtlinie 80/778/EWG des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, ABI. L 229, S. 11, zul. geä. durch RL 91/692/EWG, ABI. L 377, S. 48
- Richtlinie 84/500/EWG des Rates vom 15. Oktober 1984 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Keramikgegenstände, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen, ABI. L 277, S. 12
- Richtlinie 88/378/EWG des Rates vom 03. Mai 1988 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über die Sicherheit von Spielzeug, ABI. L 187, S. 1, zul. ber. am 30. März 2004, ABI. C 079, S. 15
- Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität, ABI. L 296, S. 55
- Richtlinie 98/70/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 1998 über die Qualität von Otto- und Dieselmotoren und zur Änderung der Richtlinie 93/12/EWG des Rates, ABI. L 350, S. 58
- Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 03. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, ABI. L 330, S. 32
- Riehm, G. (1994): Schwermetalle im Innenraum. Nachweis und Vorkommen in Hausstaub und Materialien. Frankfurt/M.: Wissenschafts-Verlag
- Robert Koch-Institut (2002): Der Bundes-Gesundheitssurvey – Baustein der Gesundheitssurveillance in Deutschland. Berlin: Eigendruck

- Romieu, I., Carreon, T., Lopez, L., Palazuelos, E., Rios, C., Manuel, Y., Hernandez-Avila, M. (1995): Environmental urban lead exposure and blood lead levels in children of Mexico City. In: Environmental Health Perspectives (103), 1036-1040
- Romieu, I., Lacasana, M., McConnell, R., Lead Research Group of the Pan-American Health Organization (1997): Lead exposure in Latin America and the Caribbean. In: Environmental Health Perspectives (105), 398
- Romieu, I., Palazuelos, E., Avila, M. H., Rios, C., Muñoz, I., Jimenez, C., Cahero, G. (1994): Sources of lead exposure in Mexico City. In: Environmental Health Perspectives (102), 384-389
- Römpf Lexikon Umwelt (1993), Stuttgart: Thieme
- Rösler, H. J., Fiedler, H. J. (1993): Spurenelementemissionen aus Kraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. o. O.: Eigendruck
- Schach, G. (1993): Spurenelemente in Oberflächengewässern und ihren Sedimenten. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Schilling, U., Mück, R., Heidemann, E. (2004): Bleiintoxikation durch Einnahme ayurvedischer Arzneimittel. In: Medizinische Klinik (99), 476-480
- Schleederer, S. M. (2001): Die Benutzung von Bleischrot gefährdet Mensch, Tier und Umwelt <http://www.oejv.de/archiv/bleischrot.htm> (02.08.2005)
- Schlegel, H., Kufner, G. (1976): Bleivergiftungs-Prävention. Moderne Labormethoden. In: Dtsch. Med. Wschr. (101), 246-247
- Schmidt, P., Seiser, A., Litzner, S. (1930): Bleivergiftung. Berlin: Urban & Schwarzenberg
- Schneider, K., Gerdes, H., Hassauer, M., Oltmanns, J., Schulze, J. (2002): Berücksichtigung der Risikogruppe Kind bei der Ableitung gesundheitsbezogener Umweltstandards. Freiburg: Umweltbundesamt
- Schnug, E., Haneklaus, S. (2001): Calcium carbonate pellets from drinking water decarbonisation as a substitute for lead in shotgun cartridges. In: Landbauforschung Völkenrode (51), 1-4
- Schulte-Rentrop, A., Coasta-Cabral, M. (2005): Modelling the overland transport of lead deposited from the atmosphere in the Elbe catchment over four decades (1958-1995). In: Water, Air, and Soil Pollution (160), 271-291

- Schulz, C. (2005): Umweltbundesamt II 1.2 (Umwelt-Survey, HBM-Kommission), Expertenkontakt via E-Mail am 10. Oktober 2005
- Schulz, C. (1998): Umwelt-Survey – Belastung der deutschen Wohnbevölkerung durch Umweltschadstoffe. In: Bundesgesundheitsblatt (41), 118-124
- Schulz, C., Babisch, W., Becker, K., Dürkop, J., Rosskamp, E., Seiwert, M., Steiner, M., Szewzyk, R., Ullrich, D., Englert, N., Seifert, B., Eis, D.: (2004): Kinder-Umwelt-Survey – das Umweltmodul im KiGGS. Teil 1: Konzeption und Untersuchungsprogramm. In: Bundesgesundheitsblatt (47), 1066-1072
- Schulz, C., Hoffmann, K., Seifert, B., Becker, K., Friedrich, C., Helm, D., Krause, C. (1998): Die korporale Schadstoffbelastung der 6- bis 14jährigen in Deutschland – Ergebnisse aus dem Umwelt-Survey 1990/92. In: Umweltmedizinischer Informationsdienst (4/1998), 68-77
- Schwartz, J. (1992): Low level health effects of lead: growth, developmental, and neurological disturbances. In: Needleman, H. L. (Hg.) (1992): Human lead exposure. Boca Raton: CRC
- Selevan, S. G., Landrigan, P. J., Stern, F. B., Jones, J. H. (1988): Lead and hypertension in a mortality study of lead smelter workers. In: Environmental Health Perspectives (78), 65-66
- Siebttes Buch des Sozialgesetzbuches (SGB VII) vom 07. August 1996, BGBl. I 1254, zul. geä. am 24. April 2006, BGBl. I 926
- Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen – 17. BImSchV) vom 14. August 2003, BGBl. I 1633
- Silbergeld, E. K. (1991): Lead in bone: implications for toxicology during pregnancy and lactation. In: Environmental Health Perspectives (91), 63-70
- Stadtgesundheitsamt Frankfurt (2004): Bleiprojekt – Aktueller Bearbeitungsstand
<http://www.frankfurt.de/sis/sis/detail.php?id=36885> (05.09.2005)
- Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien (2005): Erfolgskontrolle. Hamburg: Eigenverlag
- Stiftung Warentest (1996): Blei-Alarm. In: Test (9), 84-87
- Storch, v. H., Coasta-Cabral, M., Hagner, C., Feser, F. (2003): Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: A retrospective assessment. In: Science of the Total Environment (311), 151-176
- Storch, v. H., Hagner, C. (2004): Controlling lead concentrations in human blood by regulating the use of lead in gasoline. A case study in Germany. In: Ambio (33), 126-132
- Streit, B. (1992): Lexikon der Ökotoxikologie. Weinheim: VCH

- Stempel, M. L., Müller, L. (1995): Bleibelastung des Trinkwassers durch Leitungsmaterialien in öffentlichen Gebäuden – Blei-Messprogramm Bremen. In: Forum Städte-Hygiene (46), 259-264
- Thornton, I., Davies, D. J. A., Watt, J. M., Quinn, M. J. (1990): Lead exposure in young children from dust and soil in the United Kingdom. In: Environmental Health Perspectives (89), 55-60
- Tong, S., von Schirnding, Y. E., Prapamontol, T. (2000): Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. In: WHO Bulletin (78), 1068-1077
- Triebig, G. (1984): Schwere Blei-Polyneuropathie. Verlauf und Prognose – Ein kasuistischer Beitrag. In: Fortschr Med (102), 485-488
- Trotter, R. (1990): The cultural parameters of lead poisoning: A medical anthropologist's view of intervention in environmental lead exposure. In: Environmental Health Perspectives (89), 79-84
- Tunsch, A. (2004): Die berufliche Bleivergiftung gestern und heute. Dissertation. Universität Leipzig
- Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung, BGBl. 1983 II 548
- Umweltbundesamt (Hg.) (2005): Kinder-Umwelt-Survey (KUS). Berlin: Eigendruck
- Umweltbundesamt (2004a): Umweltbedingte Gesundheitsrisiken. Was ist bei Kindern anders als bei Erwachsenen? Berlin: Eigendruck
- Umweltbundesamt (2004b): Umweltdaten Deutschland: Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden Deutschlands
<http://www.env-it.de/umweltdaten> (19.09.2005)
- Umweltbundesamt (2003a): Umweltdaten Deutschland Online: Schwermetalldepositionen
<http://www.env-it.de/umweltdaten> (19.09.2005)
- Umweltbundesamt (2003b): Zur Problematik der Bleileitungen in der Trinkwasserversorgung. In: Bundesgesundheitsblatt (46), 825-826
- Umweltbundesamt (2000a): Jahresbericht 1999 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes. Berlin: Eigendruck
- Umweltbundesamt (2000b): Umweltdaten Deutschland Online: Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung der Luft
<http://www.env-it.de/umweltdaten> (19.09.2005)
- Umweltprobenbank des Bundes: Webseite
<http://www.umweltprobenbank.de> (20.10.2005)

- United Nations (1998): Global opportunities for reducing the use of leaded gasoline. o. O.: Eigendruck
- Valent, F., Little, D., Bertollini, R., Nemer, L. E., Barbone, F., Tamburlini, G. (2004): Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe. In: Lancet (363), 2032-2039
- Verband der Mineralstoffindustrie (2004): Richtlinien und Gesetze zur Verwendung von Farbmittel und Additiven für Lebensmittelbedarfsgegenstände, Spielzeug und medizinische Artikel. Frankfurt: Eigendruck
- Verordnung (EG) Nr. 466/2001 der Kommission vom 08. März 2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. ABl. L 77, S. 1, zul. geä. am 06. Juni 2005, ABl. L 143, S. 3
- Verordnung über die Mitteilungspflichten nach § 16e des Chemikaliengesetzes zur Vorbeugung und Information bei Vergiftungen (Gif tinfor mationsverordnung – ChemGif tInfoV) vom 31. Juli 1996, BGBl. I 1198, zul. geä. am 06. August 2002, BGBl. I 3082
- Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) vom 21. Mai 2001, BGBl. I 959, zul. geä. am 25. November 2003, BGBl. I 2304
- Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren (Batterieverordnung – BattV) vom 02. Juli 2001, BGBl. I 1486, zul. geä. am 09. September 2001, BGBl. I 2331
- Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen (Altfahrzeug-Verordnung – AltfahrzeugV) vom 21. Juni 2002, BGBl. I 2214, zul. geä. am 09. Februar 2006, BGBl. I 326
- Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln (Schadstoff-Höchst mengenverordnung – SHmV) vom 19. Dezember 2003, BGBl. I 2755, zul. geä. am 02. November 2005, BGBl. I 3154
- Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser (Mineral- und Tafelwasser-Verordnung – MinTafWV) vom 01. August 1984, BGBl. I 1036, zul. geä. am 01. September 2005, BGBl. I 2618
- Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV a. F.) vom 05. Dezember 1990, BGBl. I 2612, zul. geä. am 14. Dezember 2000, BGBl. I 1728
- Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung – Chem-VerbotsV) vom 13. Juni 2003, BGBl. I 867, zul. geä. am 21. Juni 2005, BGBl. I 1666

- Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen (Gefahrstoffverordnung – GefStoffV) vom 23. Dezember 2004, BGBl. I 3758, zul. geä. am 23. Dezember 2004, BGBl. I 3855
- Verordnung zur Ausführung des Bayerischen Jagdgesetzes (AVBayJG) vom 01. März 1983, GVBl. 51, zul. geä. am 23. März 2004, GVBl. 108
- Voack, C., Kayasseh, L., Galeazzi, R. L. (1993): Bleivergiftung nach Anwendung von „Hauspezialitäten“. In: Schweiz Med Wochenschr (123), 2198-2210
- Voigt, M., Eis, D. (2004): Pretest zum Umwelt-Survey für Kinder und Jugendliche. Band IV: Zusammenfassung der Bände I bis III. Berlin: Umweltbundesamt
- Voland, B. (1993): Schwermetallemissionen der Hüttenindustrie. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Wegelin, T., Gsponer, R. (1997): PAK und Schwermetalle in Böden entlang stark befahrener Straßen. In: UmweltPraxis (11), 27-29
- Weide, R., Engelhart, S., Färber, H., Kaufmann, F., Heymanns, J., Köppler, H. (2003): Chronische Bleivergiftung durch ayurvedische Heilpillen. In: Dtsch Med Wschr (128), 2418-2420
- Weiss, D., Shotyk, W., Kempf, O. (o. J.): Lead Pollution
<http://hbar.phys.msu.su/gorm/dating/lead.pdf> (24.09.2005)
- Weyermann, M., Brenner, H. (1997): Alcohol consumption and smoking habits as determinants of blood lead levels in a national population sample from Germany. In: Arch Environ Health (52), 233-239
- Wilhelm, M. (1999): Metalle und Metalloide: Blei. In: Mersch-Sundermann, V. (Hg.) (1999): Umweltmedizin. Grundlagen der Umweltmedizin, klinische Umweltmedizin, ökologische Medizin. Stuttgart: Thieme
- Wilhelm, M., Ewers, U. (1993): Umweltschadstoffe. IV-3: Metalle/Blei. 1. Erg. Lfg. 6/93. In: Wichmann, H. E., Schlipkötter, H.-W., Fülgraff, G. (1992): Handbuch der Umweltmedizin: Toxikologie, Epidemiologie, Hygiene, Belastungen, Wirkungen, Diagnostik, Prophylaxe. Landsberg/Lech: ecomed
- Wolf, C., Binder R., Barth, A., Konnaris, C., Rüdiger, H. W. (2001): Chronische Anämie und abdominale Schmerzen als Folge einer Bleiintoxikation. In: Dtsch Med Wschr (126), 556-558
- Wolf, U., Oberwöhrmann, S., Roßkamp, E., Schulz, C., Voigt, M., Wölke, G., Filipiak-Pittroff, B. (2004): Kinder-Umwelt-Survey – das Umweltmodul im KiGGS. Teil 2: Das erste Jahr Feldarbeit. In: Bundesgesundheitsblatt (47), 1073-1077
- World Health Organization (2004): Guidelines for drinking-water quality. 3. Aufl., Genf: Eigendruck

- World Health Organization (2003): Lead in drinking-water. Background document for development of WHO *Guidelines for drinking-water quality*. Genf: Eigendruck
- World Health Organization (2001): Air Quality Guidelines, 2. Aufl., Kopenhagen: Eigendruck
- World Health Organization (1995): Environmental Health Criteria 165: Inorganic Lead. Genf: Eigendruck
- Wünsch, M. (2003): Chronische, niedrig dosierte Bleibelastung bei Kindern – Auswirkungen auf die Niere. Dissertation. Medizinische Hochschule Hannover
- Zierath, R. (1993): Spurenelemente in Luft, Regen und Schnee. In: Fiedler, H. J., Rösler, H. J. (Hg.): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Jena: Fischer
- Zietz, B. (2005): Niedersächsisches Landesgesundheitsamt (Abteilung Umweltmedizin/ Epidemiologie), Expertenkontakt via E-Mail am 04. November 2005
- Zietz, B., Feige, C., Suchenwirth, R., Feil, F. (2005): Sanierungsfall Blei. In: Niedersächsisches Ärzteblatt (2005), 32-33
- Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImSchV) vom 11. September 2002, BGBl. I 3626, zul geä. am 13. Juli 2004, BGBl. I 1612

ANHANG

Abbildungsverzeichnis zum Anhang

Abb. A 1:	Bleiglanz (PbS, Galenit).....	139
Abb. A 2:	Weißbleierz (PbCO ₃ , Cerussit).....	139
Abb. A 3:	Bleivitriol (PbSO ₄ , Anglesit).....	139
Abb. A 4:	BK 1101: Verdachtsanzeigen, anerkannte BKen und BK-Renten für die Jahre 1994 bis 2003.....	141
Abb. A 5:	BK 1101: Todesfälle für die Jahre 1994 bis 2003.....	142
Abb. A 6:	Depositionsraten für Blei für die Jahre 1996 und 1999 in einem 50x50 Raster.....	144
Abb. A 7:	Jährlicher Benzinverkauf und Bleimissionen in Deutschland für die Jahre 1945 bis 1995.....	145
Abb. A 8:	Bleigehalte in Moosen in Deutschland – Ergebnisse des Moosmonitorings 1995/96... 146	
Abb. A 9:	Bundesweite Hintergrundwerte für Blei im Oberboden (90. Perzentilwerte).....	150

Tabellenverzeichnis zum Anhang

Tab. A 1:	Übersicht über relevante Bleiverbindungen, deren Eigenschaften und Verwendung... 137	
Tab. A 2:	Liste der Berufskrankheiten in der Übersicht.....	140
Tab. A 3:	Bleimissionen in die Atmosphäre in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2002.....	143
Tab. A 4:	Bundesweite Hintergrundwerte für Blei in Böden.....	147

Tab. A 1: Übersicht über relevante Bleiverbindungen, deren Eigenschaften und Verwendung

Bleiverbindung	chem. Formel	Eigenschaften	Verwendung	Besonderheiten
Blei(II)acetat	$\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$	weißes, kristallines Pulver mit süßem Geschmack; Wasserlöslichkeit: 443 g/l	Bleibeschichtung von Metallen; Verwendung in der Baumwollfärberei und Druckerei	auch als „Bleizucker“ bezeichnet; (Selbst-) Mordgift ; Bleiessig: Bezeichnung für die konzentrierte wässrige Lösung; Bleiwasser: Bezeichnung für die verdünnte wässrige Lösung; in Tierversuchen kanzerogene Wirkung nachgewiesen
Bleiamid	PbN_6		Initialsprengstoff für militärische Zwecke	stärkere Explosivkraft als TNT
Bleiarsenat	$\text{Pb}_3(\text{AsO}_4)_2$		Schädlingsbekämpfungsmittel (Weinbau und Obstplantagen)	Verwendung als Schädlingsbekämpfungsmittel seit 1963 in der BRD verboten; als kanzerogen eingestuft
Blei(II)bromid	PbBr_2	weißer Feststoff; Wasserlöslichkeit: 9,7 g/l		entsteht bei der Verbrennung von bleihaltigem Benzin
Bleicarbonat	PbCO_3	weißes kristallines Pulver; Wasserlöslichkeit: 1,7 mg/l	Anstriche; Keramikglasuren	auch als Cerussit oder Weißbleierz bezeichnet
Blei(II)chlorid	PbCl_2	weißer kristalliner Feststoff; Wasserlöslichkeit: 10,8 g/l	Ausgangsstoff für die Herstellung von Bleichromat	entsteht bei der Verbrennung von bleihaltigem Benzin
Bleichromat	PbCrO_4	kristalliner Feststoff; in Wasser unlöslich	Pigment und Stabilisator in Kunststoffen, Farben und Keramikglasuren	kanzerogene Wirkung bei Inhalation
Bleicyanamid	$\text{Pb}(\text{CN})_2$		Rostschutz- und Grundfarbe	
Bleifluorid	PbF_2	Feststoff; schwer wasserlöslich	Strahlungsmessung in Atomkraftwerken; Herstellung von Beobachtungsfenstern in Kernreaktoren	
Bleihydroxid	$\text{Pb}(\text{OH})_2$	Feststoff; Wasserlöslichkeit: 160 mg/l		entsteht beim Durchleiten von Wasser durch Bleirohre
Bleijodid	PbJ_2	Wasserlöslichkeit: 630 mg/l (kaltes Wasser)	zum Bronzieren, Drucken, Photographieren; für Mosaikgold	
Bleinitrat	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	kristalliner Feststoff; Wasserlöslichkeit: 600 g/l	Sauerstoffträger in der Pyrotechnik; Herstellung von Textilbeizen und Streichhölzern; Oxidationsmittel in der Farbstoffindustrie	starkes Oxidationsmittel; gilt als toxisch für den Menschen

Fortsetzung Tab. A 1: Übersicht über relevante Bleiverbindungen, deren Eigenschaften und Verwendung

Bleiverbindung	chem. Formel	Eigenschaften	Verwendung	Besonderheiten
Blei(II)oxidchromat	Pb ₂ OCrO ₄			Krebsrisiko für die Atemwege
Blei(II)oxid	PbO	Roter oder gelber Feststoff; Wasserlöslichkeit: 0,02 g/l	Verwendung in der Glas- und Keramikmanufaktur; Herstellung von Akkumulatoren; Malerfarbe (Antike bis Renaissance); Ausgangsstoff für Mennige	auch als Bleimonoxid oder Bleiglätte bezeichnet
Blei(II/IV)oxid	Pb ₃ O ₄	roter pulverförmiger Feststoff; in Wasser unlöslich	Herstellung von Korrosionsschutzanstrichen für Stahl; Herstellung von Kitten und Glasuren	auch als Mennige bezeichnet
Blei(IV)oxid	PbO ₂	schwarzbrauner Feststoff; in Wasser unlöslich	Herstellung von Zündhölzern, Feuerwerkskörpern, Elektroden in Bleiakkumulatoren	auch als Bleidioxid bezeichnet; starkes Oxidationsmittel
Bleiphosphat	Pb ₃ (PO ₄) ₂	weißer Feststoff; Wasserlöslichkeit: 0,13 mg/l		kanzerogene Wirkung in Tierversuchen nachgewiesen
Bleiselenit	PbSe		Verwendung als Halbleiter	auch als Clausthalit bezeichnet, natürlich vorkommendes Mineral
Bleisulfat	PbSO ₄	weißes, kristallines Pulver; Wasserlöslichkeit: 0,045 g/l	Beschwerungsmittel; Bereitung von Leinölfirnis; weiße Malerfarbe	auch als Anglesit oder Bleivitriol bezeichnet
Bleisulfid	PbS	schwarzer pulverförmiger Feststoff; in Wasser unlöslich; Halbleitereigenschaften	Einsatz bei der Gewinnung von metallischem Blei	auch als Bleiglanz bezeichnet; kommt in der Natur als wichtigstes Bleimineral vor
Bleitetraethyl	Pb(C ₂ H ₅) ₄	farblose ölige Flüssigkeit; in Wasser unlöslich; lipophil; stark flüchtig	Antiklopfmittel in Benzinmotoren	auch als Tetraethylblei bezeichnet; starke Einschränkung des Einsatzes in Kraftfahrstoffen; toxische Wirkung v. a. auf das Zentralnervensystem
Bleitetramethyl	Pb(CH ₃) ₄	Flüssigkeit; in Wasser unlöslich; lipophil	Antiklopfmittel in Benzinmotoren	auch als Tetramethylblei bezeichnet; starke Einschränkung des Einsatzes in Kraftfahrstoffen; toxische Wirkung v. a. auf das Zentralnervensystem
Bleiweiß	Pb ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	Feststoff; in Wasser unlöslich	weißes Farbpigment	auch als Bleicarbonat, Kremserweiß oder Cerussa bezeichnet; sehr toxisch ; in Farben häufig durch Zinkoxid ersetzt

Quelle: Behrends et al. 1980, Böhm 2003, von Derschau 1995a, DFG 1999, Koch 1991, Streit 1992



Abb. A 1: Bleiglanz (PbS, Galenit)

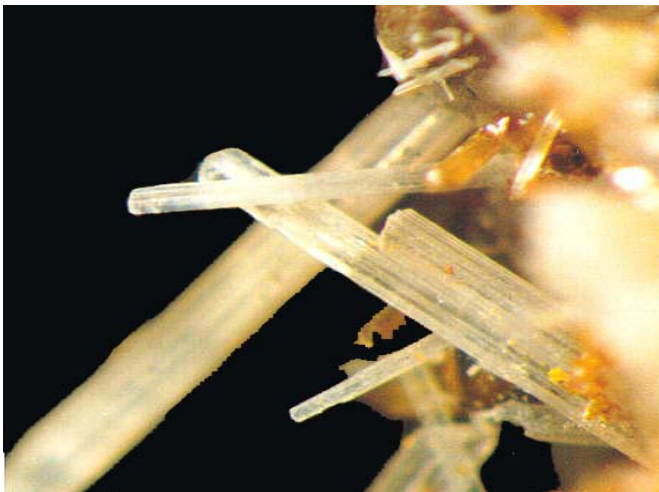


Abb. A 2: Weißbleierz (PbCO₃, Cerussit)



Abb. A 3: Bleivitriol (PbSO₄, Anglesit)

Quelle Abb. A 1 bis A 3: Mineralienatlas unter www.mineralienatlas.de (08.09.2005)

Tab. A 2: Liste der Berufskrankheiten in der Übersicht

BK-Nr.	Bezeichnung
1	Durch chemische Einwirkungen verursachte Krankheiten
11	Metalle und Metalloide
12	Erstickungsgase
13	Lösemittel, Schädlingsbekämpfungsmittel (Pestizide) und sonstige chemische Stoffe
2	Durch physikalische Einwirkungen verursachte Krankheiten
21	Mechanische Einwirkungen
22	Druckluft
23	Lärm
24	Strahlen
3	Durch Infektionserreger oder Parasiten verursachte Krankheiten sowie Tropenkrankheiten
4	Erkrankungen der Atemwege und der Lungen, des Rippenfells und Bauchfells
41	Erkrankungen durch anorganische Stäube
42	Erkrankungen durch organische Stäube
43	Obstruktive Atemwegserkrankungen
5	Hautkrankheiten
6	Krankheiten sonstiger Ursache

Quelle: Berufskrankheiten-Verordnung, Anlage

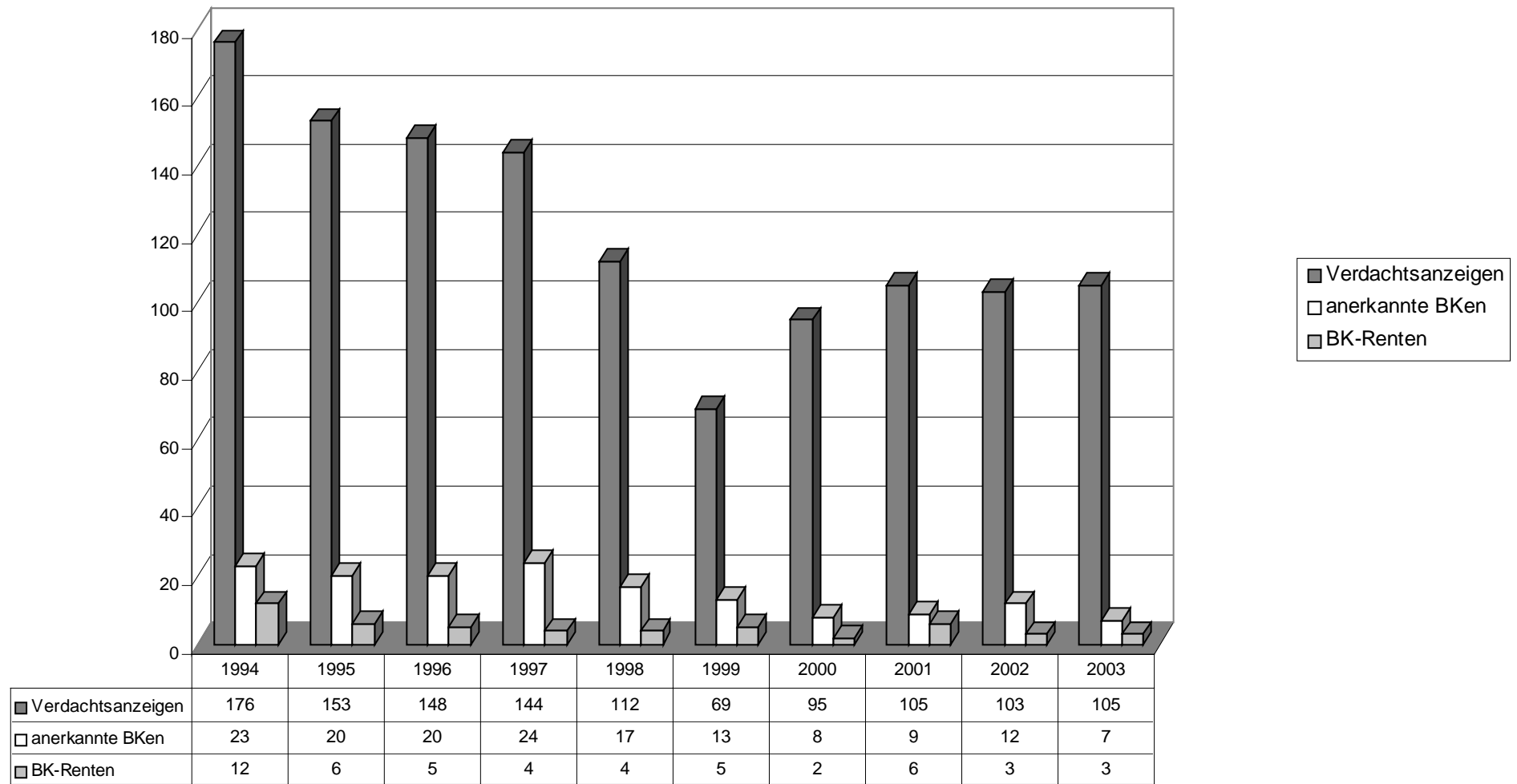


Abb. A 4: BK 1101: Verdachtsanzeigen, anerkannte BKEn und BK-Renten für die Jahre 1994 bis 2003

Quelle: HVBG unter www.hvbg.de (20.07.2005)

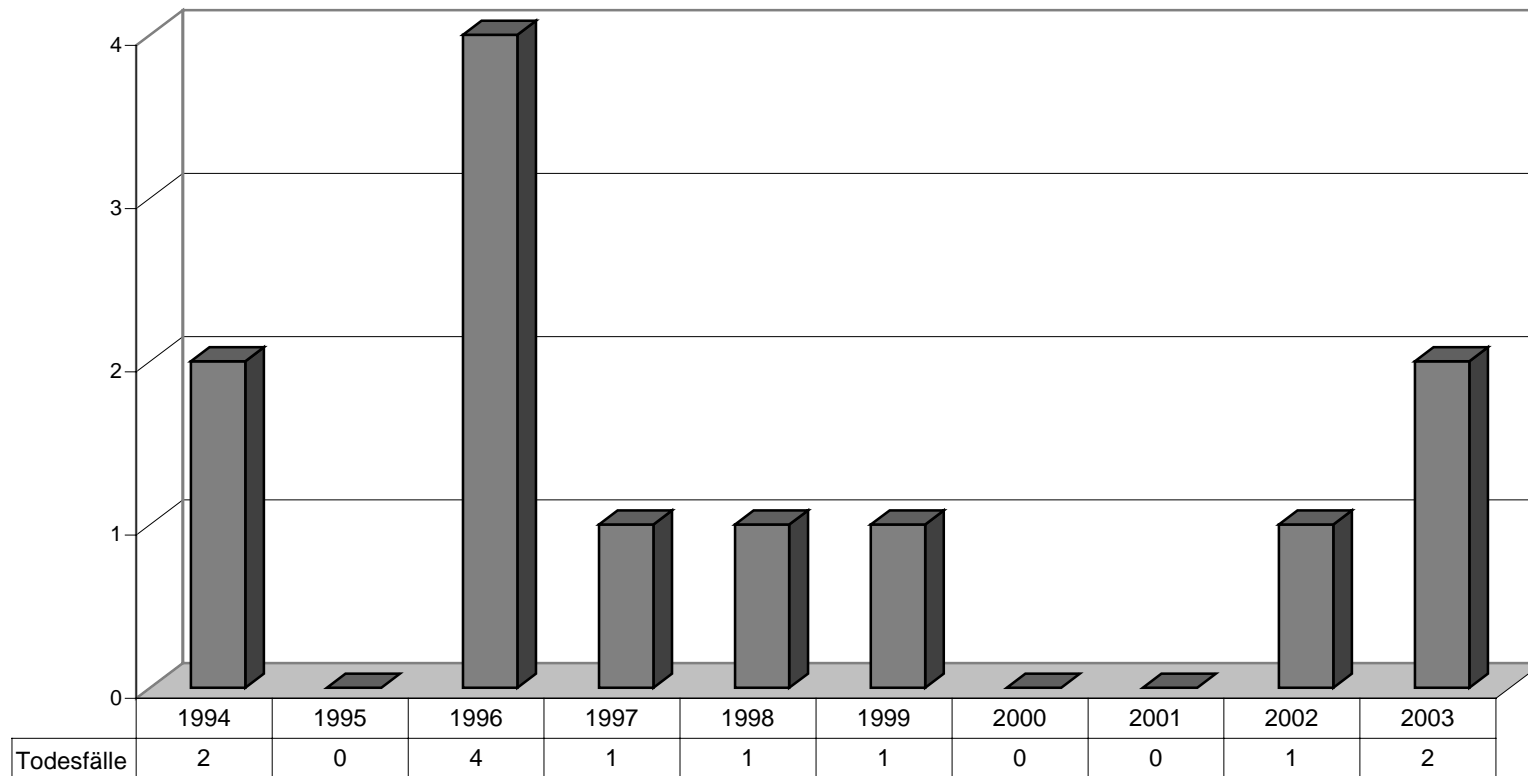


Abb. A 5: BK 1101: Todesfälle für die Jahre 1994 bis 2003

Quelle: HVBG unter www.hvbg.de (20.07.2005)

Tab. A 3: Bleiemissionen in die Atmosphäre in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2002

Jahr	Bleiemissionen in t/a
1990	2323,00
1991	1984,80
1992	1646,60
1993	1308,40
1994	970,20
1995	632,00
1996	609,47
1997	586,93
1998	564,40
1999	541,87
2000	519,33
2001	496,80
2002	474,27

Quelle: MSC-E (2004)

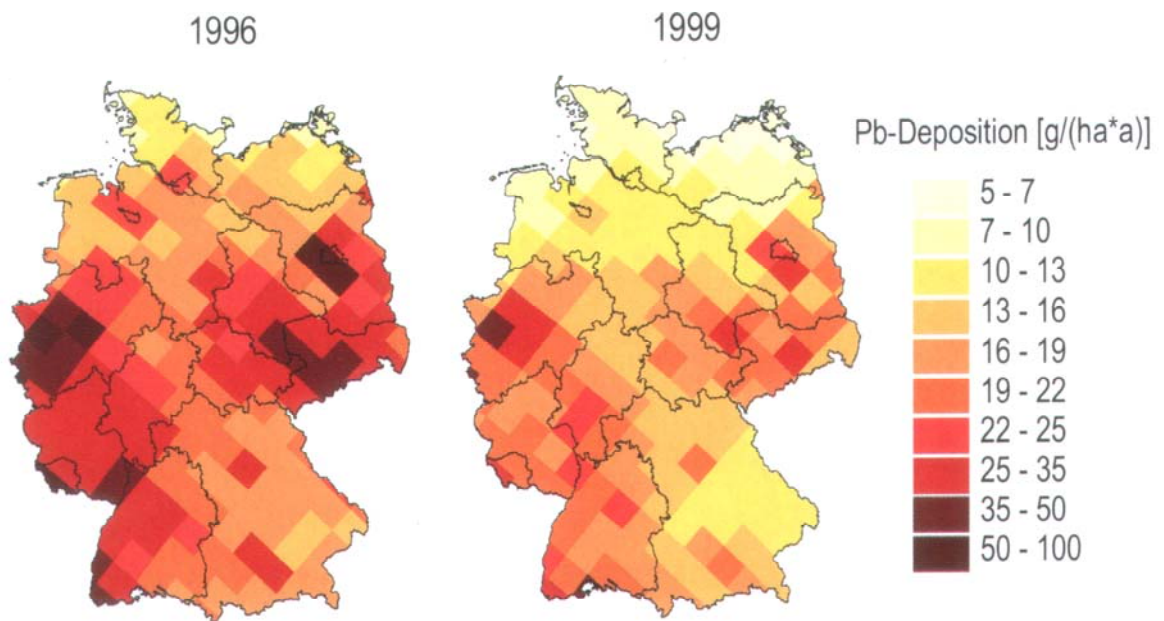


Abb. A 6: Depositionsraten für Blei für die Jahre 1996 und 1999 in einem 50x50 Raster

Quelle: Fuchs et al. 2002

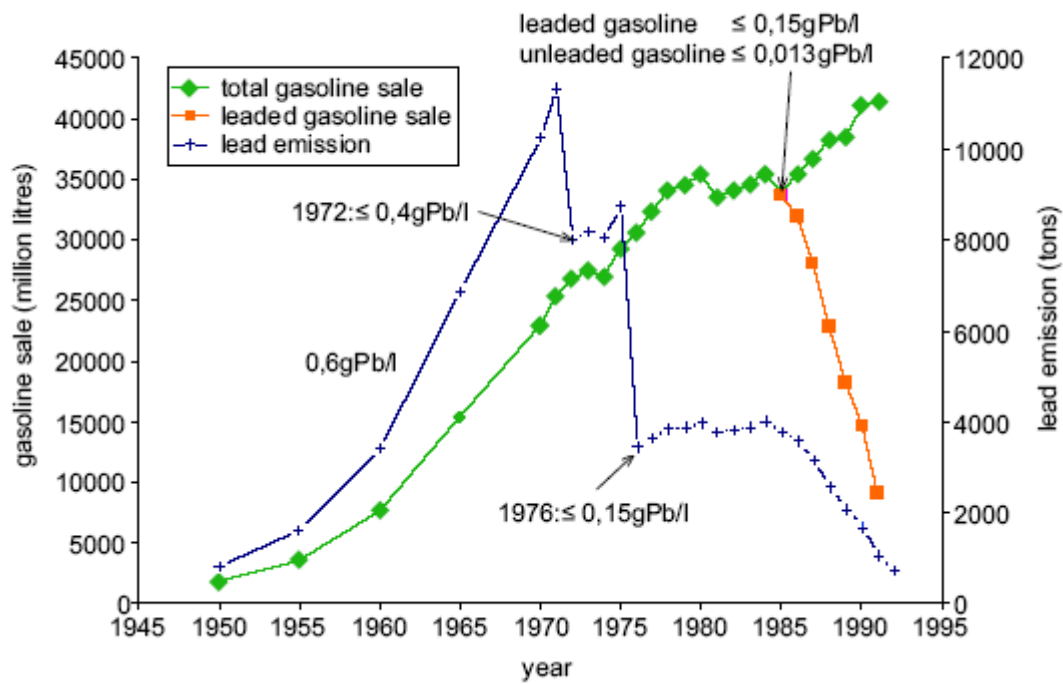
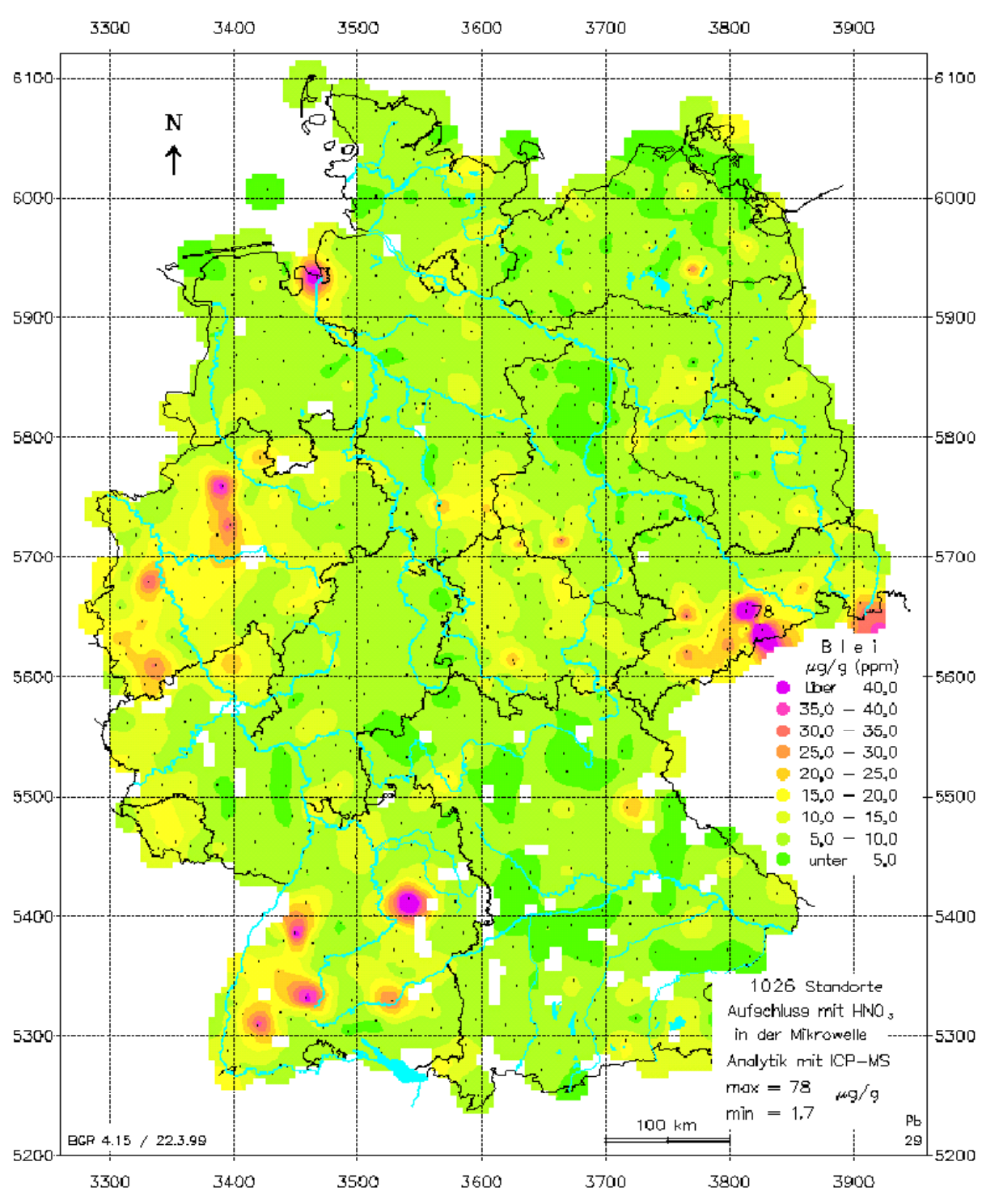


Abb. A 7: Jährlicher Benzinverkauf und Bleiemissionen in Deutschland für die Jahre 1945 bis 1995

Quelle: von Storch et al. 2003



UBA F+E 10802087/01

Literatur : Siewers, U. & Herpin, U. (1998) : Schwermetalleinträge in Deutschland. Moos - Monitoring 1995 / 96 - Teil I. - Geol. Jahrb. Sonderheft SD 2: 1-200; Hannover.

Abb. A 8: Bleigehalte in Moosen in Deutschland – Ergebnisse des Moosmonitorings 1995/96

Tab. A 4: Bundesweite Hintergrundwerte für Blei in Böden

Boden	Blei (mg/kg) 50. Perzentil	Blei (mg/kg) 90. Perzentil
Fluss- und Schotterablagerungen		
Acker Oberboden	29	47
Wald Oberboden	38	130
Unterboden	15	22
Untergrund	10	17
Sande		
Acker Oberboden – NW	15	23
Acker Oberboden – NO	18	38
Grünland Oberboden – NW	16	29
Grünland Oberboden – NO	20	48
Wald Oberboden – NW	23	86
Wald Oberboden – NO	18	41
Unterboden	5,4	12
Untergrund	3,1	8,5
Geschiebemergel / Geschiebelehm im Wechsel mit geringmächtigen sandigen Deckschichten		
Acker Oberboden	16	44
Wald Oberboden	15	33
Torfe		
Grünland organischer Oberboden – NO	26	48
Unterboden / Untergrund	9,3	22
Geschiebemergel / Geschiebelehme		
Acker Oberboden – NO	9,4	29
Grünland Oberboden – NO	16	26
Wald Oberboden – S	31	54
Unterboden – N	8,2	31
Unterboden – S	17	28
Untergrund – N	7,5	29
Untergrund – S	11	28

Fortsetzung Tab. A 4: Bundesweite Hintergrundwerte für Blei in Böden

Boden	Blei (mg/kg) 50. Perzentil	Blei (mg/kg) 90. Perzentil
Lösse		
Acker Oberboden	31	60
Grünland Oberboden	41	61
Wald Oberboden	39	99
Unterboden	16	26
Untergrund	16	32
Sandlössse		
Acker Oberboden	29	41
Wald Oberboden	50	151
Unterboden	12	17
Untergrund	7,5	20
Periglaziäre Deckschichten über Carbonatgesteinen		
Acker Oberboden	30	60
Grünland Oberboden	42	63
Wald Oberboden	62	115
Unterboden - lösslehmreich	22	52
Unterboden - lösslehmarm	28	68
Untergrund	20	56
Periglaziäre Deckschichten über Tongesteinen		
Acker Oberboden	39	85
Grünland Oberboden	50	99
Wald Oberboden	85	205
Unterboden - lösslehmreich	24	48
Unterboden - lösslehmarm	23	53
Untergrund	21	51
Periglaziäre Deckschichten über Sandsteinen		
Acker Oberboden	24	48
Grünland Oberboden	20	33
Wald Oberboden	35	94
Unterboden - lösslehmreich	18	42
Unterboden - lösslehmarm	12	25
Untergrund	11	25

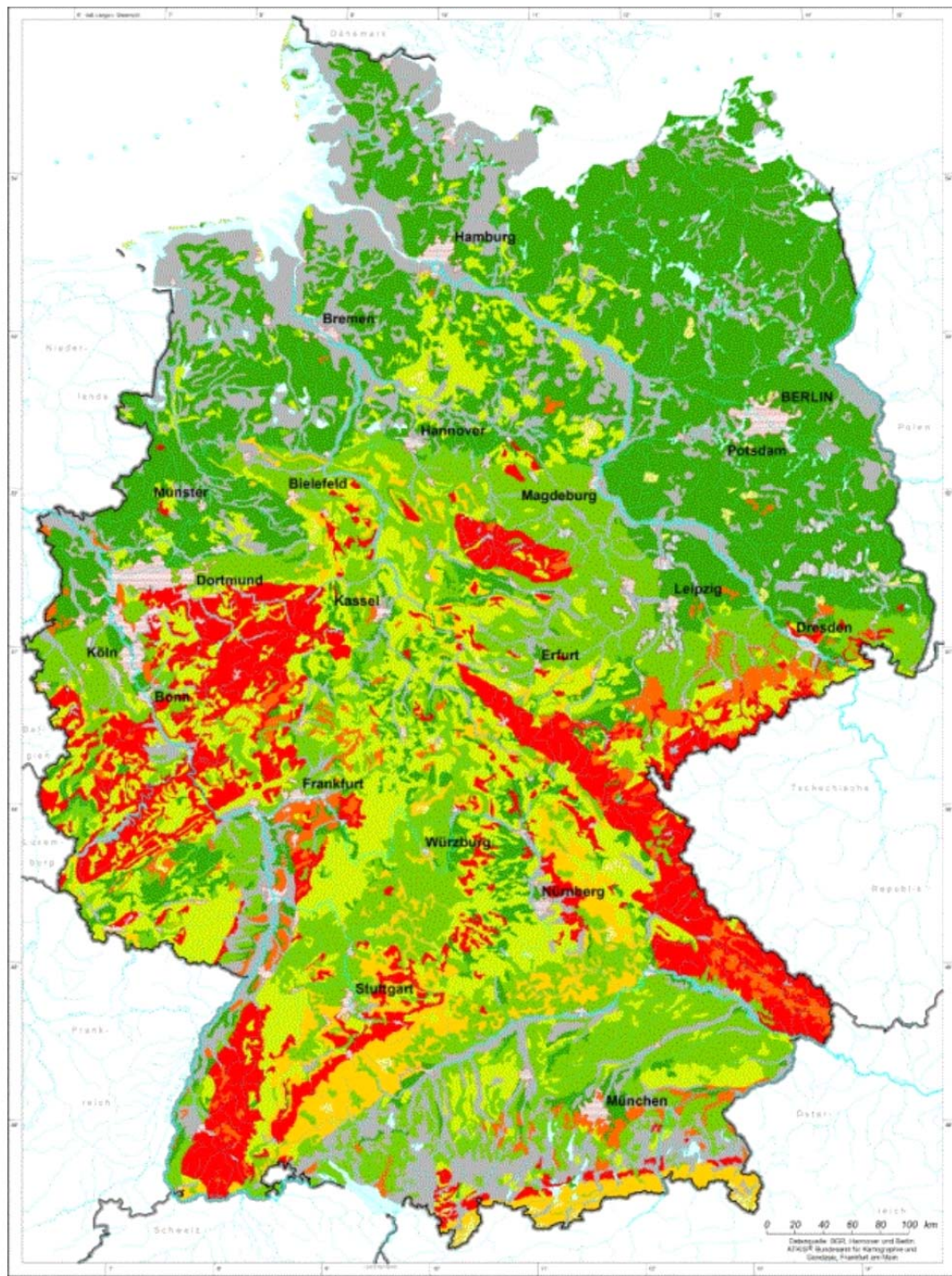
Fortsetzung Tab. A 4: Bundesweite Hintergrundwerte für Blei in Böden

Boden	Blei (mg/kg) 50. Perzentil	Blei (mg/kg) 90. Perzentil
Periglaziäre Deckschichten über intermediären und basischen Magmatiten und Metamorphiten		
Acker Oberboden	37	59
Grünland Oberboden	46	79
Wald Oberboden	87	129
Basische Magmatite und Metamorphite		
Unterboden - lösslehmreich	30	42
Unterboden - lösslehmarm	27	40
Untergrund	29	48
Periglaziäre Deckschichten über sauren Magmatiten und Metamorphiten		
Acker Oberboden	71	143
Grünland Oberboden	86	131
Wald Oberboden	39	189
Granite und Rhyolithe		
Unterboden – lösslehmarm	24	59
Untergrund	27	68
Gneise		
Unterboden – lösslehmarm	21	41
Untergrund	17	37
Glimmerschiefer		
Unterboden – lösslehmarm	26	56
Untergrund	23	68

Quelle: LABO (2003)

Abkürzungen:

N Norddeutschland
 NO Nordostdeutschland
 NW Nordwestdeutschland
 S Süddeutschland



Quelle: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover 2004

Abb. A 9: Bundesweite Hintergrundwerte für Blei im Oberboden (90. Perzentilwerte)

