

Série
Cadernos de Referência
Ambiental
v. 3

Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos

Monica M. B. Paoliello

Mestre

Alice A. M. Chasin

Doutor



Salvador
2001

Série Cadernos de Referência Ambiental, v. 3

Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos

Copyright © 2001 Centro de Recursos Ambientais - CRA

Todos os direitos reservados e protegidos pela Lei 5988 de 14/12/73.

Nenhuma parte deste livro poderá ser reproduzida ou transmitida sem autorização prévia por escrito da Editora, sejam quais forem os meios empregados: eletrônicos, mecânicos, fotográficos, gravações ou quaisquer outros.

GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA

CÉSAR BORGES

**SECRETARIA DO PLANEJAMENTO,
CIÊNCIA E TECNOLOGIA**

LUIZ CARREIRA

CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS - CRA

FAUSTO AZEVEDO



Catálogo na Fonte do Departamento Nacional do Livro

N194e

Paoliello, Monica Maria Bastos.

Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos /

Monica M. B. Paoliello, Alice A. M. Chasin. -

Salvador : CRA, 2001.

144 p. ; 15 x 21cm. - (Cadernos de referência
ambiental ; v. 3)

ISBN 85-88595-02-8

1. Chumbo - Aspectos ambientais. 2. Chumbo -
Toxicologia. I. (Chasin, Alice Aparecida da Matta. II.
Centro de Recursos Ambientais (BA) III. Título. IV.
Série.

CDD - 363.738

CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS - CRA

Rua São Francisco, 1 - Monte Serrat

42425-060 – Salvador - BA - Brasil

Tel.: (0**71) 310-1400 - Fax: (0**71) 314-1414

cra@cra.ba.gov.br / www.cra.ba.gov.br

Os metais apresentam uma longa e remota intimidade com a história da humanidade. Não fossem eles, seja por uma beleza encantadora, seja por características imediatamente úteis em cada momento próprio, e, por óbvio, não teríamos chegado até aqui, pelo menos na forma como hoje nos conhecemos.

Presentes nas ferramentas que permitiram grandes saltos evolutivos, presentes em processos de magia, nas artes também, e depois nas ciências, eles são, indubitavelmente, parceiros na grande escalada humana.

Mas apesar de tanta e tão extensa convivência, nem todos os registros são positivos. Isto é, muitos dos metais, ao lado de seus indiscutíveis benefícios, também se mostram associados a um legado de injúrias e dores, no plano coletivo e no individual. A bem da verdade, esses fatos negativos não derivaram de malignidades inerentes aos metais, porém de usos inadequados que por várias vezes deles foram feitos.

A pergunta que então se explicita é se podem eles, além de suas vantagens muitas já bem conhecidas e dominadas, trazer embutidas quantidades de perigo e de ameaça. A resposta é sim. A pergunta subsequente automática fica sendo: e como tirar cada proveito de seu uso impedindo simultaneamente qualquer possibilidade ameaçadora?

Aí a resposta é uma só: conhecimento, o qual precisa ser permanentemente buscado e atualizado.

Eis o propósito desses sete volumes que inauguram a série *Cadernos de Referência Ambiental*, publicação do Núcleo de Estudos Avançados do Meio Ambiente (NEAMA), do CRA, cobrindo mercúrio, cobre, chumbo, ferro, cromo, cádmio e manganês.

Construir e estimular inteligência de gestão ambiental é o propósito do NEAMA. Tal missão se coaduna com o que acabamos de antes escrever. Destarte, poderíamos resumir assim: essa é uma modesta

contribuição para melhor virmos a entender, no ambiente local, a ecocinética e a ecodinâmica de alguns metais de nosso interesse imediato. Esses textos que ora entregues à comunidade, todos de alta qualidade científica, fazem parte de um grande esforço para planejar as ações de gerenciamento de suas presenças em nossos compartimentos ambientais. Às revisões monográficas devem-se seguir medidas concretas de determinação e vigilância ambientais e de inventário do uso corrente.

É motivo de múltiplo júbilo poder redigir essa singela nota. Primeiro, por um dia haver tido a pretensão de ser um profissional dessa especialidade: ecotoxicólogo. Segundo, por estar vivendo a honrosa oportunidade de liderar o CRA, quando a instituição lança ousados projetos de aprimoramento da gestão ambiental, inclusive no que concerne à produção, sistematização e circulação de informações técnico-científicas.

E, em terceiro lugar, por apresentar aos leitores um conjunto de textos produzidos por oito especialistas, de respeitáveis currículos em toxicologia e comprovadas experiências profissionais, e que têm-nos distinguido com suas amizades.

Poucas vezes na história dos órgãos ambientais do país houve a feliz reunião dos fatores que levaram a esse importante produto agora lançado pelo CRA. Que seu valor e sua utilidade atinjam a todos quanto estão empenhados em construir e garantir um ambiente melhor.

Centro de Recursos Ambientais

Fausto Azevedo

Diretor Geral



O Centro de Recursos Ambientais - CRA, ao criar o Núcleo de Estudos Avançados do Meio Ambiente - NEAMA, dá um passo significativo na busca da excelência técnico-científica sobre as questões ambientais e do desenvolvimento sustentável no Estado da Bahia.

As monografias sobre a ecotoxicologia dos metais Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês e Mercúrio marcam o início da publicação, pelo NEAMA, da Série Cadernos de Referência Ambiental, que divulgará o conhecimento técnico-científico de interesse das universidades, institutos de pesquisas, empresas, organizações governamentais e não governamentais como subsídio às ações e programas governamentais e privados e da sociedade, cujo desenvolvimento interfere na conservação e na qualidade ambientais.

Esta publicação fornece uma base sólida sobre a identificação de cada metal e seus compostos; as propriedades físico-químicas; a ocorrência, o uso e as fontes de exposição; o transporte, a distribuição e a transformação no meio ambiente; os padrões de contaminação ambiental e da exposição humana; as formas tóxicas e os efeitos à saúde; a avaliação dos riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

Ao disponibilizar as investigações desenvolvidas por especialistas das diversas áreas do conhecimento, cumpre o NEAMA o seu papel de promover e apoiar o desenvolvimento de pesquisas em ciências ambientais, proporcionando a qualificação do capital humano e institucional em práticas aplicadas à gestão dos recursos naturais, inserindo a temática ambiental no âmbito da sociedade.

Centro de Recursos Ambientais

Teresa Lúcia Muricy de Abreu

Diretora de Recursos Ambientais

Série Cadernos de Referência Ambiental

v. 1 - Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos

v. 2 - Ecotoxicologia do cobre e seus compostos

SOBRE OS AUTORES

Monica Maria Bastos Paoliello

Bacharel em Ciências Biológicas, modalidade Medicina, pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Aperfeiçoamento/Especialização em Metodologia do Ensino Superior (UEL). Mestre em Ciência de Alimentos (UEL). Aperfeiçoamento/Especialização em *Introductory Trends Course in Medical Education, University of Dundee*, Escócia. Doutoranda em Saúde Coletiva pela Universidade Estadual de Campinas (SP). Ministra aulas de Toxicologia no Ensino de Pós-Graduação, em Análises Clínicas e Toxicológicas (UEL). Ministra aulas de Toxicologia do curso de graduação de Farmácia e Bioquímica (UEL). Desenvolve pesquisa de exposição ambiental e ocupacional a metais (chumbo e cádmio) como bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Alice Aparecida da Matta Chasin

Farmacêutica-bioquímica pela Universidade Estadual Paulista. Mestre em Análises Toxicológicas pela Faculdade de Ciências Farmacêuticas (FCF) da Universidade de São Paulo (USP). Desenvolveu parte de seu programa de doutorado no *Center for Human Toxicology* da *University of Utah* (USA), com bolsa de estudos do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Doutor em Toxicologia (FCF/USP). Perito Criminal Toxicologista no Núcleo de Toxicologia Forense do Instituto Médico Legal do Estado de São Paulo. Professor Titular de Toxicologia no Curso de Farmácia e Bioquímica da Faculdade de Ciências Farmacêuticas e Bioquímicas “Oswaldo Cruz”, responsável pelas disciplinas Toxicologia Geral, Toxicologia Industrial e Gestão da Qualidade; membro da *The International Association of Forensic Toxicologists* (TIAFT) e representante da entidade no Brasil. Orientadora do Curso de Pós-Graduação (FCF/USP).

PRODUÇÃO DE MONOGRAFIA

InterTox

www.intertox.com.br

intertox@uol.com.br

COORDENAÇÃO TÉCNICA

Alice A. M. Chasin

COORDENAÇÃO ADMINISTRATIVA

Moysés Chasin

TECNOLOGIA DA INFORMAÇÃO

Marcus E. M. da Matta

PRODUÇÃO EDITORIAL



alquimed@svn.com.br

COORDENAÇÃO EDITORIAL

E PROJETO GRÁFICO

Ricardo Baroud

REVISÃO DE TEXTOS

Helena Guimarães

PRODUÇÃO ARTÍSTICA

lynunesmaia@bol.com.br

CONCEPÇÃO, COORDENAÇÃO

E CAPA

Magaly Nunesmaia

CAPA E ILUSTRAÇÕES

Antonello L'Abbate

PRODUÇÃO GRÁFICA



COORDENAÇÃO E IMPRESSÃO GRÁFICA

Jeffrey Bittencourt Ordine

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA

Josy Pereira

Índice

| | |
|---|-----------|
| 1 Identificação do metal e seus compostos..... | 19 |
| 1.1 Sinônimos e nomes comerciais..... | 20 |
| 1.2 Identificadores..... | 20 |
| 1.3 Aspecto e forma..... | 20 |
| 2 Propriedades físico-químicas..... | 23 |
| 3 Ocorrência, uso e fontes de exposição..... | 27 |
| 3.1 Ciclo e ocorrência na natureza..... | 28 |
| 3.2 Produção..... | 30 |
| 3.3 Uso industrial..... | 34 |
| 3.3.1 Baterias de chumbo-ácido..... | 39 |
| 3.4 Fontes de contaminação ambiental..... | 41 |
| 3.5 Contaminação ambiental..... | 42 |
| 3.5.1 Ar..... | 42 |
| 3.5.2 Água e sedimentos..... | 47 |
| 3.5.3 Solo..... | 50 |
| 4 Transporte, distribuição e transformação no meio ambiente..... | 53 |
| 4.1 Transporte ambiental e distribuição..... | 54 |
| 4.1.1 Ar..... | 54 |
| 4.1.2 Água e sedimento..... | 55 |
| 4.1.3 Solo..... | 55 |
| 4.1.4 Efluentes e lodo de esgoto..... | 57 |
| 4.1.5 Biodegradação e degradação abiótica..... | 57 |

| | |
|---|------------|
| 4.2 Bioacumulação..... | 57 |
| 4.2.1 Microrganismos..... | 57 |
| 4.2.2 Plantas e animais aquáticos..... | 59 |
| 4.2.3 Plantas e animais terrestres..... | 61 |
| 4.3 Riscos ao meio ambiente e acidentes relatados..... | 64 |
| 5 Padrões de contaminação ambiental e de exposição humana..... | 67 |
| 5.1 Exposição ambiental..... | 68 |
| 5.1.1 Ar..... | 68 |
| 5.1.2 Solo..... | 69 |
| 5.2 Exposição da população em geral..... | 72 |
| 5.2.1 Alimentos e bebidas..... | 72 |
| 5.2.2 Água para consumo..... | 78 |
| 5.2.3 Outras exposições..... | 79 |
| 5.3 Exposição ocupacional..... | 81 |
| 5.4 Ingresso corpóreo humano total..... | 86 |
| 5.4.1 Níveis de chumbo em sangue de várias populações..... | 87 |
| 6 Formas tóxicas e efeitos à saúde..... | 95 |
| 6.1 Mortalidade..... | 96 |
| 6.2 Efeitos sistêmicos..... | 97 |
| 6.2.1 Efeitos cardiovasculares..... | 97 |
| 6.2.2 Efeitos gastrintestinais..... | 97 |
| 6.2.3 Efeitos hematológicos..... | 98 |
| 6.2.4 Efeitos renais..... | 99 |
| 6.3 Efeitos neurológicos..... | 100 |
| 6.3.1 Adultos..... | 100 |
| 6.3.2 Crianças..... | 101 |
| 6.4 Efeitos imunológicos..... | 102 |
| 7 Toxicocinética..... | 112 |
| 7.1 Absorção..... | 112 |
| 7.1.1 Pulmonar..... | 112 |
| 7.1.2 Oral..... | 113 |
| 7.1.3 Cutânea..... | 113 |
| 7.2 Distribuição..... | 113 |
| 7.3 Eliminação..... | 115 |

| | |
|--|------------|
| 8 Toxicodinâmica..... | 117 |
| 9 Avaliação dos riscos à saúde humana e ao meio ambiente..... | 121 |
| 10 Metodologia analítica..... | 125 |
| 11 Gestão de resíduos..... | 129 |
| 12 Conclusões e recomendações..... | 133 |
| Referências bibliográficas..... | 135 |

Lista de Tabelas

| | |
|--|----|
| TABELA 1 – Identificadores e propriedades físico-químicas do chumbo e de alguns sais..... | 24 |
| TABELA 2 – Concentrações de chumbo em águas subterrâneas de várias origens..... | 29 |
| TABELA 3 – Faixas de concentrações de chumbo consideradas aceitáveis em águas subterrâneas ($\mu\text{g/L}$)..... | 29 |
| TABELA 4 – Concentrações de chumbo dissolvido em rios não contaminados..... | 30 |
| TABELA 5 – Concentrações de chumbo (pM) em águas de oceanos..... | 30 |
| TABELA 6 – Produção mundial de minério de chumbo, por continentes (10^3 t chumbo contido), no período de 1997 a 2000..... | 31 |
| TABELA 7 – Produção mundial de chumbo metálico, por continentes (10^3 t), no período de 1997 a 2000..... | 31 |
| TABELA 8 – Produção mundial de chumbo em mineração e reservas (10^3 t)..... | 33 |
| TABELA 9 – Produção mundial de chumbo primário e secundário por países (10^3 t), no período de 1995 a 1999..... | 34 |
| TABELA 10 – Consumo mundial de chumbo, por continentes (10^3 t), no período de 1997 a 2000..... | 35 |

| | |
|---|----|
| TABELA 11 – Reações durante a fundição do chumbo e exposição ocupacional..... | 35 |
| TABELA 12 – Produção anual estimada de baterias de chumbo-ácido para automóveis..... | 41 |
| TABELA 13 – Usos de baterias de chumbo-ácido (% do mercado global), 1995..... | 41 |
| TABELA 14 – Emissão mundial de chumbo para a atmosfera, proveniente de variadas fontes, em 1983..... | 44 |
| TABELA 15 – Alguns países que eliminaram o uso do chumbo na gasolina e o ano desta resolução..... | 45 |
| TABELA 16 – Estimativa da emissão americana de chumbo (103t/ano) na atmosfera, 1979-1989..... | 45 |
| TABELA 17 – Emissão mundial de chumbo para o ambiente aquático, proveniente de variadas fontes..... | 47 |
| TABELA 18 – Concentrações médias de chumbo ($\mu\text{g/g}$) em partículas suspensas em lagos próximos a fundições em Sudbury, Ontário Canadá, nos anos de 1978, 1993 e 1994..... | 50 |
| TABELA 19 – Emissão mundial de chumbo para o solo, proveniente de variadas fontes, em 1983..... | 52 |
| TABELA 20 – Potenciais incrementos na concentração de metais em solo pelo uso de lodo de esgoto na agricultura | 58 |
| TABELA 21 – Concentrações de metais (mg/kg) em culturas desenvolvidas em solos contaminados com poeira de uma fundição de zinco e chumbo, Estados Unidos | 63 |
| TABELA 22 – Acidentes relatados no mundo com os compostos do chumbo, a partir de 1980..... | 65 |
| TABELA 23 – Padrões de chumbo para o solo de áreas residenciais..... | 69 |

| | |
|---|----|
| TABELA 24 – Níveis de chumbo em solo obtidos em áreas de mineração, em diversos países..... | 71 |
| TABELA 25 – Concentrações máximas permitidas de chumbo em lodo de esgoto utilizado na agricultura, segundo diversos países..... | 72 |
| TABELA 26 – Contribuição dos alimentos nos níveis de chumbo na dieta de alguns países..... | 74 |
| TABELA 27 – Níveis representativos de chumbo em alimentos | 75 |
| TABELA 28 – Concentrações de metais em mg/kg, em partes comestíveis de culturas crescidas em solos não tratados, nos Estados Unidos..... | 76 |
| TABELA 29 – Distribuição dos teores de chumbo em vinhos de mesa comercializados nos Estados Unidos..... | 77 |
| TABELA 30 – Valores recomendados de chumbo em água para consumo..... | 78 |
| TABELA 31 – Fontes de exposição ao chumbo em cosméticos e medicamentos tradicionais..... | 80 |
| TABELA 32 – Concentrações de chumbo em cigarros comercializados no México..... | 81 |
| TABELA 33 – Alguns tipos de indústrias e ocupações associadas com altos níveis de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dl}$) – dados obtidos de publicações..... | 82 |
| TABELA 34 – Limites de exposição para o chumbo na atmosfera do ambiente de trabalho, de acordo com várias instituições..... | 83 |
| TABELA 35 – Limites de chumbo no ar para exposição ocupacional, em vários países..... | 84 |
| TABELA 36 – Limites de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$) para a exposição ocupacional, em vários países..... | 85 |

| | |
|---|-----|
| TABELA 37 – Ingresso médio diário de chumbo em americanos, de acordo com a faixa etária e o sexo, no período de 1980 a 1990..... | 86 |
| TABELA 38 – Níveis de chumbo em materiais biológicos, de acordo com várias agências regulamentadoras | 87 |
| TABELA 39 – Níveis de plumbemia ($\mu\text{g/dL}$) em crianças de áreas urbanas de diferentes países..... | 89 |
| TABELA 40 – Níveis médios de plumbemia ($\mu\text{g/dL}$) em crianças residentes no entorno de fontes de emissão de chumbo..... | 90 |
| TABELA 41 – Níveis de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$) em crianças residentes no entorno de áreas de mineração | 91 |
| TABELA 42 – Valores de referência para chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$), na população adulta de várias localidades..... | 93 |
| TABELA 43 – Médias geométricas de chumbo em sangue na população dos Estados Unidos acima de um ano, por categoria de idade, no período de 1988-1991 | 94 |
| TABELA 44 – Efeitos imunomodulantes do chumbo e compostos em humanos, em exposição ocupacional e/ou ambiental..... | 103 |
| TABELA 45 – Exposição ao chumbo e efeitos tóxicos observados..... | 104 |
| TABELA 46 – Níveis de chumbo em diferentes solos de áreas de recreação infantil e estimativa da média de ingestão diária ($\mu\text{g/dia}$), em relação a quantidades específicas de solo ingerido (mg/dia) – áreas de Metro Manila, Filipinas..... | 122 |
| TABELA 47 – Estimativa de chumbo ($\mu\text{g/dia}$) absorvido por crianças, proveniente de várias fontes, assumindo diferentes quantidades de poeira ingerida..... | 123 |

| | |
|---|-----|
| TABELA 48 – Níveis de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$) acima dos quais os efeitos bioquímicos do chumbo são observáveis..... | 124 |
| TABELA 49 – Principais métodos adotados para a análise de chumbo em diferentes matrizes..... | 126 |
| TABELA 50 – Principais métodos adotados para a análise de chumbo em alguns alimentos..... | 127 |
| TABELA 51 – Tratamento e disposição adotados para pequenas quantidades de resíduos contendo sais de chumbo, respectivos custos e procedimentos em situações de emergência..... | 132 |

*Óxidos de chumbo
são utilizados na
fabricação de
diversos tipos de
vidros e cristais,
na preparação de
vernizes, esmaltes,
na vitrificação...*



gravação em metal

Esboço da estrutura cristalina

1

Identificação do metal e seus compostos

1.1 Sinônimos e nomes comerciais

- C.I. 77575
- Metal de chumbo
- *Plumbum* (latim)
- Metal de pigmento
- *Olow* (Polonês)
- Lasca de chumbo

1.2 Identificadores

- Nome químico: chumbo
- Fórmula molecular: Pb
- Massa molecular: 207,19
- N° CAS: 7439-92-1
- N° NIOSH RTECS: Of7525000
- N° OHM/TADS: 7216776
- N° DOT: NA 1794 ORM-C
- N° HSDB: 231

1.3 Aspecto e forma

O chumbo é um metal cinza-azulado, inodoro, maleável, sensível ao ar. Pertence ao grupo IVB da Tabela Periódica. Possui quatro isótopos de ocorrência natural, com as seguintes abundâncias: ^{204}Pb (1,4%), ^{206}Pb (24,1%), ^{207}Pb (22,1%) e ^{208}Pb (52,4%) (IUPAC, 1998); entretanto, as razões isotópicas para as várias fontes minerais podem diferir.

Apesar de o chumbo ter quatro elétrons em sua camada de valência, somente dois ionizam-se rapidamente. Nos compostos inorgânicos apresenta os estados de oxidação +2 e +4, sendo que o +2 ocorre prevalentemente (WHO, 1995).

O chumbo tetraetila e tetrametila são exemplos importantes de compostos ligados ao carbono sintetizados industrialmente, e usados como

aditivos em combustíveis, sendo portanto, fontes de contaminação ambiental. Ambos são líquidos incolores. A volatilidade desses compostos é mais baixa do que a maior parte dos aditivos de combustíveis. O ponto de ebulição do chumbo tetrametila é 110°C e do chumbo tetraetila é 200°C, enquanto que, para a maioria dos hidrocarbonetos da gasolina, a faixa varia entre 20 a 200°C. A evaporação da gasolina tende a concentrar o chumbo tetraetila e tetrametila no líquido residual (WHO, 1989).

*Muito pesado,
extraordinariamente
maleável, o
chumbo resiste
muito mais
à corrosão do
que a maioria
dos metais,
ligando-se
também à maior
parte deles*



2

Propriedades físico-químicas

As principais propriedades físico-químicas do chumbo e de alguns de seus sais estão descritas na TABELA 1.

TABELA 1 – Identificadores e propriedades físico-químicas do chumbo e de alguns sais

| Identificador e propriedades físico-químicas | Chumbo | Acetato de chumbo | Carbonato de chumbo |
|--|--|--|---|
| CAS | 7439-92-1 | 301-04-2 | 598-63-0 |
| Sinônimos | Metal de chumbo Lasca de chumbo CI ^a 77575 | diacetato de chumbo, acetato plumboso, sal de saturno, açúcar de chumbo, acetato de chumbo neutro, acetato dibásico de chumbo | cerusita, ácido carbônico, carbonato de chumbo (II) |
| NIOSH RTECS | OF7525000 | AI5250000 | |
| DOT | NA 1794 ORM-C | UN 1616 | |
| Fórmula molecular | Pb | PbC ₄ H ₆ O ₄ | PbCO ₃ |
| Peso molecular | 207,19 | 325,28 | 267,20 |
| Ponto de ebulição (°C) | 1.740 | | |
| Ponto de fusão (°C) | 327,502 | 280 | 315 (decompõe-se) |
| Pressão de vapor | 1,77 mmHg a 1.000°C; 10 mmHg a 1.162°C; 100 mmHg a 1.421°C 400 mmHg a 1.630°C | | |
| Reatividade | Pode reagir vigorosamente com materiais oxidantes. Violentas reações com NH ₄ NO ₃ , ClF ₃ , H ₂ O ₂ , NaN ₃ , Na ₂ C ₂ e Zr. Reage com ácido nítrico concentrado, ácido clorídrico concentrado e ácido sulfúrico. | É incompatível com ácidos, sulfatos solúveis, citratos, cloretos, carbonatos, álcalis, tanino, fosfatos, resorcinol, ácido salicílico, fenol, hidrato de cloral, sulfitos. É reativo a alta temperatura e pressão. Explode quando em contato com KBrO ₃ . | |
| Solubilidade em água fria (g/L) | Insolúvel | 443 | 0,0011 |

^a CI – nome de registro comercial

(continua)

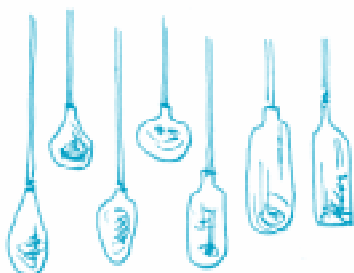
FONTES – ATSDR, 1993; NTP, 2001; WHO, 1995

(continuação)

| Sulfato de chumbo | Sulfeto de chumbo | Monóxido de chumbo | Dióxido de chumbo | Chumbo tetraetila |
|---|---|---|--|---|
| 7446-14-2 anglesita, chumbo branco, sulfato de chumbo (II), leite branco, CI77630 | 1314-87-0 galena, monossulfeto de chumbo, sulfeto plumboso, sulfeto de chumbo (II) | 1317-36-8 litargírio, monóxido de chumbo, óxido de chumbo II, óxido plumboso, CI77577 | 1309-60-0 <i>Platnerite</i> , CI 77580, ácido plúmbico, chumbo marrom, óxido de chumbo marrom, peróxido de chumbo (DOT), superóxido de chumbo | 78-00-2 <i>TEL</i> , <i>lead tetraethide</i> , <i>tetraethylplumbane</i> |
| OG4375000 UN 1794 PbSO ₄ 303,25 | OG4550000 NA 2291 PbS 239,25 1.281 (sublima-se) | OG1750000 UN 1479 PbO 223,19 1.470 | OG0700000 UN 1872 PbO ₂ 239,19 | TP4550000 NA 1649; IMO 6.1 C ₈ H ₂₀ Pb 323,45 200; 227,7 (decompõe-se) -130°C 0,2 mmHg a 20°C |
| 1.170 | 1.114 10 mmHg a 975°C (sólido) | 888 10 mmHg a 1.085°C | 290 (decompõe-se) | |
| | | | Incompatível com carboneto de alumínio, sulfeto de bário, hidroxilamina, molibdênio, fenilidrazina e fósforo | |
| Levemente solúvel | Insolúvel | Insolúvel | Insolúvel | 0,29mg/L a 25°C |

A primeira fabricação de vidro de que se tem notícia realizou-se no antigo Egito. O processo era primitivo, trabalhoso e caro ...

*... só no final do
século^{IV} d.C.
inventou-se o
vidro soprado*



3

*Ocorrência,
uso e fontes
de exposição*

3.1 Ciclo e ocorrência na natureza

O Pb é relativamente abundante na crosta terrestre, tendo uma concentração média entre 10 e 20 mg/kg. As maiores fontes naturais de chumbo são emissões vulcânicas, intemperismo geoquímico e névoas aquáticas. Uma pequena quantidade de chumbo radioisotópico (^{207}Pb) é derivado do decaimento do gás radônio, lançado por fontes geológicas. As maiores fontes geológicas de chumbo são as rochas ígneas e metamórficas (WHO, 1995).

Estima-se que as taxas de emissão natural do chumbo são da ordem de 19.000 toneladas por ano (NRIAGU, PACINA, 1988, apud WHO, 1995), com fontes vulcânicas sendo responsáveis por 6.400 toneladas por ano (WHO, 1995).

O teor de chumbo no solo é muito influenciado por atividades antropogênicas e pelo transporte do metal através do ar, oriundo de várias fontes. Tanto a deposição seca quanto a úmida são importantes vias de contaminação (WHO, 1995).

Os níveis naturalmente presentes de chumbo no solo encontram-se no intervalo de 10-70 mg/kg (GLOBAL ENVIRONMENTAL MONITORING SYSTEM, 1985, apud WHO, 1995). Resultados semelhantes têm sido obtidos em estudos de fontes móveis de contaminação realizados em solos distantes de 50 a 100 m de rodovias públicas, onde os níveis de chumbo encontrados geralmente estão abaixo de 40 mg/kg. THORNTON (1995) refere que na Grã-Bretanha foram observados níveis de chumbo no solo na faixa de 10-150 ppm.

FLEGAL et al. (1987), apud WHO (1995), estimaram em cerca de 0,02 µg/L a concentração natural de chumbo em águas superficiais. ALLARD (1995) apresenta alguns níveis de chumbo encontrados em águas subterrâneas por diferentes autores, que variam consideravelmente, indicando possivelmente uma relação com a composição do solo e da

rocha inalterada (TABELA 2). Na TABELA 3, o mesmo autor sugere como valores aceitáveis intervalos de concentrações naturais de chumbo em águas subterrâneas, obtidos por uma compilação de fontes.

TABELA 2 – Concentrações de chumbo em águas subterrâneas de várias origens

| Concentração (µg/L) | Referência |
|------------------------|----------------------------|
| 0,1-1 | LODEMAN, BUKENBERGER, 1993 |
| 5-124 | BRINKMANN, 1974 |
| <10 | MATTHESS, 1974 |
| 1,5 | FÖRSTNER, MÜLLER, 1975 |
| 0,06-120 | BOWEN, 1979 |
| 5,1-6,3 | MAYER et al., 1980 |
| 0,3-3,0 | CRERAR et al., 1981 |
| <10 | AASTRUP et al., 1982 |
| 0,05-0,5 | BORG, 1984 |
| <0,1-1,4 | AASTRUP, EK, 1987 |
| <0,1 | NORDBERG, 1988 |
| 0,02-0,3 | LEDIN et al., 1989 |

FONTE – ALLARD, 1995, modificado

TABELA 3 – Faixas de concentrações de chumbo consideradas aceitáveis em águas subterrâneas (µg/L)

| Mínima ^a | 16 ^o ^b | Mediana | 84 ^o ^b | Máxima ^a | Fonte | Referência |
|---------------------|------------------------------|---------|------------------------------|---------------------|------------------|--------------------|
| 0,06 | | 0,5 | | 20 | 6 ^o | BOWEN, 1979 |
| 0,005 | 0,02 | 0,08 | 0,3 | 1 | 131 ^d | LEDIN et al., 1989 |

^a 5^o e 95^o percentil, respectivamente; ^b 16^o e 84^o percentis; ^c número de fontes; ^d número de amostras de 126 locais

FONTE – ALLARD, 1995, modificado

A TABELA 4 apresenta concentrações de chumbo obtidas em rios considerados não contaminados, de diversas partes do mundo.

Em oceanos, os níveis de chumbo são muito baixos, não sendo

afetados diretamente por fontes significativas de emissão do metal (WHO, 1995). As concentrações de chumbo no oceano Pacífico Norte são inferiores às concentrações no Atlântico Norte (DONAT, BRULAND, 1995), conforme demonstra a TABELA 5.

TABELA 4 – Concentrações de chumbo dissolvido em rios não contaminados

| Sistema | Concentração (ng/L) | Referência |
|---|------------------------|--------------------------|
| Correntes montanhosas, Califórnia | 1-24 | EREL et al., 1991 |
| <i>Manuherikia River</i> , Nova Zelândia | 20-30 | AHLERS, 1991 |
| Valor de fundo | 200 | SALOMONS, FÖRSTNER, 1984 |
| Média mundial | 1.000 | MARTIN, MEYBECK, 1979 |

FONTE – HART, HINES, 1995, modificado

TABELA 5 – Concentrações de chumbo (pM) em águas de oceanos

| Oceano | Águas superficiais | Águas profundas |
|-----------------|--------------------|-----------------|
| Pacífico Norte | 14-50 | 3-6 |
| Atlântico Norte | 100-150 | 20 |

pM = picomolar

FONTE – DONAT, BRULAND, 1995

O chumbo ocorre naturalmente em plantas e resulta de processos de captação e incorporação. Existe uma relação positiva linear entre as concentrações de chumbo nas plantas e no solo (DAVIES, THORNTON, 1989, apud WHO, 1995), sendo que o metal afeta as plantas em locais onde as concentrações ambientais são muito elevadas (WHO, 1989). Assim como em outros compartimentos ambientais, a medida dos níveis originais do chumbo em plantas é dificultada pela contaminação generalizada dos diferentes biomas terrestres, através de séculos de uso do metal, no qual se inclui a aplicação direta de agentes químicos contendo chumbo na agricultura e a contaminação de fertilizantes.

3.2 Produção

De acordo com as estimativas do *International Lead Zinc Study*

Group - ILZG (2001), a produção mundial de chumbo, em metal contido, atingiu no ano de 2000 um total de 2,936 milhões de toneladas, sendo o continente americano o maior produtor (TABELA 6). A produção mundial de chumbo metálico alcançou 6,63 milhões de toneladas no ano de 2000, sendo a América e a Ásia os maiores produtores (TABELA 7). As FIGURAS 1 e 2 ilustram a produção do minério de chumbo em mineração e a produção de chumbo metálico no período de 1997-2000, por continentes.

TABELA 6 – Produção mundial de minério de chumbo, por continentes (10³ t chumbo contido), no período de 1997 a 2000

| | Total Anual | | | |
|----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 |
| Europa | 377 | 360 | 365 | 361 |
| África | 180 | 182 | 180 | 181 |
| América | 1.128 | 1.146 | 1.113 | 1.049 |
| Ásia | 858 | 722 | 696 | 695 |
| Oceania | 486 | 584 | 633 | 650 |
| Total mundial | 3.029 | 2.994 | 2.987 | 2.936 |

FONTE – ILZSG, 2001

TABELA 7 – Produção mundial de chumbo metálico, por continentes (10³ t), no período de 1997 a 2000

| | Total anual | | | |
|----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 |
| Europa | 1.891 | 1.848 | 1.847 | 1.893 |
| África | 125 | 127 | 131 | 135 |
| América | 2.167 | 2.166 | 2.137 | 2.191 |
| Ásia | 1.601 | 1.652 | 1.888 | 2.150 |
| Oceania | 235 | 206 | 278 | 261 |
| Total mundial | 6.019 | 5.999 | 6.281 | 6.630 |

FONTE – ILZSG, 2001

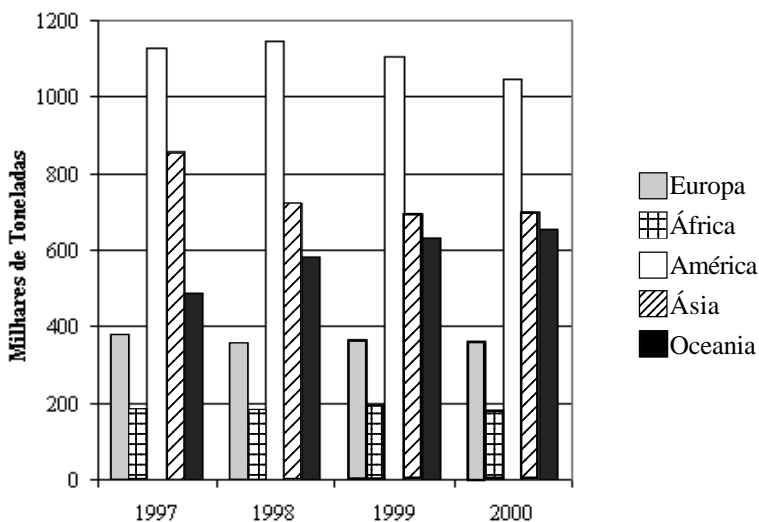


FIGURA 1 – Produção de Minério de Chumbo, por Continentes 1997-2000

FONTE – ILZSG, 2001

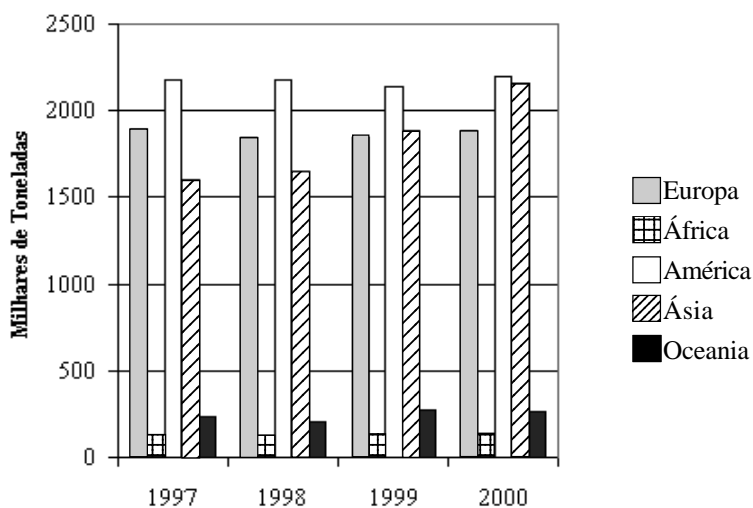


FIGURA 2 – Produção de Chumbo Metálico, por Continentes 1997-2000

FONTE – ILZSG, 2001

A TABELA 8 mostra a produção mundial de minério de chumbo e reservas (chumbo que pode ser economicamente extraído ou produzido), por países.

TABELA 8 – Produção mundial de chumbo em mineração e reservas (10³ t)

| País | Produção | | Reservas |
|---------------------------------------|--------------|--------------|---------------|
| | 1999 | 2000* | |
| Estados Unidos | 520 | 480 | 6.700 |
| Austrália | 681 | 630 | 15.000 |
| Canadá | 161 | 140 | 15.000 |
| China | 501 | 560 | 9.000 |
| Casaquistão | 34 | 30 | 2.000 |
| México | 120 | 140 | 1.000 |
| Marrocos | 87 | 90 | 500 |
| Peru | 273 | 270 | 2.000 |
| África do Sul | 80 | 80 | 2.000 |
| Suécia | 115 | 120 | 500 |
| Outros países | 447 | 440 | 23.000 |
| Total mundial (arredondado) | 3.020 | 2.980 | 64.000 |

*estimativa

FONTE – USGS, 2001

Os principais países produtores do chumbo nos últimos anos foram os Estados Unidos, China e Alemanha (DNPM, 2000). A produção de chumbo no Brasil refere-se exclusivamente ao chumbo secundário, e aparece na produção mundial em pequena proporção, representando aproximadamente 0,63% no ano de 1999 (DNPM, 2000) (TABELA 9). O chumbo secundário é obtido a partir da recuperação do metal de sucatas e rejeitos. Existem vários países, além do Brasil, que dependem exclusivamente da produção secundária de chumbo: Áustria, Colômbia, República Tcheca, Irlanda, Jamaica, Malásia, Holanda, Nova Zelândia, Paquistão, Filipinas, Portugal, Eslovênia, África do Sul, Espanha, Suíça, Trinidad e Tobago, Tailândia e Ucrânia (JOST, 2001).

TABELA 9 – Produção mundial de chumbo primário e secundário por países (10^3 t), no período de 1995 a 1999

| País | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 |
|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Estados Unidos | 1.310,0 | 1.397,6 | 1.448,6 | 1.457,0 | 1.380,8 |
| China | 607,9 | 706,2 | 707,5 | 756,9 | 739,2 |
| Alemanha | 314,0 | 238,1 | 329,2 | 380,2 | 373,6 |
| Reino Unido | 320,7 | 351,4 | 384,1 | 349,7 | 348,1 |
| Japão | 287,6 | 287,4 | 296,8 | 302,1 | 293,5 |
| Austrália | 231,6 | 228,3 | 228,5 | 198,2 | 271,5 |
| França | 296,7 | 301,1 | 282,8 | 290,2 | 269,6 |
| Canadá | 281,4 | 310,5 | 271,4 | 265,0 | 265,5 |
| México | 231,0 | 226,2 | 246,1 | 263,3 | 228,5 |
| Itália | 180,4 | 209,8 | 212,0 | 199,3 | 214,0 |
| Brasil* | 50,0 | 48,0 | 53,0 | 48,0 | 38,4 |
| Outros países | 1.455,5 | 1.474,5 | 1.549,4 | 1.612,6 | 1.622,0 |
| Total | 5.566,8 | 5.779,1 | 6.009,4 | 6.122,5 | 6.044,7 |

* No Brasil a produção de chumbo refere-se a chumbo secundário

FONTE – DNPM, 2001, modificado

No ano de 1999, o Brasil importou 56.256 toneladas de chumbo (sendo 99,5% de chumbo primário), a um custo de US\$ 33,440 milhões, procedentes principalmente do Peru (40.002 t), seguido da China (5.769 t) e Venezuela (4.731 t). No ano de 2000, a importação foi de 70.852 toneladas de chumbo, a um custo de US\$ 37,235 milhões (DNPM, 2001).

No Brasil, o consumo aparente do chumbo no ano de 1999 atingiu um total de 56.012 t, revelando uma quantidade 6,54% inferior à registrada em 1998 (DNPM, 2001). O consumo do metal mundial em 2000 alcançou um total de 6,449 milhões de toneladas no ano de 2000, mostrando uma quantidade 3,1% superior à registrada em 1999. A América e Europa foram os principais consumidores, seguidos da Ásia (ILZSG, 2001), como mostra a TABELA 10.

3.3 Uso industrial

O chumbo ocorre numa variedade de minérios, sendo a galena (sulfeto de chumbo) a mais importante fonte primária de chumbo e a

principal fonte comercial (ATSDR, 1995; WHO, 1995). Ocorre geralmente associado a outros minérios, principalmente aos que contêm zinco. A proporção dos vários metais pode diferir no minério de chumbo em diferentes países. Entre os metais usualmente presentes nos depósitos de chumbo, a prata é o mais importante, mas o cobre pode também estar em concentrações suficientemente altas para ser comercialmente importante (WHO, 1995).

TABELA 10 –Consumo mundial de chumbo, por continentes (10³ t), no período de 1997 a 2000

| | Total anual | | | |
|----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 |
| Europa | 1.968 | 1.951 | 1.998 | 2.074 |
| África | 121 | 124 | 124 | 126 |
| América | 2.085 | 2.179 | 2.253 | 2.274 |
| Ásia | 1.770 | 1.673 | 1.810 | 1.925 |
| Oceania | 70 | 64 | 64 | 50 |
| Total mundial | 6.014 | 5.991 | 6.249 | 6.449 |

FONTE – ILZSG, 2001

Após a extração, o minério é britado e moído, o qual pode conter de 3 a 8% de chumbo, e concentrado por flotação diferencial. O processamento do chumbo inclui as operações de sinterização, fundição (redução) e refinamento (BURGESS, 1995). As reações desenvolvidas durante as operações de fundição de chumbo, e os toxicantes aos quais os trabalhadores estão expostos nessa atividade, apresentam-se na TABELA 11.

O chumbo pode ser consumido na forma de metal, puro ou ligado com outros metais, ou como compostos químicos, principalmente na forma de óxidos (ATSDR, 1993). As seguintes propriedades do chumbo determinam sua importância comercial e ampla aplicação na indústria: excepcional maleabilidade, baixo ponto de fusão, alta resistência à corrosão, alta densidade, alta opacidade aos raios X e gama, reação eletroquímica com ácido sulfúrico e estabilidade química no ar, solo e água (ATSDR, 1995; WHO, 1995).

TABELA 11 – Reações durante a fundição do chumbo e exposição ocupacional

| Operação | Finalidade | Equipamentos | Reações | Exposição ocupacional (concentração emissão) |
|---------------------------|--|-------------------------------|---|--|
| Sinterização | Converter sulfetos em óxidos e sulfatos | Máquina de sinterizar 1.000°C | $2\text{PbS} + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{PbO} + 2\text{SO}_2$ | SO_2 (0-6.5% r fluxo) Poeira conten (20-65%) |
| Fundição (redução) | Remove as impurezas, reduz componentes do Pb contendo 94-98% de Pb e escória | Alto forno de chumbo | $2\text{PbO} + 2\text{C} \rightarrow 2\text{Pb} + 2\text{CO}$ $\text{PbO} + \text{CO} \rightarrow \text{Pb} + \text{CO}_2$ | CO (2%) SO_2 (0,01-0,2 Poeira de silíc Poeira de Pb Outros óxido: metálicos |
| Drossagem | Remoção de Cu, S, As, Sb e Ni da solução | Panelas de drossagem | Várias | Impurezas na Cu, Sn, Bi, A CdO, Sb, CO, poeira de Pb |

FONTE – BURGESS, 1995

O chumbo metálico é usado na forma de lâmina ou canos, onde flexibilidade e resistência à corrosão são características requeridas, em indústrias químicas e da construção. É usado também para revestimentos de cabos, como um ingrediente na solda e em material de revestimento na indústria automotiva. É um valioso material protetor contra radiações ionizantes. É usado como metalizante para coberturas protetoras, na manufatura de baterias e, como um banho de tratamento quente, em revestimento de cabos. O chumbo está presente numa variedade de ligas e seus compostos são preparados e usados em grande escala em muitas indústrias. Cerca de 40% do chumbo é usado como um metal, 25% em ligas e 35% em compostos químicos (ATSDR, 1995; PARMEGGIANI, 1983).

Os óxidos de chumbo são usados nas placas de baterias elétricas e acumuladores (PbO e $2\text{PbO}.\text{PbO}_2$), como agentes componentes na manufatura da borracha (PbO), como ingredientes nas tintas (Pb_3O_4) e como constituintes de vitrificados, esmaltes e vidros (ATSDR, 1995).

Os sais de chumbo formam a base de muitas tintas e pigmentos. Carbonato de chumbo e sulfato de chumbo são usados como pigmentos brancos, e cromatos de chumbo fornecem pigmentos amarelo, laranja, vermelho e verde. Muitos países têm restringido seu uso, e concentrações acima de 0,06% (Estados Unidos) e 0,5% (Nova Zelândia) não são permitidas em pinturas internas (WHO, 1995). No Brasil não existe uma lei específica que estabeleça limites para o chumbo em pigmentos (NEDER, 1999).

O arseniato de chumbo pode ser usado como inseticida, o sulfato de chumbo é usado como composto na borracha, o acetato de chumbo tem importante uso na indústria química, o naftenato de chumbo é um secante extensivamente usado e o chumbo tetraetila é um aditivo antidetonante para gasolina. A concentração máxima dos compostos orgânicos do chumbo está sujeita a prescrições legais em vários países, enquanto outros baniram seu uso (ATSDR, 1993).

O chumbo pode formar ligas com outros metais como antimônio, arsênio, estanho e bismuto para melhorar suas propriedades mecânicas ou químicas. Pode também ser adicionado a ligas como latão, bronze e aço para obter certas características desejáveis (ATSDR, 1993).

As soldas mais comuns contêm 65% de estanho e 35% de chumbo. Traços de outros metais, incluindo bismuto, cobre, ferro, alumínio, zinco e arsênio, estão presentes. Várias soldas especiais contêm antimônio na concentração acima de 5%. O ponto de fusão dessas soldas é bastante baixo e, nessas temperaturas, a pressão de vapor do chumbo e antimônio normalmente não resulta em concentrações significativas no ar do fumo do metal (ATSDR, 1993).

Estima-se que a manufatura da bateria utilize cerca de 70% do consumo mundial de chumbo. Esse percentual pode chegar a mais de 80% com os modelos propostos para a redução do uso, em face das preocupações ambientais. A média do uso mundial do chumbo nos últimos cinco anos está na FIGURA 3. Entretanto, podem existir grandes variações regionais nessas proporções.

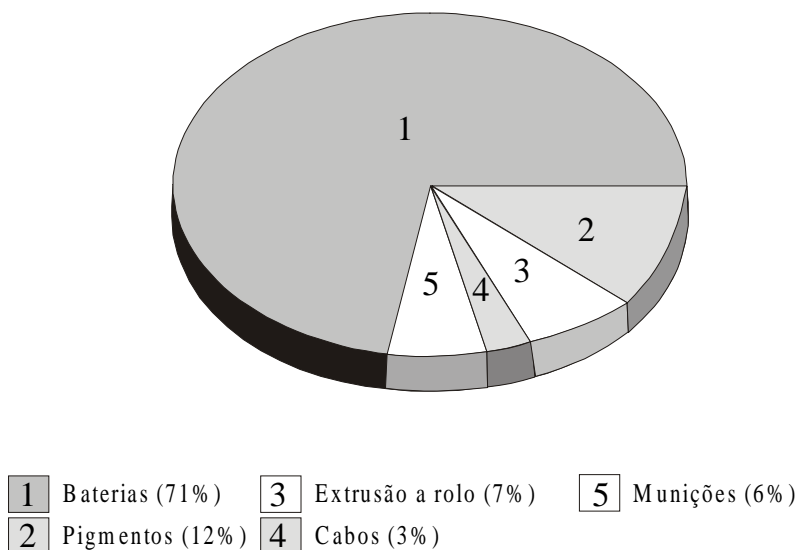


FIGURA 3 – Usos do chumbo

FONTE–ILZSG, 2001

Os usos do chumbo têm sido reduzidos pela sua substituição por plásticos na construção, cobertura de cabos elétricos, canos e contêineres. Alumínio, estanho, ferro e plásticos competem com o chumbo em outras coberturas protetoras e de embalagens, e o estanho tem substituído o chumbo em soldas, nos sistemas de água potável nos Estados Unidos (USGS, 2001).

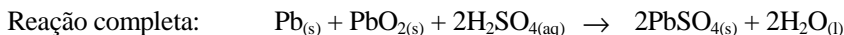
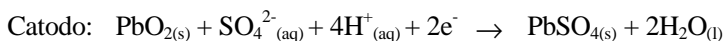
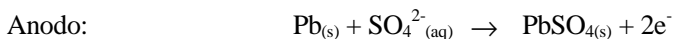
3.3.1 Baterias de chumbo-ácido

O grande crescimento do mercado de baterias no século XX acompanhou o crescimento da indústria automobilística, onde as baterias encontraram aplicação para partida, iluminação e ignição (baterias *SLI-starting, lighting and ignition*). Estima-se que esse mercado tenha consumido entre 70 e 75% da produção mundial de chumbo (JOST, 2001).

A bateria é um aparato eletroquímico que fornece energia elétrica mediante o uso controlado de reações químicas. As baterias de chumbo-ácido utilizam reações químicas reversíveis, podendo ser recarregadas. As placas de uma bateria são constituídas de estruturas de chumbo metálico, cobertas por uma pasta de dióxido de chumbo (no caso das placas negativas) ou por uma pasta de chumbo metálico poroso (no caso das placas positivas). O chumbo usado em ambas as placas também contém uma série de outros elementos químicos, como antimônio, arsênio, bismuto, cádmio, cobre, cálcio, prata e estanho.

Quando a bateria fornece energia elétrica para um dispositivo externo, várias reações químicas ocorrem ao mesmo tempo. O eletrodo negativo está na forma de chumbo metálico e o eletrodo positivo é de dióxido de chumbo (PbO_2). O eletrólito para esse sistema de bateria é uma solução aquosa de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Na placa positiva (cátodo) uma reação de redução ocorre quando o PbO_2 é convertido em sulfato de chumbo (PbSO_4). Por outro lado, nas placas negativas (ânodo) uma reação oxidativa ocorre e o chumbo metálico é convertido em sulfato de chumbo. O eletrólito (H_2SO_4) fornece íons sulfato para ambas as reações e age como uma ponte química entre elas. Para cada elétron gerado no ânodo, existe um elétron consumido no cátodo (BURGESS, 1995). As

equações envolvidas no processo são as seguintes:



Na reciclagem da bateria chumbo-ácido, estão envolvidos três processos: quebra da bateria, redução e refinamento do chumbo.

Em processos modernos de abertura e quebra da bateria, o contato humano é geralmente mínimo, pois são realizados em dispositivos mecanizados e confinados. Entretanto, dependendo do processo utilizado, as fontes comuns de impacto ambiental são: poeiras contaminadas com chumbo e eletrólito ácido; chumbo particulado e detritos contaminados (JOST, 2001).

O processo de redução do chumbo consiste em isolar o chumbo metálico da mistura de várias substâncias obtidas da sucata de bateria: chumbo metálico, óxido de chumbo (PbO), sulfato de chumbo (PbSO₄) e outros metais, como cálcio, cobre, prata, antimônio, arsênio e estanho. Dentre as fontes comuns de impacto ambiental do processo de redução, destacam-se: rejeitos contaminados com chumbo, poeira contaminada com chumbo (dos filtros), emissão de SO₂, emissão de compostos clorados e produção de escória. Em média, cerca de 300-350 kg de escória são produzidos para cada tonelada de chumbo metálico, e cerca de 5% dessa escória são compostos de chumbo (JOST, 2001).

O objetivo do processo de refinamento é remover quase todo o cobre, antimônio, arsênio e estanho restantes, transformando o chumbo duro ou antimonial, em chumbo mole. Esse processo pode ser muito poluente se nenhuma medida de controle for tomada. Algumas fontes de impacto ambiental no processo de refinamento do chumbo são: emissão de vapores de chumbo, emissão de SO₂, produção e remoção de uma poeira seca e fina com um percentual alto de chumbo e outros metais, além da liberação de gás cloro (Cl₂) (JOST, 2001).

A produção anual estimada de baterias de chumbo-ácido para automóveis está descrita na TABELA 12, e a porcentagem dos usos dessas baterias no mercado global em 1995, na TABELA 13.

TABELA 12 – Produção anual estimada de baterias de chumbo-ácido para automóveis

| País/Região | Produção (milhões) | Porcentagem |
|--------------------|---------------------------|--------------------|
| Estados Unidos | 117 | 40,3 |
| Europa | 87 | 30,0 |
| Japão | 36,2 | 12,5 |
| Outros países | 49,8 | 17,2 |
| Total | 290 | 100 |

FONTE – JOST, 2001

TABELA 13 – Usos de baterias de chumbo-ácido (% do mercado global), 1995

| Tipo | Europa | Estados Unidos | Japão | Outros | Total |
|--------------|---------------|-----------------------|--------------|---------------|--------------|
| Automotiva | 19,0 | 30 | 9,0 | 13,0 | 71 |
| Industrial | 13,0 | 8 | 2,0 | 1,0 | 23 |
| Genérica | 1,2 | 2 | 1,5 | 0,3 | 5 |
| Total | 33,2 | 40 | 12,5 | 14,3 | 100 |

FONTE – JOST, 2001

3.4 Fontes de contaminação ambiental

Embora os processos naturais e antropogênicos sejam responsáveis pela liberação do chumbo no ambiente, a contaminação antropogênica é predominante (ATSDR, 1993). Estima-se que as emissões naturais de chumbo para a atmosfera provenientes de vulcões e poeiras dispersas pelo vento sejam de menor importância. A dispersão do chumbo no ambiente iniciou-se há 5.000 anos atrás. Aproximadamente metade de 300 milhões de toneladas de chumbo produzidas através da história persiste na forma de contaminação (NRC, 1993, citado por BELLINGER & SCHWARTZ, 1997) e, com a atual mobilização antropogênica, a circulação do chumbo na biosfera é estimada em aproximadamente 1.160.000 toneladas (NIAGRU, PACYNA, 1988, citados por BELLINGER, SCHWARTZ, 1997).

Calcula-se que o consumo de chumbo em 1990 tenha sido em

torno de 5,6 milhões de toneladas (WHO, 1995). Nos Estados Unidos, a emissão atmosférica estimada de fontes antropogênicas pontuais e dispersas, durante o ano de 1989, foi de 7.200 toneladas (ATSDR, 1993).

As atividades de mineração e fundição de chumbo primário (oriundo do minério) e secundário (oriundo da recuperação de sucatas ou baterias) constituem importantes fontes emissoras de chumbo. O impacto das atividades de mineração e fundição pode persistir por longo período de tempo no ambiente (WHO, 1995). Emissões atmosféricas de chumbo, resultantes de operações de mineração e metalurgia, constituíram cerca de 22% de todas as fontes antropogênicas do metal, no ano de 1983 (THORNTON, 1995). No ano de 1984, a combustão da gasolina com chumbo adicionado foi responsável por aproximadamente 90% do total de emissões antropogênicas. Em 1988, essa porcentagem diminuiu para 34% das emissões anuais de chumbo (ATSDR, 1993). Com as medidas restritivas em relação ao uso do chumbo na gasolina em alguns países na década de 90, essa quantidade diminuiu ainda mais. Embora a combustão do chumbo na gasolina ainda seja uma fonte antropogênica importante de liberação do metal na atmosfera em alguns lugares, liberações industriais no solo, provenientes de fundições de metais, fábricas de baterias e indústrias químicas, são hoje os maiores contribuintes para o total de chumbo liberado (ATSDR, 1993).

3.5 Contaminação ambiental

3.5.1 Ar

Estima-se que cerca de um terço da quantidade diária do chumbo em populações urbanas, que são as mais afetadas, é derivada de fontes atmosféricas (THORNTON, 1995). As fontes móveis e estacionárias do chumbo tendem a se concentrar em áreas de alta densidade populacional ou próximas a fundições de metais não-ferrosos e refinarias (ATSDR, 1993).

O maior volume dos compostos orgânicos do chumbo lançados na atmosfera resulta de processos industriais, como o refinamento do chumbo primário e secundário, e do uso da gasolina que contém chumbo tetraetila como aditivo antidetonante. Os vapores formados são fotorreativos, e sua presença na atmosfera é transitória. Mais de 90% em peso da emissão automotiva do chumbo está na forma de matéria

particulada inorgânica e menos de 10% em peso está na forma de vapores orgânicos. Os vapores orgânicos do chumbo são mais comumente encontrados nos ambientes de trabalho (por exemplo, no transporte de gasolina e operações de manuseio) e áreas com tráfego intenso (ATSDR, 1993).

As emissões globais estimadas de chumbo na atmosfera estão descritas na TABELA 14 (NRIAGU, PACYNA, 1988, citados por THORNTON, 1995). Nesse estudo, de 1983, as emissões atmosféricas do chumbo provenientes das atividades de mineração e metalurgia constituíam cerca de 22% do todas as fontes antropogênicas deste metal. A maior parte da emissão do metal (66%) era proveniente da combustão da gasolina com chumbo. Atualmente, com a redução do teor de chumbo na gasolina em muitos países, e a eliminação em outros, a contribuição das fontes industriais na porcentagem de emissão atmosférica total do metal é progressivamente maior (THORNTON, 1995). Entretanto, deve-se considerar que, embora tenha havido essa redução, o metal no solo é imóvel e a contaminação proveniente dessa fonte é duradoura.

• Uso da gasolina aditivada com chumbo

Até aproximadamente o ano de 1970, quase toda a gasolina utilizada no mundo continha chumbo e, em muitos casos, com concentrações acima de 0,4 g/L. Desde o início dos anos 70, tem havido um contínuo movimento em relação ao combustível com chumbo, gerado em parte pelas preocupações relacionadas com os efeitos do metal na saúde e, por outro lado, pela necessidade de gasolina livre de chumbo para permitir o uso de conversores catalíticos, reduzindo assim a emissão de monóxido de carbono, hidrocarbonetos e óxido de nitrogênio (UNEP, 1999). A TABELA 15 apresenta alguns países que eliminaram completamente o uso de chumbo na gasolina. Em outros países essa gasolina continua a ser vendida, embora a quantidade do chumbo tenha diminuído de forma significativa.

No Brasil, ainda que não possua uma legislação específica que proíba o chumbo tetraetila como aditivo na gasolina, a partir de 1993, o seu emprego tornou-se totalmente dispensável quando ficou estabelecida, por meio da Lei nº 7823/93, a obrigatoriedade de se utilizar 22% de etanol como aditivo na gasolina. Com essa porcentagem de etanol, o chumbo tetraetila compromete o funcionamento dos motores dos veículos (NEDER, 1999).

TABELA 14 – Emissão mundial de chumbo para a atmosfera, proveniente de variadas fontes, em 1983

| Categoria da fonte | Taxa de emissão (t/ano) |
|--|--------------------------------|
| Combustão do carvão | |
| • utensílios elétricos | 775-4.650 |
| • doméstica e industrial | 990-9.900 |
| Combustão do petróleo | |
| • utensílios elétricos | 252-1.740 |
| • doméstica e industrial | 716-2.150 |
| Produção de metais não-ferrosos | |
| • mineração | 1.700-3.400 |
| • produção do chumbo | 11.700-31.200 |
| • produção de Cu-Ni | 11.050-22.100 |
| • produção de Zn-Cd | 5.520-11.500 |
| Produção secundária de metais não-ferrosos | 90-1.440 |
| Fabricação do ferro e aço | 1.065-14.200 |
| Incineração | |
| • municipal | 1.400-2.800 |
| • resíduos de esgoto | 240-300 |
| Fertilizantes de fosfato | 550.274 |
| Produção de cimento | 18-14.240 |
| Combustão da madeira | 1.200-3.000 |
| Fontes móveis | 248.030 |
| Fontes mistas | 3.900-5.100 |
| Emissão total | 288.700-376.000 |
| Valor médio | 332.350 |

FONTE – THORNTON, 1995, modificado

Nos Estados Unidos, de acordo com o *Clean Air Act Amendments* (CAAA) de 1990, as vendas de gasolina com chumbo foram consideradas ilegais a partir de 30 de dezembro de 1995 (ATSDR, 1993). A emissão de chumbo proveniente de automóveis em 1984 era baseada no teor médio do metal contido em 0,44 g de chumbo/galão; em 1986, esse teor caiu para 0,1 g de chumbo/galão. E em 1990, a média de chumbo na gasolina aditivada foi 0,085 g de chumbo/galão (ATSDR, 1993). Essa redução representou um decréscimo de 75% nos níveis de chumbo em sangue da

população americana (THORNTON, 1995). A TABELA 16 ilustra a diminuição progressiva da emissão estimada de chumbo na atmosfera pelo transporte nos Estados Unidos.

TABELA 15 – Alguns países que eliminaram o uso do chumbo na gasolina e ano desta resolução

| País | Ano |
|----------------|------|
| Áustria | 1993 |
| Alemanha | 1996 |
| Dinamarca | 1995 |
| Eslováquia | 1994 |
| Japão | 1980 |
| Canadá | 1993 |
| Suécia | 1995 |
| Estados Unidos | 1996 |

FONTE – UNEP, 1999, modificado

TABELA 16 – Estimativa da emissão americana de chumbo (10^3 t/ano) na atmosfera, 1979-1989

| Ano | Fontes de emissão | | | | Total |
|------|-------------------|-----------------------|-----------------------|----------------|-------|
| | Transporte | Queima de combustível | Processos industriais | Rejeito sólido | |
| 1979 | 94,6 | 4,9 | 5,2 | 4 | 108,7 |
| 1980 | 59,4 | 3,9 | 3,6 | 3,7 | 70,6 |
| 1981 | 46,9 | 2,8 | 3 | 3,7 | 56,4 |
| 1982 | 46,9 | 1,7 | 2,7 | 3,1 | 56,4 |
| 1983 | 40,8 | 0,6 | 2,4 | 2,6 | 46,4 |
| 1984 | 34,7 | 0,5 | 2,3 | 2,6 | 40,1 |
| 1985 | 15,5 | 0,5 | 2,3 | 2,8 | 21,1 |
| 1986 | 3,5 | 0,5 | 1,9 | 2,7 | 8,6 |
| 1987 | 3 | 0,5 | 1,9 | 2,6 | 8 |
| 1988 | 2,6 | 0,5 | 2 | 2,5 | 7,6 |
| 1989 | 2,2 | 0,5 | 2,3 | 2,3 | 7,2 |

FONTE – ATSDR, 1993

No Reino Unido, em 1994, a gasolina sem chumbo representou cerca de 60% das vendas, o que promoveu uma diminuição de aproximadamente 50% nos níveis atmosféricos (THORNTON, 1995).

Em Israel, o consumo de petróleo com chumbo alcançou um pico no final dos anos 80. No início dos anos 90, a média anual de consumo do chumbo tetraalquila foi na ordem de 600 toneladas por ano, significando que cerca de 400 toneladas do metal tenham sido emitidas anualmente para a atmosfera. Desde a introdução da gasolina sem chumbo, no início dos anos 90, a sua emissão tem diminuído consideravelmente no país (EREL et al., 2001).

Na Suíça, a gasolina sem chumbo foi introduzida em 1985, e atualmente menos de 20% ainda contém aditivo à base de chumbo. O *National Air Pollutant Observation Network* (NABEL) relatou que, entre 1988 e 1993, a deposição de chumbo seco decresceu mais de 50% em cinco dos seis pontos de amostragem (MONNA et al., 1999).

O governo mexicano diminuiu o uso da gasolina com chumbo tetraetila em 300% entre os anos de 1981 e 1986, e existem dois tipos de gasolina no país: com (0,5-1,0 ml/galão) e sem chumbo (0,1 ml/galão). Somente os automóveis equipados com conversores catalíticos, fabricados após o ano de 1985, podem usar a gasolina sem chumbo. Em 1995, cerca de 80% dos três milhões de automóveis circulantes na Cidade do México foram fabricados antes de 1980. Por esse motivo, apesar da introdução da gasolina sem chumbo, o consumo da que contém o metal, ainda é elevado (ROMIEU et al., 1995).

Ainda existem grandes áreas geográficas, como a África por exemplo, onde apenas gasolina com chumbo é vendida (UNEP, 1999). Na Nigéria, todos os automóveis usam gasolina com chumbo, sendo que a média do teor do metal na gasolina comum é estimada em 0,74 g/L. Nesse país, a emissão atmosférica de chumbo nos últimos anos, tem sido estimada em 2.800 toneladas por ano, sendo que a maior parte dessa emissão (90%) é oriunda de emissões de automóveis (NRIAGU et al., 1997).

Na Índia, a gasolina livre de chumbo foi introduzida apenas no final de 1996 (RAGHUNATH et al., 1996).

Nas Filipinas, uma política para instituir a gasolina livre de chumbo ainda está em desenvolvimento. A gasolina usada nesse país contém

chumbo alquilado em concentrações de 0,15 e 0,013 g/L para a gasolina aditivada com chumbo e com baixo teor do metal, respectivamente. Em Metro Manila, a principal fonte de chumbo é a exaustão de veículos (SHRMA, REUTERGARDH, 2000).

3.5.2 Água e sedimentos

Os chumbo é depositado nos lagos, rios e oceanos, proveniente da atmosfera ou do escoamento superficial do solo, oriundo de fontes naturais ou antropogênicas. O metal que alcança a superfície das águas é adsorvido aos sólidos suspensos e sedimentos. Dentre as fontes antropogênicas mais importantes, destacam-se as operações de produção e processamento do metal, além das indústrias de ferro e aço. O escoamento superficial urbano e a deposição atmosférica são fontes indiretas significativas do chumbo encontrado em ambientes aquáticos (ATSDR, 1993). A TABELA 17 mostra os dados da emissão mundial de chumbo para o ambiente aquático, proveniente de várias fontes.

TABELA 17 – Emissão mundial de chumbo para o ambiente aquático, proveniente de variadas fontes

| Categoria da fonte | Taxa de emissão (t³) |
|--------------------------------|--|
| Resíduo doméstico | |
| • central | 0,9-7,2 |
| • não-central | 0,6-4,8 |
| Energia elétrica | 0,24-4,2 |
| Mineração | 0,25-2,5 |
| Refinamento | |
| • ferro e aço | 1,4-2,8 |
| • metais não-ferrosos | 1,0-6,0 |
| Processos de manufatura | |
| • metais | 2,5-22 |
| • agentes químicos | 0,4-3,0 |
| • papel | 0,01-0,9 |
| Sedimentação da atmosfera | 87-115 |
| Depósito de resíduo de esgoto | 2,9-16 |
| Contribuição total para a água | 97-180 |
| Valor médio | 41 |

FONTE – THORNTON, 1995, modificado

Nos Estados Unidos, nas amostras positivas coletadas em locais de maior risco de aparecimento de resíduos perigosos, que fazem parte do NPL (*National Priorities List*) observou-se a presença de chumbo em 23% das amostras de águas superficiais e em 48% de águas subterrâneas, numa concentração média de 20µg/dL e 21µg/dL, respectivamente (ATSDR, 1993).

O rio Ribeira do Iguaçu, localizado na divisa dos estados de São Paulo e Paraná, Brasil, encontra-se numa região onde durante décadas foram desenvolvidas atividades de mineração e onde funcionou às suas margens uma refinaria de chumbo. Todas essas atividades foram cessadas há cerca de cinco anos. CUNHA et al. (2001), num estudo realizado em amostras de água superficial no rio Ribeira e no ribeirão Betari (afluente do rio Ribeira), no período de 1998 a 2000, constataram concentrações de chumbo <0,005 a 0,006 mg/L, bem abaixo dos teores estabelecidos como ideais pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (limite máximo para chumbo igual a 0,03mg/L). Entretanto, entre 1978 e 1996, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) encontrou concentrações de chumbo que variaram de 0,004 a 0,23 mg/L, em amostras de águas superficiais do rio Ribeira localizadas próximo ao Município de Itaoca (CUNHA et al., 2001). Em 1986, os teores de chumbo nas amostras desse rio, variaram de <0,01 a 2,75 mg/L (EYSINK et al., 1988, citado por CUNHA et al., 2001). Esses resultados indicam que as fontes antropogênicas foram as grandes responsáveis pelo depósito do metal no rio, e, após a paralisação das atividades de mineração e da refinaria, os níveis diminuíram significativamente. Em relação aos sedimentos de corrente, o limite estabelecido para o chumbo é igual a 40 µg/g (PRATES, ANDERSON, 1977), e as concentrações encontradas nos sedimentos de rio Ribeira em estudos realizados a partir de 1988, mostraram-se bastante elevadas, variando de 3,45 a 4.000 µg/g (MORAES et al., 1997, citado por CUNHA et al., 2001). Atualmente, esses mesmos autores encontraram níveis que variaram de 30,8 a 527,2 µg/g, indicando que, mesmo após a paralisação das fontes antropogênicas que geraram essas concentrações obtidas, os níveis continuaram altos.

Considerando que o estado de Minas Gerais, no Brasil, se caracteriza pelas grandes jazidas de ferro (5.700 km²), várias fundições e metalúrgicas estão presentes na região. JORDÃO et al., 1999, num estudo

em águas de rios próximos aos municípios de Conselheiro Lafaiete e Ouro Branco, observaram contaminação por chumbo na maior parte dos pontos amostrados. Essas concentrações variaram de 1,5 a 153 µg/L, que parecem estar elevadas quando comparadas com concentrações de rios contaminados em outras localidades, como a obtida no rio *Rhine* (57 µg/L), por SALOMONS (1984), citado por JORDÃO et al. (1999). As concentrações de chumbo em sedimentos obtidos nessas localidades foram relativamente altas, sendo que a mais elevada foi encontrada próximo a uma área de mineração (60,3 µg/g em peso seco).

BAPTISTA NETO et al. (2000) observaram que dentre os vários metais estudados em sedimentos no estreito de Jurubatuba, Rio de Janeiro, Brasil, o chumbo, zinco e cobre apresentaram os fatores de enriquecimento mais altos. As concentrações obtidas para chumbo variaram de 5 a 123 ppm. Os níveis obtidos estão de acordo com as concentrações reportadas em sedimentos de outros estuários de regiões urbanizadas e industrializadas, em outras partes do mundo.

Com o objetivo de caracterizar a bacia do ribeirão Cambé, no município de Londrina, Paraná, Brasil, YABE, OLIVEIRA (1998), num estudo sazonal, analisaram vários metais pesados em águas superficiais. As estações de coletas compreendiam os seguintes pontos: manancial da bacia (área de referência), próximo a um curtiço, a montante de uma fábrica de baterias, no local de despejo dessa fábrica de baterias, a jusante da fábrica de baterias e o lago Igapó, que apresentaram concentrações médias de chumbo iguais a 60,12; 69,01; 288,0; 4.504; 509,9 e 84,69 µg/L, respectivamente. Ao longo do ano, as concentrações de chumbo extrapolaram em grande proporção os níveis máximos permitidos. Na região próxima à fábrica de baterias ocorreram variações bruscas de pH, o que ocasionou um aumento significativo nas concentrações dos metais estudados. Durante todo o percurso amostrado do ribeirão houve a presença sistemática dos elementos chumbo, níquel, cádmio, cromo e cobre, introduzidos por fontes cuja origem está na urbanização e industrialização, além de ferro, alumínio, manganês, cálcio e mercúrio como produto, principalmente, do carregamento de partículas através das águas de escoamento.

EREL et al. (2001), estudando a extensão da poluição no sedimento do lago Kinneret (Mar da Galiléia), em Israel, encontraram

concentrações de chumbo que variaram entre 3,0 e 11,4 $\mu\text{g/g}$ nas estações de coleta. Os autores concluíram que a maior fonte contribuinte de chumbo nas águas do lago ainda continua sendo o petróleo, embora os níveis de chumbo na gasolina tenham decaído significativamente nos anos 90. O metal acumulado ao longo das rodovias é lentamente transportado para o lago, num processo que pode levar séculos.

Em Ontário, no Canadá, NRIAGU et al. (1998) obtiveram concentrações médias de chumbo em lagos próximos a fundições nos anos de 1978, 1993 e 1994. Essas concentrações foram comparadas, mostrando acentuadas mudanças nos níveis médios de chumbo obtidos em 1978 (165-562 $\mu\text{g/g}$) em relação aos anos de 1993 e 1994 ($< 2,5 \mu\text{g/g}$). Esse declínio acentuado, observado em todos os lagos, é comparável às mudanças nas concentrações de chumbo atmosférico, atribuídas à retirada do metal da gasolina. Esses dados estão descritos na TABELA 18.

TABELA 18 – Concentrações médias de chumbo ($\mu\text{g/g}$) em partículas suspensas em lagos próximos a fundições em Sudbury, Ontário, Canadá, nos anos de 1978, 1993 e 1994

| Lago | Verão-1978 | Verão-1993 | Inverno-1994 |
|------------|------------|------------|--------------|
| Ramsay | 235 | 0,57 | 2,1 |
| Nelson | 562 | 2,1 | |
| McFarlane | 357 | 0,55 | 0,47 |
| Richard | | | 2,3 |
| Silver | | | 0,74 |
| Cleanwater | | | 1,8 |

FONTE – NRIAGU et al., 1998, modificado

3.5.3 Solo

Os níveis naturais de chumbo em solos rurais apresentam-se normalmente com concentrações menores de 30 ppm; entretanto, nos arredores das grandes cidades, áreas próximas a fundições ou a rodovias com alto tráfego, as concentrações do metal no solo podem exceder a

10.000 ppm (BELLINGER, SAVITZ, 1997).

Nos Estados Unidos o chumbo foi detectado em amostras de solo, numa estimativa de 57% das amostras coletadas em locais de maior risco, incluídos no NPL (*National Priorities List*) apresentando uma média geométrica de aproximadamente 44 ppm (ATSDR, 1993).

No Alto Vale do Ribeira, na zona rural do município de Adrianópolis, Paraná, Brasil, estudos preliminares de solos superficiais próximos a uma refinaria de chumbo, que não se encontra mais em atividade, apontaram para concentrações bastante elevadas, que variaram entre 117,4 a 6.406 µg/g (CUNHA et al., 2001).

Na bacia do Rio Piracicaba, estado de São Paulo, Brasil, HEITZMANN JUNIOR (1999) estudou as alterações na composição do solo nas proximidades de depósitos de resíduos domésticos. As concentrações médias de chumbo a jusante do corpo de resíduos do lixão de Itatiba, Piracicaba e Paulínea apresentaram valores maiores no período seco (125, 138 e 157 µg/kg, respectivamente), em relação ao período chuvoso (61, 25 e 64 µg/kg, respectivamente). Quando comparados com os valores de referência (500 µg/kg – interpretado como tolerável para uso específico), os níveis obtidos estão mais baixos. Entretanto, em relação aos valores de fundo encontrados em solo não contaminado (controle), foram determinados fatores de enriquecimento elevados para o metal em Piracicaba e Paulínea, provando a influência dos corpos de resíduos na composição química dos solos estudados, e demonstrando a necessidade de um controle na avaliação da contaminação.

No município de Aligarh, Índia, foram determinadas as concentrações de metais pesados em solo tratado com resíduos industriais. As concentrações de ferro, cromo, zinco, níquel e cobre foram elevadas, quando comparadas aos valores de solo não contaminado (controle). O chumbo foi detectado numa concentração que variou entre 5,3 a 12,5 mg/kg, sendo que no solo controle os níveis foram iguais a 1,2 mg/kg (MALIK, JAISWAL, 2000).

A TABELA 19 reporta dados da emissão mundial de chumbo, proveniente de variadas fontes, para o solo.

TABELA 19 – Emissão mundial de chumbo para o solo, proveniente de variadas fontes, em 1983

| Categoria da fonte | Taxa de emissão (t³) |
|--|--|
| Resíduos da agricultura e alimentos | 26 |
| Resíduos de madeira | 7,4 |
| Dejetos urbanos | 40 |
| Esgoto | 7,1 |
| Resíduos do solo da fabricação de metais | 7,6 |
| Cinzas de carvão | 144 |
| Produtos descartados | 292 |
| Fertilizantes e turfas | 2,9 |
| Sedimentação da atmosfera | 232 |
| Total de contribuição para o solo | 759 |

FONTE – NRIAGU, 1990, citado por DUDKA, MILLER, 1999



*Os primeiros
sopradores
apareceram
durante o
Império
Romano.
Produziam vidro
transparente e
também
aprenderam a
colorir e a
decorá-lo*

4

*Transporte,
distribuição
e transformação
no meio ambiente*

4.1 Transporte ambiental e distribuição

4.1.1 Ar

Na atmosfera o chumbo encontra-se na forma particulada. Essas partículas, quando lançadas ao ar, podem ser removidas da atmosfera e transferidas para superfícies e compartimentos ambientais por deposição seca ou úmida. Cerca de 40-70% da deposição do chumbo ocorre por precipitação úmida, dependendo de fatores como localização geográfica e nível de emissão na área (ATSDR, 1993; WHO, 1995). Tem sido calculada para o chumbo uma razão anual de precipitação de $0,18 \times 10^{-6}$, considerada baixa comparando-se com outros metais estudados, indicando, portanto, que o chumbo é removido da atmosfera de forma relativamente rápida. A deposição úmida é mais significativa do que a seca para a remoção do metal da atmosfera.

Das emissões de chumbo particulado lançado por automóveis, 20-60% é depositado próximos da fonte. O tamanho da partícula constitui um fator importante na determinação do transporte atmosférico do metal. Partículas grandes (diâmetro $> 2 \mu\text{m}$) precipitam da atmosfera rapidamente e são depositadas relativamente próximas à fonte de emissão, enquanto partículas pequenas podem ser transportadas a muitos quilômetros de distância. O chumbo tem sido encontrado em locais distantes das fontes de liberação, indicando que um transporte atmosférico longo pode ter ocorrido. A velocidade média de deposição seca das partículas do metal ($0,06$ - $2,0 \mu\text{m}$ de diâmetro) foi estimada no intervalo entre $0,2$ e $0,5 \text{ cm/segundo}$ em florestas coníferas na Suécia. As partículas de chumbo provenientes das emissões de automóveis são bem pequenas ($< 0,1 \mu\text{m}$ de diâmetro), mas podem crescer de diâmetro por coalescimento (ATSDR, 1993).

Considerando a concentração de chumbo atmosférica global, velocidade do vento, área de superfície e textura, uma deposição global de aproximadamente 410.000 toneladas por ano (seca e úmida) foi

calculada pela EPA americana (WHO, 1995).

4.1.2 Água e sedimento

Após a deposição do chumbo na água (proveniente do ar ou da lixiviação do solo), o metal se divide rapidamente entre o sedimento e a fase aquosa, dependendo do pH da água e dos sais nela dissolvidos, além da presença de agentes complexantes orgânicos. Observou-se que em $\text{pH} > 5,4$ a solubilidade total de chumbo é de aproximadamente $30 \mu\text{g/L}$ em águas duras (isto é, com alto teor de cálcio dissolvido) e de aproximadamente $500 \mu\text{g/L}$ em águas moles (isto é, com baixos teores de cálcio) (ATSDR, 1993; WHO, 1995). Íons sulfato, se presentes em águas moles, limitam a concentração de chumbo na solução pela formação de sulfato de chumbo. Acima de $\text{pH } 5,4$ os carbonatos de chumbo (PbCO_3 e $\text{Pb}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$) também limitam sua concentração (ATSDR, 1993).

Grande fração do chumbo carregado pelas águas dos rios tem sido encontrada na forma indissolúvel. Essa forma consiste em partículas coloidais ou partículas grandes insolúveis de carbonato de chumbo, óxido de chumbo, hidróxido de chumbo ou outros compostos de chumbo incorporados em outros componentes de matérias particuladas lixiviadas do solo (ATSDR, 1993). A razão entre o chumbo em sólidos suspensos para o chumbo na forma dissolvida tem sido encontrada numa variação de 4:1 em correntes rurais para 27:1 em correntes urbanas (GETZ et al., 1977, apud ATSDR, 1993).

O chumbo encontrado em águas superficiais pode estar complexado tanto com compostos orgânicos naturais (ácidos húmicos ou fúlvicos) como compostos de origem antropogênica (por exemplo, ácido etilenodiaminotetracético). A presença desses agentes quelantes na água pode aumentar de 10 a 60 vezes a taxa de compostos de chumbo em solução, em comparação com águas de mesmo pH, mas sem fulvatos (WHO, 1995).

4.1.3 Solo

O acúmulo do chumbo no solo ocorre principalmente em função da taxa de deposição (úmida ou seca) da atmosfera. Na maior parte, o chumbo é retido fortemente no solo, e muito pouco é transportado para

águas superficiais ou profundas. São vários os fatores que interferem no transporte do chumbo dentro do solo e na disponibilidade do metal, tais como pH, composição mineral do solo, quantidade e tipo de matéria orgânica, presença de colóides inorgânicos e óxidos de ferro, características de troca iônica e quantidade do elemento no solo. (ATSDR, 1993; WHO, 1995). O chumbo é fortemente adsorvido à matéria orgânica, e, embora não sujeito à lixiviação, pode entrar nas águas superficiais como um resultado da erosão do solo contaminado com chumbo. O chumbo pode ser convertido em sulfato de chumbo na superfície do solo, o qual é relativamente solúvel quando comparado com carbonato ou fosfato de chumbo. O metal também pode ser imobilizado pela troca iônica com óxidos hidratados ou argila, ou pela quelação com os ácidos fúlvicos e húmicos do solo. O chumbo inorgânico pode também estar ligado a matrizes cristalinas de rochas e permanecer imóvel (ATSDR, 1995).

A liberação do chumbo de complexos orgânicos para a forma solúvel, e portanto sua disponibilidade, é altamente dependente do pH. Em solos com $\text{pH} \geq 5$ e contendo pelo menos 5% de matéria orgânica, o chumbo atmosférico é retido na camada superior (2-5 cm). Em solos que apresentam alto teor de matéria orgânica e num pH entre 6 e 8, o chumbo pode formar complexos orgânicos insolúveis; se o solo tem menos matéria orgânica e o mesmo pH, complexos de óxidos de chumbo hidratados podem-se formar ou o chumbo pode-se precipitar na forma de carbonatos ou fosfatos. Em pH entre 4 e 6, os complexos orgânicos de chumbo formados tornam-se solúveis e sofrem lixiviação ou podem ser absorvidos pelas plantas (ATSDR, 1993; WHO, 1995).

O movimento do chumbo do solo para águas profundas por lixiviação é muito lento na maioria das condições naturais, exceto para situações de elevada acidez. As condições que induzem o escoamento são a presença de chumbo no solo em concentrações que se aproximem ou excedam a capacidade de troca catiônica do solo, a presença de materiais capazes de formar quelatos solúveis com o chumbo, e o decréscimo no pH da solução de lixívia (por exemplo, chuva ácida). Em solos próximos a fundições de chumbo, podem estar presentes condições favoráveis para a lixiviação. Entretanto, esta lixiviação do chumbo solúvel de solos contaminados para águas profundas pode ser minimizada pela presença do carbonato de chumbo no solo e manutenção do pH em 8-10

(MUNDELL et al., 1989, apud ATSDR, 1993).

4.1.4 Efluentes e lodo de esgoto

A TABELA 20 apresenta o possível aumento das concentrações de metal no solo, decorrente do uso de lodo de esgoto na agricultura.

GROSSI (1993) na tentativa de identificar as fontes de alguns metais em amostras de lixo, efetuou peneiramento, separação aerogravimétrica e catação manual. O autor encontrou pouco chumbo na forma metálica e não foi possível identificar a origem dos pedaços encontrados. Em trabalho semelhante, realizado na Alemanha em amostras de lixo, os achados se constituíram de bolinhas de chumbo de espingarda, capas de garrafas de vinho, fios prateados usados em árvores de Natal e pedaços de grades de baterias de automóveis.

4.1.5 Biodegradação e degradação abiótica

Uma vez lançado no ambiente, o chumbo pode ser transformado de uma espécie inorgânica para outra, ou de um tamanho de partícula para outro. Entretanto, como elemento, não está sujeito a degradação.

A transformação do chumbo inorgânico para o chumbo tetrametilado tem sido observada em sistemas aquáticos, particularmente nos sedimentos. Alguns autores postulam a biometilação, enquanto outros afirmam que esse processo é independente da presença da bactéria. Ainda não está claro se o chumbo tetrametilado formado é produzido abioticamente ou pela biota (WHO, 1989).

4.2 Bioacumulação

4.2.1 Microrganismos

Um dos fatores mais importantes que influenciam a toxicidade aquática do metal é a concentração iônica livre, a qual interfere na disponibilidade do chumbo para os organismos. A toxicidade do sal inorgânico de chumbo é muito dependente das condições ambientais, como a dureza da água, pH e salinidade (WHO, 1989). Em geral, compostos inorgânicos do chumbo apresentam toxicidade mais baixa para os microrganismos do que os tri e tetralquil compostos.

TABELA 20 – Potenciais incrementos na concentração de metais em solo pelo uso de lodo de esgoto na agricultura

| Elemento | Concentração média em solos não contaminados (mg/kg) I | Concentração final no solo (mg/kg) II | Razão II:I | Concentração no lodo (mg/kg) | Qua nece a con no : |
|----------|--|--|---------------|------------------------------------|---------------------------------|
| As | 6,5 | 14 | 2 | 41 | 1 |
| Cd | 0,2 | 7 | 35 | 39 | |
| Cr | 40 | 540 | 13 | 1.200 | |
| Cu | 18 | 270 | 15 | 1.500 | |
| Hg | 0,07 | 3 | 43 | 17 | |
| Mo | 2 | 5 | 2,5 | 18 | 1 |
| Ni | 16 | 86 | 5 | 420 | |
| Pb | 11 | 61 | 5,5 | 300 | |
| Se | 0,3 | 17 | 57 | 36 | |
| Zn | 43 | 500 | 12 | 2.800 | |

FONTE – DUDKLA, MILLER (1999), modificado

O chumbo tetralquilado se torna tóxico pela decomposição em chumbo trialquil-iônico.

Existem evidências de que cepas tolerantes existam e que essa tolerância possa ser desenvolvida em outras (WHO, 1989). É provável que a resistência aos metais tóxicos na bactéria reflita o grau de contaminação ambiental dessas substâncias, e pode diretamente estar relacionada com a exposição (MALIK, JAISWAL, 2000).

Em Aligarh, Índia, MALIK, JAISWAL (1994) estudando a resistência de bactérias (*E. coli*) isoladas de solo tratado com água de esgoto, verificaram uma resistência de 93,3% para o chumbo.

4.2.2 Plantas e animais aquáticos

Em organismos aquáticos a captação e acúmulo do chumbo da água e sedimentos são influenciados por vários fatores ambientais como temperatura, salinidade e pH, além do conteúdo dos ácidos húmico e algínico (WHO, 1989).

Em sistemas aquáticos contaminados, uma pequena fração do chumbo está dissolvida na água, pois a maior parte do metal encontra-se fortemente ligada ao sedimento (WHO, 1989).

É pouco provável que o chumbo afete plantas aquáticas nos níveis encontrados no ambiente em geral. Na forma de sais, o chumbo apresenta alta toxicidade aguda para invertebrados aquáticos, em concentrações acima de 0,1 mg/L para organismos de água doce, e 2,5 mg/L para organismos marinhos. A CL_{50} em 96 h. para peixes varia entre 1 e 27 mg/L em águas moles e entre 440 e 540 mg/L em águas duras para as mesmas espécies. As medidas de chumbo disponíveis sugerem que pouco do chumbo total está em solução em águas duras. Os sais de chumbo são pouco solúveis em água, e a presença de outros sais reduz a disponibilidade do metal a organismos, devido à precipitação.

Em relação às plantas aquáticas, existem poucas evidências de efeitos do chumbo em concentrações abaixo de 1 a 15 mg/L. Estudos realizados demonstraram que a adição de sedimentos não contaminados reduz a toxicidade do chumbo em plantas aquáticas, por meio da redução de sua disponibilidade (WHO, 1989).

Altos níveis de metais no solo podem levar à captura pelas plantas

e escoamento para as águas superficiais e subterrâneas. A contaminação de plantas por metais pode ocorrer diretamente da contaminação aquática ou do solo, com subsequente transferência para a planta. De modo geral, as concentrações individuais de cada metal em plantas são baixas e mantidas dentro de estreitos limites para garantir a atividade biológica (JORDÃO et al., 1999).

Nos ecossistemas de invertebrados aquáticos algumas populações são mais sensíveis do que outras, e a estrutura da comunidade pode ser adversamente afetada pela contaminação por chumbo. Entretanto, populações de áreas poluídas podem mostrar maior tolerância ao chumbo em relação às de áreas não poluídas. Em outros organismos, a adaptação a condições de hipóxia pode ser retardada pelas altas concentrações do metal (WHO, 1989).

A captação de chumbo pelos peixes somente alcança um equilíbrio após algumas semanas de exposição. O chumbo se acumula principalmente nas brânquias, fígado, rins e ossos. Os ovos dos peixes mostram um aumento dos níveis de chumbo com o aumento da concentração de exposição (WHO, 1989).

Ao contrário dos compostos inorgânicos do chumbo, o chumbo tetralquila é rapidamente captado pelo peixe e rapidamente eliminado após o término da exposição (WHO, 1989).

Em crustáceos, as concentrações de chumbo são mais altas em conchas ricas em cálcio, quando comparadas com os tecidos moles. Essas concentrações se relacionam com os níveis no sedimento (WHO, 1989).

As concentrações em alguns peixes marinhos são mais altas em brânquias e pele do que em outros tecidos, mas isso pode ocorrer em grande parte devido à adsorção. Os níveis no fígado aumentam significativamente com a idade (WHO, 1989).

Em golfinhos, o chumbo é transferido das mães para a ninhada durante o desenvolvimento fetal e a lactação. Isso pode estar relacionado com o metabolismo do cálcio (WHO, 1989).

Em áreas localizadas nos municípios de Conselheiro Lafaiete e Ouro Branco, Minas Gerais, região de mineração e com presença de fundições, foram obtidas concentrações de chumbo em diversas espécies

de plantas, que variaram entre 0,8 µg/g no gênero *Melinis minutiflora* a 1,4 µg/g no *Paspalum*. A toxicidade em plantas ocorre em concentrações acima de 30 µg/g (JORDÃO et al., 1999). Em peixes (*Astyanax* sp.) de rios no município Conselheiro Lafaiete, JORDÃO et al. 1999, encontraram em músculos e vísceras, concentrações que variaram de 0,6 a 3,0 µg/g em peso seco, mais baixas do que os valores estabelecidos pelos padrões ambientais brasileiros (8 µg/g em peso seco).

Numa área próxima a uma fundição de chumbo no estado de São Paulo, Brasil, QUEIROZ, NETO (1993) encontraram níveis médios de chumbo elevados em vísceras de peixes (39,66 µg/g), quando comparados com os limites permitidos no Brasil.

Analisando as concentrações de chumbo no bivalvar *Elliptio complanata* proveniente dos Grandes Lagos (EUA), DERMOTT, LUM (1986), apud WHO (1995), encontraram níveis mais altos na concha (10,2-25,2 mg/kg) quando comparados com os tecidos moles (< 2,2 mg/kg).

Níveis de Cd, Cu, Pb e Ni foram determinados em ostras da espécie *Pinctada radiata* coletadas de três locais ao longo da costa do Kuwait, Golfo da Arábia, durante quatro meses (março a junho) nos anos de 1990 e 1992. As concentrações médias de Pb nas amostras coletadas durante o ano de 1992 (13,61 e 5,86 µg/g) foram aproximadamente 54 e 27 vezes maiores do que aquelas verificadas em ostras da espécie *Crassostrea angulata* do estuário Huelva, Espanha e da espécie *Rangia cuneata* da baía de São Luís, nos EUA. Este aumento de concentração pode estar relacionado com a Guerra do Golfo, ocorrida em 1991, quando grandes quantidades de óleo cru, produto de combustão incompleta e outros materiais foram lançados no meio ambiente marinho (BOU-OLAYAN et al., 1995).

4.2.3 Plantas e animais terrestres

O chumbo ocorre naturalmente nas plantas e resulta da captação de metal do meio ambiente. O metal afeta as plantas em locais onde as concentrações ambientais são muito elevadas (WHO, 1989). Como mencionado anteriormente, existe uma dificuldade em se estabelecer os níveis originais do chumbo em plantas devido aos usos do metal (aplicação direta de substâncias químicas contendo chumbo na agricultura e de

fertilizantes contaminados). Nos Estados Unidos, o chumbo tem sido encontrado em fertilizantes superfosfatados em concentrações acima de 92 mg/kg. O lodo de esgoto usado como fonte de nutrientes na agricultura, também pode conter altas concentrações do metal, tipicamente de 1.000 mg/L. Entretanto, níveis tão altos quantos de 26 g/kg têm sido encontrados naquele país. O solo, que recebeu grandes aplicações por longos períodos de tempo (anos), conteve 425 mg/kg, sendo a concentração em solos não tratados igual a 47 mg/kg (WHO, 1995).

A tendência do chumbo inorgânico em formar sais altamente insolúveis e complexos com vários ânions, juntamente com sua ligação aos solos, reduz drasticamente a disponibilidade do metal em plantas terrestres via raízes. Nas bactérias o chumbo é primordialmente encontrado na parede celular. Fenômeno similar ocorre em plantas superiores (WHO, 1995).

Nas plantas superiores, o chumbo está associado com a parede celular. Parte do metal que passa para a célula da raiz da planta pode-se combinar com novos materiais da parede celular e em seguida, ser removido do citoplasma para a parede da célula. Do chumbo remanescente nas células da raiz, existem evidências de pouca translocação para outras partes da planta, pois os níveis encontrados no broto e no tecido foliar são geralmente muito menores do que na raiz. A captação foliar do chumbo ocorre, mas numa extensão muito pequena (WHO, 1995).

Os métodos de monitoração da bioacumulação podem ser divididos em dois grupos: ativos e passivos. A monitoração ativa inclui a exposição de espécies bem definidas, sob condições controladas, enquanto a monitoração passiva se refere à observação ou análise química de plantas nativas. CEBURNIS, VALIULIS (1999) propuseram um método para monitoração ativa de metais, inclusive o chumbo, utilizando musgos como coletores ambientais. Verificaram que o Pb, Ni, Cu e V foram melhor retidos, o que possibilita a utilização destes sistemas biológicos na monitoração ambiental a longo prazo.

A TABELA 21 apresenta concentrações de metais em culturas cultivadas em solos contaminados com poeira de zinco e chumbo provenientes de uma fundição, e em solos controle. Esses níveis foram obtidos em solos com pH 7-8 e apresentando valores de fundo de 0,3, 6,8, e 25 mg/kg para cádmio, chumbo e zinco, respectivamente, em solos

controles e iguais a 106, 5.450 e 11.400 mg/kg em solos contaminados com cádmio, chumbo e zinco, respectivamente. Embora o teor de metais nos solos contaminados seja elevado, os níveis na planta permanecem baixos. Normalmente, a captação de metais pela planta não ocorre numa resposta linear às concentrações de metais no solo, exceto em níveis muito baixos (DUDKA, MILLER, 1999).

TABELA 21 – Concentrações de metais (mg/kg) em culturas desenvolvidas em solos contaminados com poeira de uma fundição de zinco e chumbo, nos Estados Unidos

| Cultura | | Cevada | | Tubérculos de batata | |
|---------|-------------|--------|------|----------------------|------------|
| | | palha | grão | intacto | peletizado |
| Cádmio | controle | 0,34 | 0,12 | 0,15 | 0,16 |
| | contaminado | 2,4 | 0,7 | 3,21 | 1,67 |
| Chumbo | controle | 7,3 | 0,4 | 0,24 | 0,21 |
| | contaminado | 13 | 2 | 15,4 | 0,89 |
| Zinco | controle | 25 | 29 | 25 | 23 |
| | contaminado | 99 | 58 | 172 | 55 |

FONTE – DUDKA, PIOTROWSKA, 1995, citados por DUDKA, MILLER, 1999

Em animais, existe uma correlação positiva entre o chumbo nos tecidos e as concentrações do metal provenientes da dieta, embora os níveis tissulares sejam quase sempre mais baixos. A distribuição do chumbo no organismo animal está intimamente relacionado ao metabolismo do cálcio. Entretanto, a forma orgânica tetravalente do chumbo, que é geralmente mais tóxica do que a divalente e a forma inorgânica, não segue esse metabolismo (WHO, 1995).

Em Montevideu, no Uruguai, para avaliar a extensão da contaminação por chumbo na área urbana, foram obtidas plumbemias de cães, considerados animais sensíveis ao metal. A média encontrada foi igual a 15,5 µg/dL, mais alta do que a obtida em crianças (9,5 µg/dL) no mesmo estudo. Devido aos seus hábitos inerentes e à alta susceptibilidade ao chumbo, os cães podem ser usados como marcadores da bioacumulação do metal na avaliação do risco ambiental (MAÑAY et al., 1999).

Altos níveis do metal são encontrados em sangue, rins, fígados e ossos dos animais atingidos (WHO, 1989). MUDGE (1983), apud WHO (1989), analisou o teor de chumbo no fígado e ossos da asa de 23 espécies de aves aquáticas britânicas. Os níveis mais altos do metal no fígado foram encontrados em pássaros que apresentaram projéteis de arma de fogo na moela.

4.3 Riscos ao meio ambiente e acidentes relatados

A maior parte dos acidentes descritos na literatura mundial ocorreu durante o transporte dos compostos do chumbo, sendo relatados apenas aqueles que atingiram maiores proporções. A maior frequência dos acidentes relatados ocorreu com o chumbo tetraetila. Os acidentes estão descritos na TABELA 22, obtidos por *The Major Hazard Incident Data Service* (MHIDAS).

No Centro de Informação Antiveneno, Bahia, Brasil, foi relatado o atendimento de uma família de seis pessoas (dois adultos e quatro crianças) expostas ao chumbo durante quatro anos, numa oficina de reforma de baterias automotivas. Uma dessas crianças, do sexo masculino e com oito anos na época do atendimento, apresentou nível de chumbo em sangue igual a 105 µg/dL e um quadro agudo grave, que evoluiu com alterações do desenvolvimento psíquico e neuropatia periférica (REBOUÇAS, GUIMARÃES, 1995).

No período de 1994 a 1997, de um total de 1.369 atendimentos de acidentes por chumbo, provenientes de seis Centros de Controle de Intoxicação no Brasil, apenas 1,1% se relacionam com acidentes com crianças (até 12 anos). Em 35,9% dos atendimentos foram relatadas manifestações clínicas, caracterizando a intoxicação. Em aproximadamente 64% foi constatada apenas a exposição. A maior parte dos pacientes atendidos (93,13%) nesses centros trabalhava em indústrias, sendo a exposição ocupacional ao chumbo o maior risco de intoxicação (ALONSO, 2001).

No Centro de Informação Toxicológica do Rio Grande do Sul, Brasil, dos 57 casos de acidentes por chumbo atendidos no período de 1995 a 2000, 5,2% ocorreram com crianças na faixa de 1 a 4 anos. Também nesse centro, dos casos reportados no período de 1997 a 2000, a maior parte (64%) foi proveniente da exposição ocupacional ao chumbo.

TABELA 22 – Acidentes relatados no mundo com os compostos do chumbo, a partir de 1980

| Ano | Local | Composto do chumbo | Tipo de acidente | Origem | Causa |
|--------------|---|---------------------------------------|-----------------------|---|------------------------------|
| 1982 | Livingston, Lousiana, EUA | chumbo tetraetila (líquido) | incêndio | transporte em contêineres por estrada de ferro | falha mecânica, impacto |
| 1984 | Carlisle, Cumbria, Reino Unido | chumbo tetraetila (líquido) | | transporte em contêineres por estrada de ferro | |
| 1986 | Hemel Hempstead, Hertfordshire, Reino Unido | óxido de chumbo vermelho (pó, poeira) | liberação instantânea | transporte em contêineres | falha mecânica, fator humano |
| 1986 | Hoo, Reino Unido | rejeito de chumbo e cobre | liberação | transporte em contêineres | |
| 1986 | Ellesmere Port, Cheshire, Reino Unido | chumbo tetraetila (líquido) | fogo | durante processamento na indústria | impacto |
| 1988 | Post Lake, Ontário, Canadá | chumbo (sólido) | liberação instantânea | transporte em contêineres por estrada de ferro | |
| 1992 | Deepwater, New Jersey, EUA | chumbo tetraetila | explosão, fogo | durante estocagem na indústria, pressão atmosférica | falha mecânica |
| 1993 | Aktyuz, Kirghizia | chumbo | liberação | durante transporte no gasoduto doméstico ou comercial | |
| 1993 | Droitwich, Worcestershire, Reino Unido | chumbo (sólido) | liberação | | impacto |
| n.c. 1995 | Darlington, County Durham, Reino Unido | pó de chumbo | liberação | transporte em contêineres | |
| 1997 | Portsmouth, Hampshire, Reino Unido | nitrato de chumbo (sólido) | liberação | transporte em contêineres | |

n.c.= não consta

FONTE – MHIDAS, 1999



No final do séc. XII, formou-se uma corporação de artesãos do vidro em Veneza. Eles aperfeiçoaram a fabricação do vidro soprado, dando-lhe novas e elegantes formas



5

Padrões de contaminação ambiental e de exposição humana

5.1 Exposição ambiental

5.1.1 Ar

Quase todo o chumbo na atmosfera está ligado a finas partículas menores que $1\text{ }\mu\text{m}$ de diâmetro, embora algumas possam ser solubilizadas em pequenas gotas ácidas na forma de aerossol (névoas ou neblinas) (WHO, 1995).

Nos Estados Unidos, o *Clean Air Act* estabeleceu dois tipos de padrão de qualidade nacional do ar: o padrão primário, que visa estabelecer limites para proteção da saúde pública, incluindo as populações sensíveis (asmáticos, crianças e idosos), e o secundário, que propõe limites para proteção do bem-estar público, incluindo proteção contra diminuição da visibilidade, danos aos animais, culturas, vegetação e construções. De acordo com o *Ambient Air Quality Standards*, o valor padrão (primário e secundário) para concentrações de chumbo no ar foi estabelecido em $1,5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, média trimestral (EPA, 2000).

Os valores-guia europeus estabelecem um limite anual para o chumbo na atmosfera igual a $2\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (LEROYER et al., 2000).

No México, a *Norma Oficial Mexicana NOM-026-SSA1-1993* estabeleceu $1,5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (média trimestral) como valor permissível para a concentração de chumbo no ar ambiente (DUARTE, 1995). Naquele país já foram reportadas concentrações que variaram entre $0,6$ e $5,7\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ no ano de 1987 (WHO, 1995). Entre os anos de 1990 e 1993, os níveis do metal no ar mostraram uma tendência decrescente (abaixo de $1,5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), devido à diminuição do chumbo tetraetila na gasolina e à regulamentação industrial (DUARTE, 1995).

De modo geral, observa-se uma tendência à diminuição de chumbo no ar em diversos países. Nos Estados Unidos, em 1990, observou-se um decréscimo nos níveis do metal atmosférico em áreas urbanas, onde as concentrações se encontraram abaixo de $0,07\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (USEPA, 1991, apud WHO, 1995). Tais reduções também têm sido

reportadas no Canadá, Alemanha, Noruega e Reino Unido (WHO,1995).

WANG et al., 1995, citados por WHO, 1995, observaram que concentrações de chumbo no ar, próximo a fontes estacionárias onde as emissões não são controladas, como fundições de chumbo, variaram de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na área da fundição, a $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, numa distância de 1 km. Em estudo realizado na Bélgica, próximo a uma fundição primária de chumbo, ROELS et al. (1980) verificaram concentrações de chumbo no ar que variaram de $2,68$ a $4,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$, em distâncias menores do que 1 km da fonte, e de $0,49$ a $1,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a 2,5 km da fonte. Foram encontradas fortes associações entre o chumbo na poeira, no ar e nas mãos das crianças que viviam no entorno da área da fundição.

5.1.2 Solo

Como visto anteriormente (item 3.5.3), as concentrações naturais de chumbo no solo variam de 1 a 30 ppm. No Reino Unido, em solos rurais, foram obtidas médias geométricas iguais a $42 \text{ mg}/\text{kg}$ (DAVIES, 1983, apud WHO, 1995) e $48 \text{ mg}/\text{kg}$ (McGRATH, 1986, apud WHO, 1995).

A TABELA 23 apresenta padrões de chumbo em solo para áreas de uso residencial, estabelecidas em alguns países.

TABELA 23 – Padrões de chumbo para o solo de áreas residenciais

| Local | Padrão adotado ($\mu\text{g}/\text{g}$) |
|--------------------------|---|
| Estados Unidos (federal) | 500 |
| Minnesota | 500^{a} 375^{b} |
| OME, Canadá | 500^{c} |
| Holanda | 50^{d} 150^{e} 600^{f} |
| Inglaterra | 500^{g} |
| Londres, Reino Unido | 500^{h} |

^a regra emergencial proposta; ^b solo arenoso; ^c solo não arenoso; ^d valor de fundo; ^e investigação adicional; ^f valor de limpeza; ^g redensolvimento de terras industriais; ^h padrão adotado para poeiras

FONTE – SHARMA, REUTERGARDH, 2000, modificado

As concentrações de chumbo em solo urbano variam muito. No Estados Unidos, foram registradas variações de 200 a 3.300 mg/kg (USEPA, 1989, apud WHO, 1995) e concentrações de 10.960 mg/kg em solos de jardins (MIELKE et al., 1984, citados por WHO, 1995). ELHELU et al. (1995) em Washington, Estados Unidos, obtiveram níveis médios de chumbo em solo urbano que variaram de 53,7 a 471,4 ppm nas localidades estudadas, sendo que as concentrações originais apresentaram valores entre 10 e 50 ppm.

Em Antofagasta, Chile, numa área urbana próxima a locais de armazenamento de chumbo, SEPÚLVEDA et al. (2000) encontraram níveis do metal no solo que variaram entre 81-3.159 mg/kg. Os níveis controle variaram de 51 a 321 mg/kg. No ar, obtiveram uma média igual a 0,28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para os seis meses amostrados.

LEROYER et al. (2000), no norte da França, encontraram níveis de chumbo em solo dentro do intervalo de 100 a 1.700 mg/kg, em áreas próximas a emissões industriais.

Na região de Hettstedt, antiga Alemanha Oriental, em áreas próximas a uma fundição de chumbo, foram encontradas concentrações do metal no solo de até 3.900 mg/kg, muito elevados quando comparados ao valor de fundo de 139 mg/kg (BAYERN, 1991, citado por TREPKA et al., 1997).

Em Santo Amaro da Purificação, estado da Bahia, Brasil, SILVANY-NETO et al. (1996) relataram que, no ano de 1980, grande parte das crianças que moravam cerca de 500 metros de uma fundição de chumbo estavam expostas ao solo contendo mais de 10.000 ppm do metal. Em 1985, essa porcentagem diminuiu em 25%. Os estudos realizados na mesma localidade, nos anos de 1980 a 1985, demonstraram associação positiva entre os níveis de chumbo no solo e plumbemia em crianças (SILVANY-NETO et al., 1989). Vários outros estudos apontam para uma associação entre níveis de chumbo no solo e no sangue de crianças (BJERRE et al., 1993; COOK et al., 1993; LANPHEAR et al., 1996; MURGUEYTIO et al., 1998; ELHELU et al., 1995).

No Brasil, CUNHA et al., 2001, obtiveram na região do Alto Vale do Ribeira (município de Adrianópolis, Paraná) níveis de chumbo no solo que variaram de 117,4 a 6.406 $\mu\text{g}/\text{g}$ (ppm), numa área próxima a uma refinaria desativada de chumbo.

A TABELA 24 apresenta níveis de chumbo no solo em áreas de mineração, em diversas partes do mundo.

TABELA 24 – Níveis de chumbo em solo obtidos em áreas de mineração, em diversos países

| Local | Níveis de chumbo no solo | Níveis originais | Controle | Referência |
|--|---|----------------------|---|--------------------------|
| Sala, Suécia | 295 µg/g ^b (20-5.000 µg/g) ^c | | 31 µg/g ^b (10-39 µg/g) | BERGLUND et al., 2000 |
| Big River Mine Tailings (113 km de St. Louis), Missouri, EUA | 1.282,28 ^a µg/g (<i>playgrounds</i>) 1.078,76 ^a µg/g (quintal das residências) | | 127,15 ^a µg/g 87,57 ^a µg/g | MURGUEYTI O et al., 1998 |
| Broken Hill, Austrália | 210-2.286 ppm | 300 ^a ppm | | GULSON et al., 1996 |
| Ledville, Colorado, EUA | 1.000 ^a -2.453 ^a ppm | | | COOK et al., 1993 |
| Falun, Suécia | até 1.400 µg/g (quintal das residências) | 16 ^a µg/g | | BJERRE et al., 1993 |

^amédia, ^bmediana

A TABELA 25 apresenta as quantidades máximas permitidas de metais em lodo de esgoto, adotadas por vários países.

De acordo com a USEPA (1996), citada por BETTIOL, CAMARGO (2000), as cargas cumulativas máximas permitidas de chumbo pela aplicação de lodo em solos agrícolas corresponde a 300 kg/ha, e a taxa máxima de aplicação anual do lodo nesses solos é igual a 15 kg/ha.

TABELA 25 – Concentrações máximas permitidas de chumbo em lodo de esgoto utilizado na agricultura, segundo diversos países

| País | Concentração máxima de chumbo (mg/kg) |
|----------------------|--|
| Europa | 750-1200 |
| Dinamarca | 120 |
| Alemanha | 900 |
| Finlândia | 100 |
| França | 800 |
| Holanda | 100 |
| Noruega | 100-300 |
| Suécia | 100 |
| Estados Unidos (EPA) | 300-840 |

FONTE – HEDBERG et al., 1996, citados por WHO, 2000

As concentrações de chumbo em poeira caseira variam muito em diferentes áreas do mundo e podem ser uma fonte significativa de exposição ao metal, particularmente para crianças. Vários estudos têm associado níveis de chumbo em poeira caseira e plumbemia em crianças (LANPHEAR et al., 1996; TREPKA et al., 1997; MEYER et al., 1998).

5.2 Exposição da população em geral

5.2.1 Alimentos e bebidas

Em adultos, a maior fonte de exposição não ocupacional ao chumbo são os alimentos e bebidas. A proporção do ingresso total do metal derivada de alimentos é dependente da concentração de chumbo no ar, água e outras fontes (WHO, 1995), e varia muito de país para país.

Foi recomendada uma Ingestão Tolerável Semanal Provisória (*Provisionally Tolerable Weekly Intake - PTWI*) de 25 $\mu\text{g/kg}$ de peso corporal, para uma criança de dois anos de idade e pesando 10 kg, que é equivalente a um ingresso diário total de 36 μg de chumbo (JECFA, 1993). Tem sido observado que a PTWI corresponde a 6 $\mu\text{g/dL}$ de chumbo em sangue, valor próximo aos níveis associados com os efeitos adversos observados em crianças (JECFA, 1993).

Na cadeia alimentar (solo \rightarrow planta \rightarrow animal \rightarrow homem) o chumbo é diluído, sendo que nenhum dano agudo por meio dela foi relatado (DUDKA, MILLER, 1999). Pessoas que consomem grandes quantidades de alimento enlatado, cujas latas apresentam soldas com chumbo, costumam apresentar níveis elevados. Entretanto, essa fonte de exposição atualmente tem sido diminuída em alguns países, através da substituição das soldas com chumbo por tecnologias alternativas (SIMMS, BECKETT, 1987, citados por DUDKA, MILLER, 1999). Nos Estados Unidos e no Reino Unido tem-se observado um decréscimo no ingresso de chumbo proveniente de alimentos, durante as últimas duas décadas. Nos EUA, parte desse decréscimo é atribuído à diminuição do uso de alimentos e bebidas enlatadas com solda com chumbo (WHO, 1999).

A TABELA 26 apresenta dados sobre a contribuição dos alimentos nos níveis de chumbo, provenientes da dieta no Canadá, Finlândia, Holanda e Reino Unido.

A TABELA 27 apresenta níveis representativos de chumbo em gêneros alimentícios, obtidos de 20 países, através de dados da *Global Environmental Monitoring System-GEMS/FOOD*, que são níveis comparáveis aos reportados nos Estados Unidos e Canadá.

A contaminação de plantas por metais pode levar a problemas, como diminuição do rendimento da safra e acúmulo dos elementos potencialmente tóxicos nas partes comestíveis, usadas como alimento ou ração. O chumbo nos alimentos e ração provém principalmente da deposição aérea de partículas ricas em chumbo no solo e na superfícies das plantas. A contaminação industrial pode resultar em concentrações de chumbo em plantas iguais a 30 mg/kg ou mais. Gêneros alimentícios provenientes de plantas contêm mais chumbo do que os de origem animal (DUDKA, MILLER, 1999).

TABELA 26 – Contribuição dos alimentos nos níveis de chumbo na dieta de alguns países

| País | Alimento | Porcentagem do total ingerida |
|-------------|------------------------------------|--------------------------------------|
| Canadá | vegetais | 17 |
| | carnes (bovina, peixe, aves) | 17 |
| | bebidas | 15 |
| | cereais e derivados | 15 |
| | frutas e sucos | 10 |
| Finlândia | cereais e derivados | 24 |
| | frutas | 22 |
| | bebidas, doces, etc. | 20 |
| | leite e derivados | 17 |
| | vegetais | 9 |
| Holanda | água de beber | 30 |
| | cereais e derivados | 17 |
| | vegetais | 12 |
| | vinhos e outras bebidas alcoólicas | 9 |
| | frutas | 6 |
| | | |
| Reino Unido | pães e cereais | 15 |
| | bebidas | 14 |
| | batatas | 10 |
| | leite | 9 |
| | vegetais enlatados | 8 |

FONTE – GALA-GORCHEV, 1991, apud WHO, 1995

TABELA 27 – Níveis representativos de chumbo em alimentos

| Mercadoria | Níveis típicos de chumbo |
|----------------------------------|--------------------------|
| | ($\mu\text{g/kg}$) |
| cereais | 60 |
| raízes e tubérculos | 50 |
| frutas | 50 |
| vegetais | 50 |
| carnes | 50 |
| óleos e gorduras vegetais | 20 |
| peixes | 100 |
| legumes | 40 |
| ovos | 20 |
| nozes e óleo de sementes | 40 |
| miúdos de animais | 20 |
| crustáceos | 20 |
| especiarias e ervas | 30 |
| água para consumo | 20 |
| bebidas enlatadas | 200 |
| alimentos enlatados ^a | 200 |

^a assumindo que o consumo seja 2% do total

FONTE – GALA-GORCHEV, 1991, apud WHO, 1995

A TABELA 28 apresenta níveis de metais obtidos em culturas cultivadas em solos localizados longe de fontes de contaminação, em várias regiões dos Estados Unidos (DUDKA, MILLER, 1999). Observa-se que as concentrações de chumbo e cádmio foram maiores em alface e agrião e mais baixas em grãos.

Com o objetivo de determinar a concentração de chumbo em misturas de sal mineral utilizadas como suplemento na alimentação do gado, MARÇAL et al. (2001) mediram as concentrações do metal em amostras da mistura, provenientes dos estados de São Paulo e Paraná, Brasil. Os resultados obtidos demonstram que 30% apresentaram níveis de chumbo acima de 30 ppm, que constitui o limite máximo atribuído pelo *National Research Council*, de 1980. Em outro estudo realizado em sal mineral nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil, 40% das formulações analisadas continham concentrações acima de 30 ppm (MARÇAL et al., 1999).

TABELA 28 – Concentrações de metais em mg/kg, em partes comestíveis de culturas crescidas em solos não tratados, nos Estados Unidos

| Elemento | Cd | | Pb | | Zn | |
|-----------|-------|------------------|-------|------------------|-------|------------------|
| | média | 95 ^{oa} | média | 95 ^{oa} | média | 95 ^{oa} |
| alface | 0,44 | 2,1 | 0,19 | 1 | 46 | 78 |
| espinafre | 0,8 | 1,5 | 0,53 | 1,2 | 43 | 128 |
| batata | 0,14 | 0,36 | 0,03 | 0,1 | 15 | 27 |
| trigo | 0,04 | 0,12 | 0,02 | 0,17 | 29 | 48 |
| arroz | 0,01 | 0,03 | 0,01 | 0,03 | 15 | 20 |
| milho | 0,01 | 0,07 | 0,01 | 0,03 | 22 | 30 |
| cenoura | 0,16 | 0,79 | 0,05 | 0,24 | 20 | 48 |
| cebola | 0,09 | 0,24 | 0,04 | 0,09 | 16 | 26 |
| tomate | 0,22 | 0,61 | 0,03 | 0,11 | 22 | 29 |
| amendoim | 0,07 | 0,21 | 0,01 | 0,03 | 31 | 42 |
| soja | 0,04 | 0,18 | 0,04 | 0,1 | 45 | 59 |

^a 95º percentil

FONTE – WOLNIK et al., 1983 e 1985, citados por DUDKA, MILLER, 1995

Entretanto, bovinos que consumiram concentrações de chumbo iguais a 44, 47, 38 e 36 ppm (matéria seca), por um período ininterrupto de um ano, apresentaram níveis sanguíneos dentro do limite de tolerância biológico atribuído à espécie bovina, que é de 0-0,25 ppm (MARÇAL et al., 1998).

A contaminação de bebidas alcoólicas por chumbo pode ocorrer de várias formas como, por exemplo, através do uso da solda de chumbo em barris ou resíduos de praguicidas (arsenato de chumbo) no solo, usados na cultura da uva. Além disso, as bebidas alcoólicas tendem a ser ácidas e existe a possibilidade de grande quantidade de chumbo ser dissolvida durante a preparação, armazenagem ou no momento de servi-las (WHO, 1995). A TABELA 29 apresenta a análise quanto ao teor de chumbo de 432 vinhos de mesa, vendidos nos Estados Unidos.

TABELA 29 – Distribuição dos teores de chumbo em vinhos de mesa comercializados nos Estados Unidos

| Intervalo (µg/L) | Número de amostras | Porcentagem do total de amostras analisadas |
|-------------------------|---------------------------|--|
| 0-10 | 36 | 8,3 |
| 11-25 | 62 | 14,4 |
| 26-50 | 105 | 24,3 |
| 51-100 | 144 | 33,3 |
| 101-250 | 64 | 14,8 |
| 251-500 | 12 | 2,8 |
| 501-673 | 9 | 2,1 |

FONTE – U.S. DEPARTMENT OF THE TREASURY, 1991, apud WHO, 1995

Existe ainda a possibilidade de o chumbo contaminar alimentos, através de sua migração de recipientes que contêm esses alimentos. O metal pode migrar de latas com soldas de chumbo, travessas de cerâmica, objetos de cristal e decalques ou desenhos presentes nos invólucros de alimentos. Alimentos ácidos tendem a remover mais chumbo, embora certos alimentos, como milho e feijão, estejam associados com uma liberação maior do metal, que não é explicada apenas pela acidez. O oxigênio parece acelerar a liberação de chumbo dos recipientes alimentares (WHO, 1995).

Com o objetivo de verificar a influência do cozimento de alimentos em cerâmicas vitrificadas na exposição ao chumbo em crianças, BATRES

et al. (1995), na cidade de San Luis Potosím, México, estabeleceram correlação entre a estimativa da ingestão de chumbo através da dieta e os níveis de plumbemia infantis. O conteúdo de chumbo obtido em feijões cozidos em recipientes metálicos foi 4 ppb, entretanto essas concentrações aumentaram para 3000 ppb quando o alimento foi cozido em cerâmicas vitrificadas. A ingestão diária de chumbo pela dieta foi estimada em 9,3 µg/dia, entretanto, quando a estimativa inclui *frijoles* cozidos em recipientes de barro vitrificado, o valor diário da ingestão aumenta para até um total de 135,8 µg/dia. Crianças que foram expostas ao chumbo, através de alimentos cozidos em cerâmicas vitrificadas, apresentaram níveis médios de plumbemia (16,5 µg/dL) mais elevados do que crianças não expostas (14,9 µg/dL).

5.2.2 Água para consumo

Como visto anteriormente, os níveis originais de chumbo em águas superficiais e subterrâneas são normalmente baixos. Entretanto, água com baixo pH e baixas concentrações de sais dissolvidos (referência aos agressivos) podem lixiviar quantidades substanciais de chumbo de canos, soldas e mobiliários. Reservatórios, cisternas e tanques para água, recobertos na superfície com chumbo, podem ser a maior fonte de contaminação pelo metal em água para consumo (WHO, 1995).

A TABELA 30 apresenta os valores máximos aceitáveis de chumbo na água para consumo, estabelecidos por diferentes instituições, baseados nos efeitos sobre a saúde humana.

TABELA 30 – Valores recomendados de chumbo em água para consumo

| Instituição | Valores recomendados (mg/L) |
|----------------------------------|-----------------------------|
| USEPA ^a | 0,015 |
| WHO ^b | 0,01 |
| Valor-guia estadual ^c | |
| Arizona (EUA) | 0,02 |
| Maine (EUA) | 0,02 |

FONTE – ^aUSEPA, 2000; ^bWHO, 1995; ^cHSDB, 2000

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2001) estabelece para o chumbo concentrações máximas de 0,03 mg/L para as águas classificadas como doce e de 0,01 mg/L para as águas classificadas como salina e salobra. Em relação aos efluentes de qualquer fonte poluidora, o valor máximo estabelecido é igual a 0,5 mg/L.

O padrão ambiental da Alemanha para água de consumo estabelece concentração máxima igual a 0,04 µg/L (DIETER, 1994, citado por MEYER et al., 1998). Numa pesquisa em nível nacional, realizada pela *Environmental Survey* da República Federativa da Alemanha (1990-1992), foram obtidas concentrações de chumbo em água para consumo extremamente elevadas em algumas áreas da antiga Alemanha Oriental, onde os níveis médios foram iguais a 24 µg/L, e o nível máximo obtido igual a 2.600 µg/L. Encanamentos com chumbo foram encontrados em aproximadamente 50% das casas analisadas (ENGLERT, HÖRING, 1994, citados por MEYER et al., 1998), e o pH da água para consumo foi geralmente baixo (NÖLLKE et al., 1995, citados por MEYER et al., 1999).

LEROYER et al. (2000) em área industrial no norte da França, TREPKA et al. (1997) em cidade da antiga Alemanha oriental com história de mineração, CIKRT et al. (1997) na antiga República Tcheca e BEGEROW et al. (1994) em várias regiões da Alemanha, encontraram associação entre os níveis de chumbo em água para consumo e concentrações de chumbo em sangue de crianças de várias faixas etárias.

Em estudos realizados em áreas de mineração de diversos países, como no Colorado, Estados Unidos (COOK et al., 1993); na Austrália (CHIARADIA et al., 1997); no Missouri, Estados Unidos (MURGUEYTIO et al., 1998); em Hettstedt, Alemanha (MEYER et al., 1999) e no Alto Vale do Ribeira, Brasil (PAOLIELLO et al., 2001), os níveis de chumbo em água para consumo foram bastante baixos, não sendo encontrada nenhuma correlação com as plumbemias obtidas em crianças moradoras dessas regiões.

5.2.3 Outras exposições

Intoxicações por chumbo clinicamente evidenciadas, devido ao uso de medicamentos e cosméticos, têm sido identificadas por vários autores entre bebês, crianças e adultos (WHO, 1995).

Vários compostos do chumbo são usados em elevadas concentrações em medicamentos tradicionais em várias partes do mundo. Alguns medicamentos tradicionais no México, como o *azarcón* (cromato de chumbo), usado para o tratamento da diarreia, apresentam concentrações de chumbo que podem exceder a 70%, tendo produzido intoxicações em crianças mexicanas (ROMIEU et al., 1995).

A TABELA 31 apresenta algumas fontes de exposição ao chumbo, utilizadas em cosméticos e medicamentos tradicionais em várias partes do mundo.

TABELA 31 – Fontes de exposição ao chumbo em cosméticos e medicamentos tradicionais

| Fonte de chumbo (produto) | Comentários | Referência |
|----------------------------------|--|--|
| <i>Summa/Kohl</i> | Usado na Índia, Paquistão, e outras culturas mulçumanas como preparação para os olhos; colocado na superfície das conjuntivas ou como adstringente no coto do cordão umbilical | ASLAM, et al., 1979; FERNANDO et al., 1981; SHALTOUT et al., 1981 SHARMA et al., 1990 |
| Medicamento <i>Hindu folk</i> | Sementes e raízes para tratamento de diabetes (8mg de chumbo/g) | PONTIFAX, GARG, 1985 |
| <i>Bokhoor</i> | Costume tribal de produzir fumaça de chumbo para prevenir a aproximação do diabo | SHALTOUT et al., 1981 |
| <i>Azarcón</i> | Cromato de chumbo e mistura de óxidos de chumbo para tratamento de desordens gastrintestinais no México e sudoeste dos Estados Unidos | TROTTER, 1990 |
| Pomadas para pele e cosméticos | Cosméticos usados por atores chineses; pomada para pele na Europa | LAI, 1977 |

FONTE – WHO, 1995

O chumbo também está presente em cigarros, em concentrações que variam de 2,5-12,2 µg/cigarro, das quais aproximadamente 2-6% pode ser inalado pelo fumante (ATSDR, 1993). A TABELA 32 apresenta os teores de chumbo em amostras de diferentes marcas de cigarro vendidas no México, demonstrando que o hábito de fumar pode contribuir na carga corpórea do metal (ROMIEU et al., 1995).

TABELA 32 – Concentrações de chumbo em cigarros comercializados no México

| Tipo de cigarro | Nº de amostras | Intervalo (mg/kg) |
|------------------------|-----------------------|--------------------------|
| Puro | 30 | 2,23-25,46 |
| Cigarros mexicanos | 30 | 0,91-14,69 |
| Cigarros americanos | 30 | 0,55-10,22 |
| Tabaco para cachimbo | 30 | 2,40-6,27 |

FONTE – ROMIEU et al., 1995

5.3 Exposição ocupacional

Exposições ocupacionais ao chumbo que resultam em intoxicação, tanto com sintomatologia moderada ou clínica, ainda ocorrem em muitos países. Embora os adultos sejam os principais envolvidos, em vários países, especialmente naqueles com indústria em desenvolvimento e pequenas indústrias caseiras, a distinção entre casa e local de trabalho muitas vezes não existe (VERRULA, NOAH, 1990, citados por WHO, 1995).

Em vários estudos sobre os determinantes das concentrações sanguíneas de chumbo em crianças de diferentes faixas etárias, os autores concluíram que a ocupação do pai é uma variável fortemente preditiva nos níveis de plumbemia encontrados. O transporte da poeira de chumbo do local de trabalho dos pais ou de outra pessoa que vive na mesma casa, através de roupas, sapatos, cabelo e pele, pode ser uma importante rota de exposição para crianças (GRANDJEAN, BACH, 1986; KNISHKOWY, BAKER, 1986; CHENARD et al., 1987; COOK et al., 1993; GULSON et al., 1996; CHIARADIA et al., 1997; BAGHURST et al., 1999; ROSCOE et al., 1999; PAOLIELLO et al., 2001).

Os riscos potenciais da exposição ocupacional ao chumbo em fundições e refinarias do chumbo primário ou secundário são bem

reconhecidos, embora em inúmeras outras ocupações os trabalhadores possam estar altamente expostos ao chumbo na atmosfera. A TABELA 33 apresenta uma compilação, realizada pela NIOSH (2000), de dados obtidos em publicações sobre algumas indústrias e ocupações associadas a elevados níveis de plumbemia em trabalhadores.

TABELA 33 – Alguns tipos de indústrias e ocupações associadas com altos níveis de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$) – dados obtidos de publicações

| Ano | Atividade | Nº de trabalhadores | Níveis de chumbo em sangue |
|------|--|---------------------|----------------------------|
| 1996 | Remoção de pintura de uma ponte de aço por rajada abrasiva | 5 de 22 | > 50 |
| 1994 | Demolição de construção de conjuntos habitacionais (construídos antes da guerra) em <i>Bronx</i> , Nova York | 2 | 21 |
| 1990 | Empregados de uma companhia de formulações de concentrado de tinta para plásticos | 1 | 52 |
| 1989 | Trabalhadores da produção de sulfato e estereato de chumbo (estabilizadores usados na manufatura do PVC) | | 48 |
| 1987 | Manufatura de canos de PVC | 23 | 33-105 |
| 1995 | Trabalhadores de fábrica de vidro colorido com chumbo em Beijing | 36 | 26-79 |
| 1991 | Ceramista | 1 | Elevado |
| 1982 | Trabalhadores de fundição de chumbo secundário (estudo realizado na Indonésia) | 2.000 | 70 |
| 1994 | Manufatura de componentes eletrônicos | 3 de 7 | > 25 |
| 1982 | Manufatura de baterias (estudo na Indonésia) | 2.000 | 52 |
| 1996 | Manufatura de baterias | 72 | 48 |
| 1997 | 42 oficinas de conserto de radiadores em Colorado, EUA | 22% | > 40 |

(continua)

(continuação)

| Ano | Atividade | Nº de trabalhadores | Níveis de chumbo em sangue |
|------|---|---------------------|----------------------------|
| 1992 | Instrutores de tiros em galerias internas em Nova York | 37 | > 40 |
| 1994 | Seis clubes de tiro ao alvo em Nova Zelândia; atiradores com média de atividade de 70 min/semana durante seis meses, quando os níveis de chumbo em sangue foram obtidos | | 55 |

FONTE – NIOSH, 2000, modificado

A TABELA 34 apresenta os limites de exposição para a atmosfera do ambiente de trabalho, adotados por diferentes agências internacionais. Embora a maior parte dos padrões de exposição ocupacional seja baseada apenas nas concentrações de chumbo no ar, essa rota de exposição não reflete a exposição diária total de trabalhadores, incluindo a exposição através de alimentos, água, bebidas alcoólicas e poeiras (WHO, 1995).

TABELA 34 – Limites de exposição para o chumbo na atmosfera do ambiente de trabalho, de acordo com várias instituições

| Instituição | Nível recomendado |
|---------------------------------|-----------------------------|
| ACGIH TLVs | 0,05 |
| TWA (mg/m ³) | |
| OSHA PELs | 0,05 |
| TWA (mg/m ³) | |
| NIOSH RELs | < 0,1* |
| TWA (mg/m ³) | |
| DFG | |
| TWA (mg/m ³) | 0,1 |
| Brasil LTs (mg/m ³) | 0,1 |
| Categoria carcinogênica | EPA-B2 IARC-2B TLV-A3 |

*níveis de chumbo em sangue < 0,06 mg/100g

LEGENDA – **ACGIH** - *American Conference of Governmental Industrial Hygienists*; **OSHA** - *Occupational Safety and Health Administration*; **NIOSH** -

National Institute for Occupational Safety and Health; **EPA** - *U.S. Environmental Protection Agency*; **IARC** - *International Agency for Research on Cancer*; **DFG** - República Federal da Alemanha; **TLVs** (*Threshold Limit Values*) - Valores Limites; **PELs** (*Permissible Exposure Limits*) - Limites de exposição permitida; **RELs** (*Recommended Exposure Limits*) - Limites de Exposição Recomendada; **LTs** - Limites de Tolerância; **TWA** (*Time-Weighted Exposure Concentration*) - Concentração Média Ponderada pelo Tempo para oito horas diárias ou 10 horas diárias e quarenta horas por semana; **Brasil**, NR15; **EPA B** - Provável carcinogênico para o homem; **IARC-2B** - **TLV-A3** - Carcinogênico para animal; dados epidemiológicos não revelaram carcinogenicidade para o homem.

A TABELA 35 apresenta limites de chumbo no ar do ambiente de trabalho estabelecidos em vários países, como uma média ponderada no tempo, para jornada de oito horas diárias ou 40 horas por semana, para refletir a exposição ocupacional diária ou semanal.

TABELA 35 – Limites de chumbo no ar para exposição ocupacional, em vários países

| País | Nível máximo de chumbo |
|---|------------------------|
| Marrocos, Argentina, Austrália, Peru, França, Itália, Tailândia, África do Sul, Espanha | 0,2 |
| Bélgica, Canadá, Comunidade Européia, Índia, Irlanda, México, Reino Unido | 0,15 |
| Austrália, Dinamarca, Finlândia, Alemanha, Israel, Japão, Holanda, Suécia, Suíça | 0,1 |
| Noruega, Estados Unidos | 0,05 |

FONTE – MAYER, WILSON, 1998

Vários países estabelecem um nível máximo de chumbo em sangue, acima do qual um indivíduo deve ser afastado do ambiente de trabalho que o expõe ao metal, até que as concentrações de plumbemia retornem a níveis aceitáveis. Com o refinamento das técnicas analíticas e o desenvolvimento do conhecimento dos níveis sob os quais os efeitos adversos ocorrem, as concentrações máximas permitidas de chumbo em sangue tendem a diminuir (MAYER, WILSON, 1998). Nas décadas de 60 e 70 eram comuns limites máximos de 100 µg/dL. Atualmente, esses

níveis foram reduzidos e se encontram na faixa de 50 a 80 µg/dL em diferentes países, conforme mostra a TABELA 36.

TABELA 36 – Limites de chumbo em sangue (µg/dL) para a exposição ocupacional, em vários países

| País | Nível máximo de chumbo |
|--|------------------------|
| Homens | |
| África do Sul | 80 |
| Canadá, Comunidade Européia, França, Alemanha, Grécia, Irlanda, Itália, Luxemburgo, Espanha, Tailândia, Reino Unido | 70 |
| Brasil, Israel, Japão, Marrocos, Holanda, Peru | 60 |
| Austrália, Bélgica, Dinamarca, Finlândia, Noruega, Suécia, Estados Unidos | 50 |
| Mulheres | |
| África do Sul, Reino Unido | 40 |
| Alemanha, Israel, Noruega, Suécia | 30 |
| Austrália | 20 |

FONTE – MAYER, WILSON, 1998, modificado

No Brasil, de acordo com a Norma Regulamentadora nº 7 do Ministério do Trabalho, os parâmetros para controle biológico da exposição ao chumbo inorgânico são: chumbo em sangue, ácido δ-aminolevulínico (ALA) na urina ou zincoprotoporfirina (ZPP) no sangue. Os valores de referência para normalidade e os índices biológicos máximos permitidos são, respectivamente, até 40 µg/dL e 60 µg/dL para o chumbo em sangue, até 4,5 µg/g e 10 µg/g creatinina para o ALA urinário e até 40 µg/dL e 100 µg/dL para ZPP no sangue. Para o chumbo tetraetila, o indicador biológico para o controle da exposição é o chumbo na urina, sendo o valor de referência até 50 µg/g creatinina e o índice biológico máximo permitido igual a 100 µg/dL.

Devido à observação de efeitos nocivos em concentrações de

chumbo no sangue acima de 30 µg/L, a ACGIH estabelece como biomarcador da exposição ao chumbo somente a determinação de chumbo no sangue, sugerindo como limite biológico de exposição o valor mencionado.

5.4 Ingresso corpóreo humano total

O chumbo absorvido por qualquer via, em decorrência das várias formas de exposição citadas anteriormente, entra na circulação sangüínea, sendo, portanto, a carga corpórea determinada pela exposição concomitante dessas vias.

A TABELA 37 apresenta a média diária do ingresso de chumbo para diferentes faixas etárias, nos dois sexos. Esses dados mostram a tendência da diminuição do ingresso corpóreo total do metal nos Estados Unidos.

TABELA 37 – Ingresso médio diário de chumbo em americanos, de acordo com a faixa etária e o sexo, no período de 1980 a 1990

| Idade | Sexo | Ano | | | | | |
|--------------------|------------------------|------------------|------|------|------|------|------|
| | | 1980 | 1982 | 1924 | 1986 | 1988 | 1990 |
| 6-8 m ^a | Masculino/ Feminino | ~43 | 20 | 16,7 | 10 | 5 | 3,8 |
| 2 a ^b | Masculino | ~54 | 25,1 | 23 | 12,8 | 5 | 4,3 |
| | Feminino | s.d ^c | s.d. | s.d. | s.d. | s.d. | s.d |
| 14-16 ^a | Feminino | s.d. | s.d. | 28,7 | 15,2 | 6,1 | 6,1 |
| 14-16 ^a | Masculino | s.d. | s.d. | 40,9 | 21,8 | 8,2 | 8,5 |
| 25-30 ^a | Feminino | s.d. | 32 | 28,7 | 14,8 | 7,9 | 6,7 |
| 25-30 ^a | Masculino | 84 | 45,2 | 40,9 | 21,2 | 10 | 8,5 |
| 60-65 ^a | Feminino | s.d. | s.d. | 30,4 | 15,6 | s.d. | 2,2 |
| 60-65 | Masculino | s.d. | s.d. | 37,6 | 19,1 | s.d. | 8,1 |

^a meses; ^b anos; ^c sem dados

FONTE – ATSDR, 1993, modificado

5.4.1 Níveis de chumbo em sangue de várias populações

De modo geral, nos estudos sobre níveis de chumbo em sangue realizados em vários países observou-se uma queda, nos últimos 15-20 anos, nos países engajados em programas de redução de risco (WHO, 1995). A TABELA 38 apresenta índices de exposição de chumbo em sangue propostos por várias Instituições.

TABELA 38 – Níveis de chumbo em materiais biológicos, de acordo com várias agências regulamentadoras

| Agência | Descrição | Informação | Referência |
|---------|--|---------------------|---|
| ACGIH | Índices de Exposição Biológicos | | ACGIH, 1990 |
| | - em sangue | 50 µg/dL | |
| | - em urina | 150 µg/g creatinina | |
| Brasil | Valor de Referência da Normalidade em sangue | até 40 µg/dL | Ministério do Trabalho - Portaria nº 3.214, de 8 de junho de 1978 |
| | Índice Biológico Máximo Permitido em sangue | 60 µg/dL | |
| CDC | Níveis de alerta de chumbo em sangue de crianças | 10 µg/dL | CDC, 1991 |
| OSHA | Níveis de alerta de chumbo em sangue | 40 µg/dL | OSHA, 1978; EPA, 1978 |

FONTE – ATSDR, 1993, modificada

• Crianças

Nos últimos 20 anos, os padrões que definem os níveis aceitáveis de chumbo em crianças mudaram. Em 1975, o *Center for Disease Control* (CDC), em Atlanta, recomendava uma concentração máxima de chumbo em sangue considerada segura para crianças igual a 30 µg/dL. Dez anos mais tarde, esse nível diminuiu para 25 µg/dL. Em 1991, baseado em evidências que mostravam a ocorrência de alguns efeitos adversos

em níveis tão baixos quanto 10 µg/dL, o CDC e a *World Health Organization* adotaram esse valor como guia ou nível de ação oficial. Na Alemanha, em 1996, a *Commission for Human Biomonitoring* também estabeleceu o valor guia em 10 µg/dL (RAGHUNATH et al., 1999).

Baseado nas concentrações de chumbo em sangue, o CDC propõe uma interpretação desses resultados e atividades de acompanhamento. Crianças com valores de chumbo em sangue entre 10-14 µg/dL, devem ser reavaliadas com maior frequência, enquanto que as que apresentarem níveis entre 15-19 µg/dL devem receber intervenção nutricional e educacional. Recomenda-se uma avaliação médica e ambiental, no caso de os níveis sanguíneos de chumbo se encontrarem entre 20-44 µg/dL. Intervenção ambiental e médica (incluindo terapia de quelação) são indicadas quando os níveis de plumbemia estiverem entre 45-69 µg/dL, e níveis ≥ 70 µg/dL constituem uma emergência médica (CDC, 1991).

Em estudo realizado nos Estados Unidos pelo *Third National Health and Nutrition Examination on Survey* (NANHES III), no período de 1991 a 1994, os níveis médios de chumbo em sangue obtidos em crianças de 1-5 anos foram iguais a 2,7 µg/dL. Entretanto, 4,4% das crianças apresentaram níveis elevados de plumbemia (> 10 µg/dL). A TABELA 39 apresenta os níveis médios de chumbo em sangue, de crianças moradoras em áreas urbanas de vários países. A TABELA 40 apresenta níveis médios de plumbemia encontrados em crianças que moram em áreas próximas a fontes industriais de contaminação. A TABELA 41 apresenta as concentrações médias de chumbo em sangue, em crianças que moram em áreas de mineração em atividade ou com as atividades cessadas.

• Adultos

Foi demonstrado por vários estudos em diversas populações que fatores, como idade, sexo, etnia, hábitos alimentares, hábitos sobre consumo de álcool, tabagismo, *hobbies*, estação e ano de amostragem, área residencial e localização geográfica, interferem nos valores de referência de chumbo no sangue nessas populações. Portanto, não é possível apresentar valores de referências internacionais para níveis de chumbo em sangue. Além disso, as fontes de exposição ao chumbo estão sempre mudando.

TABELA 39 – Níveis de plumbemia ($\mu\text{g/dL}$) em crianças de áreas urbanas de diferentes países

| Local | n | Idade (anos) | Níveis médios de chumbo em sangue | Referência |
|-----------------------------|-------|--------------|-----------------------------------|--|
| Alemanha Ocidental | 231 | 06 | 3,93-6,81 | BEGEROW et al., 1994 |
| Kaduna, Nigéria | 87 | 01 | 10,6 | NRIAGU et al., 1997 |
| Mumbai, Índia | 566 | 06 | 10,3 | RAGHUNATH et al., 1999 |
| Estados Unidos | 2.392 | 01 | 2,7 | <i>Third National Health and Nutrition Examination on Survey</i> (NANHES III), 1991 a 1994 |
| Lucca, Itália | 172 | até 14 | 5,0 ^a | MONTESANTI, 1995 |
| Região da Lombardia, Itália | 277 | até 14 | 9,9 ^a (masculino) | MORISI et al., 1989 |
| | 425 | até 14 | 9,3 ^a (feminino) | |

^a mediana

TABELA 40 – Níveis médios de plumbemia ($\mu\text{g/dL}$) em crianças residentes no entorno de fontes de emissão de chumbo

| Local | Fonte | Proximidade da fonte | Idade (anos) | Exposto | | Controle | |
|---|--|----------------------|--------------|---------|--------------------|-------------|-------------------|
| | | | | n | PbS | n | PbS |
| Bélgica | Fundição de chumbo | < 1 km | 11 | 43 | 27,8 | 29 (urbana) | 12,7 |
| | | | | | | 42 (rural) | 10,7 |
| Norte da França | Fundição de metais | | 8 a 12 | 200 | 3,97 ^a | 200 | 3,06 ⁱ |
| Montevideú, Uruguai | Fundição de metais (atividades encerradas) | 2 km | até 14 | 49 | 11,8 | 34 | 10 |
| Santo Amaro da Purificação, Bahia, Brasil | Fundição de chumbo | até 900 m | 1 a 9 | 555 | 58,7 | | |
| Adrianópolis, Paraná, Brasil | Fundição de chumbo (atividades encerradas) | 500 m a 2 km | 7 a 14 | 94 | 11,25 ^b | 40 | 1,8 ^b |
| Antofagasta, Chile | Locais de armazenagem de chumbo | 400 m | até 2 | 486 | 8,7 ^a | 75 | 4,22 |
| Mumbai, Índia | Indústria | | 6 a 10 | 21 | 14,4 ^a | | |

^a média geométrica; ^b mediana

TABELA 41 – Níveis de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$) em crianças residentes no entorno de áreas de mineração

| Local | n | Idade | Níveis de PbS (expostos) | Níveis de PbS (controle) | Referência |
|--|-----|-------------------|--------------------------|--------------------------|----------------------|
| Sala, Suécia | 202 | 1-5 anos | 2,2 | 2,1 | BERG et al., 1991 |
| Falun, Suécia | 49 | 0,7-7,4 anos | 3,1 | | BJERRUM et al., 1991 |
| Leadville, Colorado | 239 | 6-7 meses | 10,1 | | COOK et al., 1991 |
| | | | 8,7 ^a | | |
| Alto Vale do Ribeira, Brasil | 210 | 7-14 anos | 4,4 ^b | 1,8 ^b | PAOLLI et al., 2006 |
| Hettstedt, Alemanha | 527 | 5-14 ^a | 3,8 ^a | | TREPKA et al., 1991 |
| Hettstedt, Alemanha | 418 | 5-14 ^a | 3,5 ^a | | MEYER et al., 1991 |
| Big River Mine Tailings, Missouri, EUA | 226 | 6-9 meses | 6,52 | 3,43 | MURPHY et al., 1991 |

^a média geométrica; ^b mediana

Por exemplo, o decréscimo do uso da gasolina com chumbo em muitos países tem feito com que os valores de referência estejam restritos para certos períodos de tempo (GERHARSSON et al., 1996). A TABELA 42 apresenta valores de referência estabelecidos para a população adulta em alguns países.

Com o objetivo de determinar os níveis de chumbo em sangue e as características sociodemográficas relacionadas com esses níveis, o *Third National Health and Nutrition Examination on Survey* (NANHES III) avaliou um total de 13.201 pessoas acima de um ano de idade, no período de 1988 a 1991. A média global de chumbo em sangue da população foi igual a 2,8 mg/dL. Os resultados estão descritos na TABELA 43. O estudo também demonstrou que os níveis de plumbemia foram mais elevados para crianças mais jovens, para adultos mais velhos, para o sexo masculino, para indivíduos da raça negra e para residentes do centro da cidade (BRODY et al., 1994).

TABELA 42 – Valores de referência para chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$), na população adulta de várias localidades

| Local | n | Níveis médios de chumbo em sangue | Desvio padrão | |
|--------------------------------------|---------------|-----------------------------------|---------------|----|
| Itália (várias regiões) | 2.861 | 15,30 ^b (homens) | | |
| | 3.806 | 10,0 ^b (mulheres) | | |
| Região da Lombardia, norte da Itália | 959 | 15,77 | | |
| Itália | 203 | 13,8 | 4 | AP |
| Londrina, Paraná, Brasil | 520 | 5,7 ^b | | |
| São Paulo, São Paulo, Brasil | 63 | 14,2 (homens) | 4,3 | FE |
| | 37 | 9,3 (mulheres) | 3,9 | |
| China | 202 | 5,67 ^a (mulheres) | | |
| Japão | 72 | 3,21 ^a (mulheres) | | |
| Lucca, Itália | 299 | 8,4 | 4,1 | |
| Distrito de Florença, Itália | 2.330 (total) | 9,35 ^b (homens) | | |
| | | 6,25 ^b (mulheres) | | |
| Dinamarca | 100 | 5,6 (homens) | 2,7 | G |
| | | 4,6 (mulheres) | 2,9 | GE |
| Taiwan, China | 2.719 | 8,3 | 5,9 | GE |

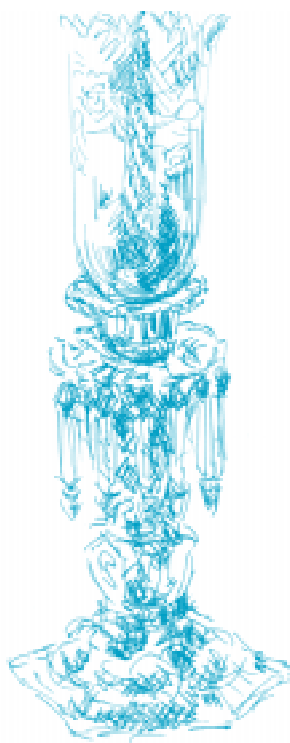
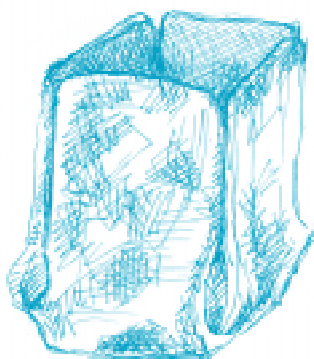
^amédia geométrica; ^bmediana

TABELA 43 – Médias geométricas de chumbo em sangue na população dos Estados Unidos acima de um ano, por categoria de idade, no período de 1988-1991

| Idade (anos) | N | Média geométrica (µg/dL) | Intervalo de confiança (95%) |
|---------------------|----------|---|---|
| 1-2 | 925 | 4,1 | 3,7-4,5 |
| 3-5 | 1.309 | 3,4 | 3,0-3,8 |
| 6-11 | 1.587 | 2,5 | 2,2-2,7 |
| 12-19 | 1.376 | 1,6 | 1,4-1,9 |
| 20-49 | 4.320 | 2,6 | 2,5-2,8 |
| 50-69 | 2.071 | 4,0 | 3,8-4,2 |
| ≥ 70 | 1.613 | 4,0 | 3,7-4,3 |
| Total | 13.201 | 2,8 | 2,7-3,0 |

FONTE – BRODY et al., 1994, modificado

*Em Murano, na Itália,
fabricam-se os objetos de
vidro mais apreciados e
artísticos do mundo. Sua
produção adota variados
processos*



6

Formas tóxicas e efeitos à saúde

Para a população em geral, a exposição ao chumbo ocorre principalmente por via oral, com alguma contribuição da via respiratória, enquanto que na exposição ocupacional, a via principal é a inalatória, com pequena exposição oral. Considerando a dificuldade de se distinguir as vias específicas e os níveis de exposição ao chumbo, os efeitos desse metal na saúde humana serão apresentados em termos de exposição interna, ou seja, relacionados aos níveis de chumbo em sangue. A plumbemia reflete a dose absorvida de chumbo e a quantidade biologicamente ativa no organismo (ZWENNIS et al., 1990). Entretanto, como a maior parte da carga corpórea do chumbo se encontra nos ossos, esse metal tem uma meia-vida biológica longa e, portanto, a interpretação dos dados de plumbemia depende do conhecimento da exposição passada (histórica) ao metal. Na ausência de uma exposição passada intensa ao chumbo, os níveis de plumbemia refletem exposições recentes. Se uma exposição intermitente ao chumbo ocorre em distintos ambientes, os níveis de chumbo em sangue refletem tanto exposições passadas como recentes. Por tudo isso, os efeitos biológicos para populações com os mesmos níveis sanguíneos, podem não ser os mesmos, desde que diferentes tempos de exposição possam estar envolvidos (ATSDR, 1993).

6.1 Mortalidade

Os estudos de mortalidade em trabalhadores ocupacionalmente expostos demonstram resultados discrepantes, e apresentam limitações relacionadas com o delineamento do estudo epidemiológico. Por exemplo, observa-se nos estudos a falta de controle de muitas variáveis, que podem ser: exposição a outros agentes químicos, hábito de fumar, consumo de álcool, dieta e etnia. Entretanto, embora nenhum resultado conclusivo possa ser considerado nos estudos de mortalidade, a ATSDR, 1993, cita três estudos (FANNING, 1988; MALCOLM, BARNETT, 1982; MICHAELS et al., 1991) que relatam aumento em mortalidade por doença cerebrovascular associadas à exposição ao chumbo.

6.2 Efeitos sistêmicos

6.2.1 Efeitos cardiovasculares

Os dados sobre a relação entre níveis de chumbo em sangue e a pressão arterial são contraditórios, tanto nos estudos ocupacionais quanto da população em geral (exposição a baixas concentrações). De acordo com GOYER (1995), estudos populacionais de grande escala realizados (NHANES II - *National Health and Nutrition Examination Survey* e BRHS - *British Regional Heart Study*) demonstraram uma associação pequena, mas estatisticamente significativa entre os níveis de chumbo em sangue e o aumento da pressão sangüínea (principalmente sistólica) em homens adultos. GRANDJEAN et al. (1989), apud ATSDR (1993), num estudo realizado na Dinamarca, concluíram que, após ajuste das variáveis na análise de regressão múltipla, nenhuma diferença estatística significativa foi observada. SCHWARTZ (1995), citado por BELLINGER, SCHWARTZ (1997), num estudo de metanálise no qual examinou os resultados de 15 estudos da população em geral, encontrou um decréscimo na pressão sangüínea sistólica, com uma mudança nas concentrações de chumbo em sangue de 10 µg/dL para 5 µg/dL. Numa população de 226 trabalhadores ocupacionalmente expostos ao chumbo, SANTOS et al. (1994) encontraram uma diferença estatística significativa entre as concentrações de chumbo em sangue e a pressão diastólica, mas não com a pressão sistólica. Embora STAESSEN et al. (1991) tenham encontrado relação entre níveis de plumbemia e pressão sistólica e diastólica em 398 homens e 133 mulheres expostos ocupacionalmente ao chumbo, após ajuste das variáveis, essa correlação não se tornou biologicamente importante.

6.2.2 Efeitos gastrintestinais

A cólica constitui um sintoma precoce consistente de intoxicação por chumbo em casos de exposição ocupacional ou em indivíduos expostos a altos níveis de chumbo. É caracterizada por uma combinação dos seguintes sintomas: dor abdominal, constipação, câimbras, náusea, vômito, anorexia e perda de peso. Embora os sintomas gastrintestinais ocorram tipicamente em níveis de chumbo em sangue entre 100-200 µg/dL, esses sintomas têm sido observados em concentrações mais baixas (entre 40-

60 µg/dL) (ATSDR, 1993). A cólica também tem sido observada como um sintoma de intoxicação por chumbo em crianças, em níveis de plumbemia de aproximadamente 60-100 µg/dL (EPA, 1986, apud ATSDR, 1993).

6.2.3 Efeitos hematológicos

O chumbo afeta várias reações enzimáticas críticas na síntese de heme, causando concentrações anormais dos precursores no sangue e urina.

O chumbo inibe a atividade das seguintes enzimas envolvidas na biossíntese do heme: ácido δ -aminolevulínico desidratase (ALAD), ferroquelatase e coproporfirinogênio oxidase. Como consequência dessas inibições, ocorre um decréscimo da biossíntese do heme, e da atividade da enzima ácido d-aminolevulínico sintetase (ALAS), a qual de modo retroativo é inibida pelo heme, é subsequente aumentada. Os resultados finais dessas mudanças nas atividades enzimáticas são o aumento urinário de porfirinas, coproporfinas e ácido δ -aminolevulínico (ALA); aumento do ALA plasmático e sangüíneo; e aumento da protoporfirina eritrocitária livre e ligada ao zinco (zincoprotoporfirina - ZPP) (ATSDR, 1993).

O chumbo interfere na conversão da protoporfirina em heme, pela inibição da ferroquelatase. Nenhuma correlação positiva entre níveis de chumbo em sangue e zincoprotoporfirina foi observada abaixo de 20 µg/dL (WHO, 1995). Vários autores citados por ATSDR (1993) indicaram que correlações entre os níveis de plumbemia e elevação da protoporfirina eritrocitária, ocorrem em limiares de 25-40 µg/dL. Em crianças, o limiar para as elevações de ZPP é de aproximadamente 15 µg/dL, e pode ser ainda mais baixo na presença de deficiência de ferro (ATSDR, 1993).

O aumento dos níveis circulantes e excretados do ácido δ -aminolevulínico durante a exposição ao chumbo, é importante, pois alguns efeitos neurológicos da exposição ao metal têm sido atribuídos, em parte, a esse fato (WHO, 1995). O efeito imediato da inibição de ALAD está relacionado com o aumento dos níveis de ALA no sangue, o que leva ao aumento da excreção urinária. As mudanças que ocorrem nas atividades enzimáticas, particularmente na ALAD no sangue periférico e excreção de ALAU na urina, correlacionam-se estreitamente com os níveis de

chumbo no sangue e servem como indicadores precoces da exposição ao metal (GOYER, 1995).

Estudos na população em geral demonstraram que a atividade da ALAD é inibida em concentrações baixas (10 µg/dL) de chumbo em sangue. Outros estudos indicaram que o aumento do ALA urinário pode ocorrer em níveis de plumbemia > 35 µg/dL em mulheres e > 45 µg/dL em homens (ROELS, LAUWERYS, 1987, citados por ATSDR, 1993).

Foi identificado um LOAEL (*Low Observe Adverse Effect Level* - menor nível de efeito adverso observado) para coproporfirina em níveis de chumbo em sangue de 40 µg/dL para adultos e 35 µg/dL para crianças (EPA, 1986, apud ATSDR, 1993).

A anemia observada em intoxicações por chumbo resulta de dois mecanismos principais: prejuízo na biossíntese do heme e aumento da taxa de destruição das células vermelhas. Outro mecanismo, sugerido como parcialmente responsável pela anemia satúrnica, estaria relacionado com a diminuição nas concentrações de eritropoietina sérica, atribuído ao efeito tóxico do chumbo no túbulo renal, que é o local de produção da eritropoietina (ROMEO et al., 1996). O limiar da concentração de chumbo em sangue para um decréscimo dos níveis de hemoglobina, em adultos ocupacionalmente expostos ao chumbo, é estimado em 50 µg/dL. Em crianças, esse limiar ocorre em torno de 40 µg/dL (EPA, 1986, apud ATSDR, 1993).

6.2.4. Efeitos renais

As características de uma nefropatia aguda induzida pelo chumbo no homem abrangem a inclusão de corpos nucleares, alterações mitocondriais e citomegalia das células epiteliais do túbulo proximal, disfunção dos túbulos proximais manifestada como aminoacidúria, glicosúria e fosfatúria, aumento da excreção de sódio e diminuição da excreção de ácido úrico. Esses efeitos parecem ser reversíveis. Características de uma nefropatia crônica induzida pelo chumbo incluem fibrose intersticial progressiva, dilatação dos túbulos e atrofia ou hiperplasia das células epiteliais tubulares, pouca ou nenhuma inclusão de corpos nucleares, redução na taxa de filtração glomerular e uremia. Esses efeitos são irreversíveis. A forma aguda é reportada em crianças intoxicadas pelo

chumbo, cuja via principal de exposição é a oral. A forma crônica é reportada principalmente em trabalhadores ocupacionalmente expostos ao metal, cuja via principal de exposição é a inalatória (ATSDR, 1993).

Não existe um marcador específico para a doença renal induzida pelo chumbo. O chumbo pode produzir uma nefropatia intersticial crônica com níveis de plumbemia acima de 60 µg/dL (GOYER, 1995). De acordo com estudos apresentados pela ATSDR (1993), provavelmente as nefropatias ocorram em crianças somente em níveis de chumbo em sangue > 80 µg/dL.

6.3 Efeitos neurológicos

6.3.1 Adultos

Nos adultos, o efeito neurológico mais severo é a encefalopatia pelo chumbo, o qual é um termo geral para descrever várias doenças que afetam o funcionamento de cérebro. Os sintomas incluem apatia, irritabilidade, dificuldade de concentração, dor de cabeça, tremor muscular, perda de memória e alucinações. A exposição ocupacional ao chumbo tem sido frequentemente associada com sinais subjetivos de neurotoxicidade, quais sejam, mal-estar, esquecimento, irritabilidade, letargia, dor de cabeça, fadiga, impotência, diminuição da libido, tontura, fraqueza e parestesia, em concentrações de chumbo em sangue na faixa de 40 a 120 µg/dL (ATSDR, 1993).

Testes neurocomportamentais têm revelado efeitos em adultos em níveis de chumbo em sangue abaixo daqueles níveis que causam encefalopatias. Distúrbios no tempo de reação, destreza manual, teste de QI e cognição, humor e nervosismo, foram observados em trabalhadores expostos ao metal com níveis de chumbo em sangue a partir de 50-80 µg/dL, (ATSDR, 1993).

A neuropatia periférica é um sinal comum de exposição crônica a elevados níveis de chumbo, e frequentemente se manifesta com uma fraqueza nos membros superiores e inferiores. Existem numerosos estudos em relação à função do nervo periférico, que medem a velocidade de condução de nervos estimulados eletricamente nos braços ou pernas de trabalhadores expostos ao chumbo. Entretanto, os níveis de plumbemia

que se relacionam com as alterações na velocidade da condução nervosa são discrepantes nos vários estudos conduzidos com essa finalidade. Num estudo de metanálise sobre os efeitos da exposição ao chumbo na velocidade da condução nervosa, DAVIS, SVENDSGAARD (1990), apud ATSDR (1993), concluíram que embora exista a falta de uma relação simples entre a velocidade de condução nervosa e níveis de chumbo em sangue, parece que os efeitos na função do nervo periférico estão relacionados com a exposição ao chumbo, mas não necessariamente com os níveis de plumbemia. Existem evidências indicando que mudanças na velocidade de condução nervosa, associadas com a exposição ao chumbo, podem ser transitórias (ATSDR, 1993).

6.3.2 Crianças

Vários estudos demonstraram que a exposição a altas doses de chumbo produz encefalopatia em crianças. Publicações médicas, citadas por ATSDR (1993), sugerem que a encefalopatia aguda em crianças pode estar associada a níveis de chumbo em sangue na faixa de 80-100 µg/dL.

Nos estudos com crianças assintomáticas, a diminuição dos valores de QI e outras deficiências neurofisiológicas ocorrem em níveis de chumbo em sangue bastante elevados, iniciando entre 40-60 µg/dL até uma faixa de 70-200 µg/dL (ATSDR, 1993). Entretanto, vários autores reportaram associação entre efeitos neurocomportamentais em crianças assintomáticas e baixa carga corpórea de chumbo. BERGOMI et al. (1989), apud ATSDR (1993), em estudo com crianças com carga corpórea mais baixa de chumbo, concluíram que o prejuízo neurofisiológico está associado com exposição a longo prazo ao metal. Evidências de que níveis de chumbo em sangue abaixo de 30 µg/dL podem resultar em deficiências de QI, foram obtidas (FULTON et al., 1987; WANG et al., 1989, apud ATSDR, 1993). Outros autores associaram níveis médios de plumbemia iguais a 11,1 µg/dL ao aumento significativo de problemas de comportamento, como falta de atenção e hiperatividade (SILVA et al., 1988, citados por ATSDR, 1993). Por outro lado, ATSDR, 1993, cita uma série de estudos publicados, nos quais não se observou nenhuma associação entre concentrações de chumbo em sangue e desenvolvimento neurocomportamental nesses níveis mais baixos. Concluindo, níveis de chumbo em sangue na faixa de 40-60 µg/dL, associados a efeitos

neurocomportamentais, têm sido geralmente aceitos. Efeitos observados em níveis mais baixos de plumbemia (< 15 mg/dL) são mais difíceis de serem associados ao toxicante podendo estar relacionados a outras variáveis, como os fatores socioeconômicos (ATSDR, 1993).

Os efeitos do chumbo na função do nervo periférico têm sido documentados em crianças, revelando evidências de um limiar para neuropatias periféricas em níveis de chumbo em sangue de 20-30 mg/dL (ATSDR, 1993).

6.4 Efeitos imunológicos

A TABELA 44 apresenta alguns dados, referenciados na literatura, sobre possíveis alterações de parâmetros imunológicos em adultos expostos ao chumbo. Os dados disponíveis sobre os efeitos da exposição ao chumbo em crianças são muito limitados.

A TABELA 45 apresenta os resultados de algumas publicações sobre os efeitos do chumbo na saúde humana, associados com a exposição e a dose interna do metal.

TABELA 44 – Efeitos imunomodulantes do chumbo e compostos em humanos, em exposição ocupacional e/ou ambiental

| Composto | Parâmetro imunológico analisado | Efeitos | Referência |
|--------------------------|---|---------------|-------------------------|
| Chumbo | Quimiotaxia de neutrófilos | ↓ | BERGERET et al., 1990 |
| | Atividade fagocítica de neutrófilo <i>in vivo</i> | Sem alteração | |
| | Nível sérico de C3/imunoglobulina total | ↓ | EWERS et al., 1982 |
| | Nível de IgA salivar | ↓ | |
| | Quimiotaxia de neutrófilos | ↓ | GOVERNA et al., 1988 |
| | Nível de monócito/neutrófilo | ↑ | GUILLARD, LAUWERY, 1989 |
| | Nível de linfócitos B circulantes | ↓ | JAREMIN, 1990 |
| | Nível sérico de IgG e IgM | ↓ | |
| | Produção sérica de IgG (vs antígeno tifóide) | ↓ | |
| | Quimiotaxia de neutrófilos | ↓ | QUEIROZ et al., 1993 |
| | Redução de azul tetrazolium para neutrófilos | ↓ | |
| | Atividade quimiotática para neutrófilo | ↓ | VALENTIN O et al., 1991 |
| | Migração randomizada de neutrófilos | Sem alteração | |
| Chumbo tetraetila | Liberação de leucotrienos B4 (LTB4) em neutrófilos | ↑ | |
| | Concentração de ácido aracdônico | ↑ | |
| | Nível sérico de imunoglobulina/complemento | Sem alteração | KIMBER et al., 1986 |
| | Resposta a mitógenos para linfócitos de sangue periférico | Sem alteração | |
| | Atividade de células <i>Natural Killer</i> (vs K562 alvo) | Sem alteração | |

FONTE – MCCABE JUNIOR, 1998, modificado

TABELA 45 – Exposição ao chumbo e efeitos tóxicos observados

| Duração da exposição/ população sob risco | Sistema afetado | Efeito | Níveis de plumbemia nos quais os efeitos são observados (µg/dL) | Referência |
|--|------------------|--|---|---|
| n.e. (ocupacional) | | Aumento nas mortes por doença cerebrovascular, nefrite e/ou nefrose | n.e. | FANNING, 1981; MALCOLM, B. 1982; MICHAEL, 1982 |
| > 3a (ocupacional) | | Nenhum aumento nas mortes | 34-58 (médias) | GERHARSSON |
| 2sem-1a | Cardiovascular | Aumento da pressão arterial | > 30-120 | DEKORT et al., POLLOCK, IBERIO, MARINO et al., WEISS et al., 1982 |
| > 1a | Cardiovascular | Nenhum efeito na pressão sangnea | > 40 (média) | PARKINSON et al., 1982 |
| n.e. (população geral) | Cardiovascular | Aumento na pressão sistólica e diastólica; efeito mais proeminente em homens de meia idade | 7-38 | COATE, FOWLER, HARLAN et al., LANDIS, FLEGEL, PIRKLE et al., 1982; SCHWARTZ, 1982 |
| 4,5a (média) | Cardiovascular | Aumento da pressão diastólica | 36,8 (mediana) | SANTOS et al., 1982 |
| n.e. (ocupacional) (aguda) | Gastrointestinal | Cólica (dor abdominal, constipação, cibras, náuseas, vmitos, anorexia, perda de peso) | 40-200 | AWAD et al., 1979; HALL et al., 1979; HOLNBERG, 1979; NETHERCOTT, 1979 |

(continua)

(continuação)

| Duração da exposição/ população sob risco | Sistema afetado | Efeito | Níveis de plumbemia nos quais os efeitos são observados (µg/dL) | Referê |
|--|-----------------|--------------------|---|---|
| n.e. (ocupacional) (população em geral) | Gastrintestinal | Cólica em crianças | 60-100 | KUMAR et al., 1972; MARINO et al., 1972; MATTE et al., 1972; MUIJSER et al., 1972; PAGLIUCA et al., 1972; POLLOCK, IBERG, 1972; SCHNEITZER et al., 1972; EPA, 1986; NAS, 1972 |
| n.e. (população em geral) | Hematológico | Decréscimo de ALAD | 3-56 (adultos); sem limiar (crianças) | CHISHOLM et al., 1972; HERNBERG, NERLUND, 1970; LAUWERSON et al., 1978; ROELS et al., 1978; ROELS, LAUWERSON, 1978; SECCHI et al., 1978 |
| n.e. (população em geral) | Hematológico | Aumento de ALAU | > 35 (adultos); 25-74 (crianças) | NAS, 1972; ROELS, LAUWERSON, 1978 |
| n.e. (população em geral) | Hematológico | Aumento ZPP | > 15 (crianças) | HAMMOND et al., 1972; PIOMELLI et al., 1972; RABINOWITZ et al., 1972; ROELS, LAUWERSON, 1978; ROELS et al., 1978 |

(continua)

(continuação)

| Duração da exposição/ população sob risco | Sistema afetado | Efeito | Níveis de plumbemia nos quais os efeitos são observados ($\mu\text{g/dL}$) | Referê |
|--|-----------------|--|--|---|
| n.e. (população em geral) | Hematológico | Anemia (hematócrito < 35%) | > 20 (crianças) | SCHWARTZ et |
| n.e. (ocupacional) (crônica) | Renal | Nefropatia crônica | 40->100 | BIAGINI et al., 1 CRAMER et al., al., 1968; MARA APOSTOLI, 1987 1987; POLLOCK 1986; VERSCHC 1987; WEDEEN BUCHET et al., 1 HUANG et al., 19 TUPPURAINEN |
| 1-30a (ocupacional) | Renal | Nenhum efeito na função renal | 40-61 | |
| 0,1-20a (ocupacional) (crônica) | Outro | Decréscimo da tiroxina (T4) | ≥ 65 | |
| n.e. (população em geral) (crônica) | Outro | Retardo no crescimento em crianças | >30-60, Pb dentes >18,7 $\mu\text{g/g}$ | ANGLE, KUNTZ 1989; LAUWER! LYNGBYE et al. GREENE, ERNH SACHS, MOEL, |
| n.e. (população em geral) (crônica) | Outro | Nenhuma associação entre níveis de plumbemia e crescimento em crianças | 1-47 | |
| n.e. (ocupacional) (aguda e crônica) | Neurológico | Sinais e sintomas neurológicos em adultos (mal estar, esquecimento, irritabilidade, letargia, dor de cabeça, fadiga, | 40-80 | AWAD et al., 198 al., 1979; CAMP, 1984; HAENNIN 1979; HOLNESS NETHERCOTT, |

(continua)

(continuação)

| Duração da exposição/ população sob risco | Sistema afetado | Efeito | Níveis de plumbemia nos quais os efeitos são observados (µg/dL) | Referê |
|--|-----------------|--|---|--|
| | | impotência, diminuição da libido, fraqueza, parestesia) | | MARINO et al., 1 et al., 1989; PAG 1990; PARKINS 1986; PASTER 1989; POLLOCK 1986; SCHNEIT 1990; ZIMMER TANELLA et al ARNVIG et al., 1 et al., 1983; BAL 1979; CAMPAR GLICKMAN et a HAENNINEN et HOGSTEDT et a MANTERE et al. SPIVEY et al., 15 STOLLERY et al VALCIUKAS et WILLIAMSON, SPIVEY et al., 15 |
| n.e. (ocupacional) | Neurológico | Função neurocomportamental em adultos (distúrbio na função motora ocular, tempo de reação, <i>performance</i> motora visual, <i>performance</i> no teste de QI e cognitivo, nervosismo, outros | 40-80 | |
| n.e. (ocupacional) | Neurológico | Nenhum efeito na função nervosa periférica | 60-80 | |
| n.e. (população em geral) | Neurológico | Função neurocomportamental em crianças: leve decréscimo | 6-60 (chumbo em sangue); 6->30 mg/g (chumbo | BELLINGER, NI 1983; BERGOMI FULTON et al., 1 |

(continua)

| Duração da exposição/ população sob risco | Sistema afetado | Efeito | Níveis de plumbemia nos quais os efeitos são observados ($\mu\text{g/dL}$) | Referência |
|--|-----------------|---|--|--|
| n.e. (população em geral) | Neurológico | Nenhuma correlação entre níveis de plumbemia e efeitos no desenvolvimento neurocomportamental em crianças | na performance nos testes de QI 10-15 | HANSEN et al., 1986; NEE et al., 1986; SCHROEDER et al., 1990; SCHROEDER HAWK, 1987; SIEMENS, 1988; WANG et al., 1988; COONEY et al., 1988; HARVEY et al., 1988; LANSDOWN et al., 1988; McBRIDE et al., 1988; ERNHART et al., 1988; DIETRICH et al., 1988; BELLINGER et al., 1988; McMICHAEL et al., 1988; POLOCK et al., 1988; al., 1983; WINN et al., 1983; |
| n.e. (população em geral) | Neurológico | Decréscimo na acuidade auditiva em crianças | 04-60 | ROBINSON et al., 1988; SCHWARTZ, OTTENBERG et al., 1988; |
| n.e. (população em geral) | Desenvolvimento | Prejuízo no desenvolvimento mental em crianças | 10-15 | BAGHURST et al., 1988; BELLINGER et al., 1988; 1987; ERNHART et al., 1987; McMICHAEL et al., 1987; |

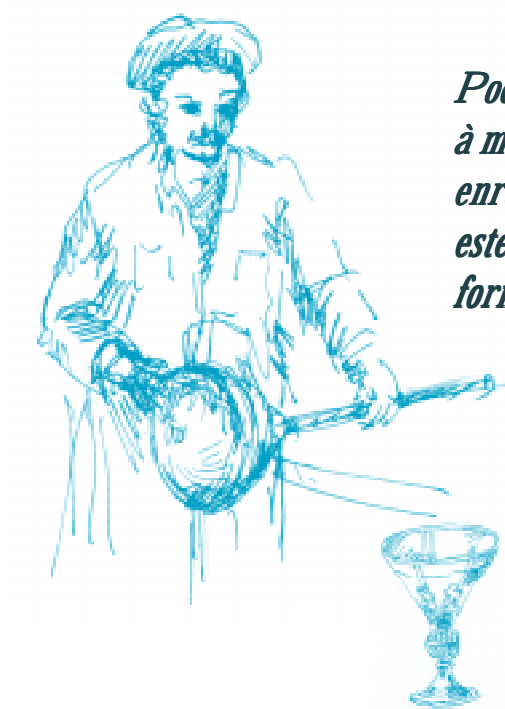
(continua)

(continuação)

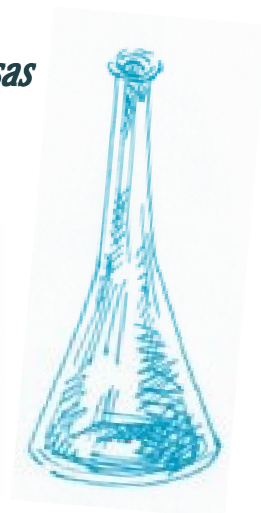
| Duração da exposição/ população sob risco | Sistema afetado | Efeito | Níveis de plumbemia nos quais os efeitos são observados (µg/dL) | Referê |
|--|-----------------|---|---|---|
| pré-natal (população em geral) | Desenvolvimento | Redução do peso ao nascer e/ou redução da idade gestacional, e/ou aumento da incidência de natimortos | 12-17 | ROTHENBERG e WIGG et al., 1988 ROTHENBERG e WIGG et al., 1988 1985; VIMPANI et al., 1988 BORNSCHEIN et al., 1988 McMICHAEL et al., 1988 MOORE et al., 1988 AL., 1987; WIBBELS et al., 1977 |
| n.e. (população em geral) | Desenvolvimento | Nenhuma associação entre níveis de chumbo em sangue e peso ao nascer e idade gestacional | 03-55 | GREENE, ERNHART e LITVA |

a = anos; sem = semestre; n.e. = não especificado; ALAD = ácido δ-aminolevulínico desidratase; ALAU = ácido δ-aminolevulínico urinário

FONTE – ATSDR, 1993, modificado



*Pode ser moldado
à mão, soprado,
enrolado ou
estendido em
formas diversas*



7

Toxicocinética

7.1 Absorção

O processo de absorção do chumbo proveniente de fontes ambientais depende da quantidade do metal nas portas de entrada, do seu estado físico e químico, além de ser influenciada por fatores relacionados ao hospedeiro, como idade, estado fisiológico, condição nutricional e, possivelmente, fatores genéticos.

7.1.1 Pulmonar

A absorção do chumbo da atmosfera para o sangue envolve dois processos: a deposição das partículas de chumbo do ar no trato respiratório e remoção e a absorção do trato respiratório para a circulação. As partículas são depositadas principalmente nos sacos alveolares do pulmão. Fumos e vapores gerados em operações, nas quais os metais são cortados ou aquecidos são de tamanho muito pequeno e, portanto, podem ser absorvidos. A absorção depois da deposição varia conforme a solubilidade dos compostos de chumbo e da toxicidade inerente para os macrófagos e cílios do pulmão (WHO, 1995).

No homem, a deposição respiratória do chumbo da atmosfera está na faixa de 30-50% e varia com o tamanho da partícula e taxa de ventilação. Taxas elevadas de deposição podem ocorrer com partículas maiores, entretanto essa deposição ocorre no trato respiratório superior, podendo eventualmente ser deslocadas para o trato gastrointestinal (WHO, 1995).

Aproximadamente 60-80% do chumbo tetralquila depositado é absorvido pelos pulmões (ATSDR, 1993).

A via respiratória constitui a principal via de absorção do chumbo na exposição ocupacional. Cerca de 20-40% do metal que entra no trato respiratório permanece no organismo, sendo que a maior parte é removida para o trato gastrointestinal através dos movimentos ciliares. A quantidade que permanece nos pulmões é rapidamente absorvida, independente da forma química do metal (JOST, 2001).

7.1.2 Oral

A extensão e a taxa de absorção gastrointestinal são influenciadas por fatores relacionados à dieta, estado nutricional e forma química do metal. Por exemplo, o chumbo ingerido durante períodos de jejum é absorvido numa extensão muito maior do que o ingerido com alimentos (WHO, 1995). No caso de adultos e crianças mais velhas, sem exposição ocupacional, o chumbo absorvido pelo trato gastrointestinal é proveniente da ingestão do metal em alimentos, bebidas e solo ou poeira.

Em crianças pequenas, a extensão da absorção do chumbo proveniente de poeiras e solos contaminados pelo trato gastrointestinal é extremamente importante, devido à natural tendência de levarem as mãos à boca durante suas atividades. Vários autores demonstraram que a absorção do chumbo, via solo e poeira contaminada, é fonte significativa de exposição ao chumbo, estando relacionada com o aumento nos níveis de plumbemia em crianças de várias faixas etárias (CDC, 1991; MAISONET et al., 1997; LANPHEAR et al., 1998; MEYER et al., 1999; BERGLUND et al., 2000).

A absorção gastrointestinal do chumbo proveniente da dieta em crianças é de aproximadamente 50% e, para os adultos, em torno de 15%.

7.1.3 Cutânea

A taxa de absorção dérmica dos compostos do chumbo inorgânico é bastante reduzida, sendo esta via muito menos significativa do que a oral e respiratória.

Com relação aos compostos tetralquilados do chumbo, estudos em animais de experimentação indicaram que são extensiva e rapidamente absorvidos pela pele de coelhos e ratos (ATSDR, 1993).

7.2 Distribuição

Uma vez absorvido, a distribuição do chumbo ocorre de maneira similar, independente da via de absorção (ATSDR, 1993; WHO, 1995).

A carga corpórea de um agente químico particular constitui a quantidade total desse agente encontrado no organismo. A distribuição do chumbo no organismo depende inicialmente da taxa de distribuição,

através do fluxo sangüíneo, para vários órgãos e tecidos. Uma redistribuição subsequente pode ocorrer, baseada na afinidade relativa do elemento nos tecidos e sua toxicodinâmica. Numa exposição estável por um período de tempo prolongado, um estado constante de distribuição intercompartimental é alcançado; entretanto, flutuações podem ocorrer quando uma exposição de curto período se sobrepõe a uma exposição crônica (ATSDR, 1993).

O chumbo é distribuído entre os tecidos moles (sangue, fígado, rins, entre outros) e rígidos (ossos e dentes). Os ossos podem ser adversamente afetados pelo chumbo, mas também servem como os maiores reservatórios do elemento no organismo.

O metal não é distribuído de forma homogênea no organismo, e três compartimentos distintos foram identificados (sangue, ossos e tecidos moles) tendo o chumbo diferentes tempos de meia-vida nesses compartimentos. O sangue foi considerado o mais lábil, com uma meia-vida de cerca de 36 dias; os ossos, o compartimento mais estável, com uma meia-vida de aproximadamente 27 anos. O chumbo nos tecidos moles apresenta uma meia-vida de cerca de 40 dias (WHO, 1995; ATSDR, 1993).

Sob condições constantes, cerca de 96% do chumbo no sangue se encontra nos eritrócitos. A hemoglobina fetal parece ter uma maior afinidade com o chumbo do que a hemoglobina do adulto.

Em adultos, aproximadamente 94% da carga corpórea do chumbo encontra-se nos ossos, enquanto que em crianças, apenas 73% do elemento se encontra nesse compartimento. Em face da meia-vida longa para o chumbo nos ossos, esse compartimento serve como uma fonte endógena do metal para outros compartimentos, muito tempo depois de cessada a exposição. Embora ocorra um aumento contínuo nas concentrações de chumbo nos ossos com a idade, existem evidências de que os níveis do metal em alguns ossos atinge um *plateau* na meia idade e diminui com o avançar da idade (WHO, 1995).

A mobilização de chumbo dos ossos para compartimentos sangüíneos (mais biodisponíveis), em mulheres grávidas e lactantes, é de grande importância, pois constitui um risco para o feto e para a mãe. O chumbo é rapidamente transferido da mãe para o feto em desenvolvimento durante a gestação, e a concentração de chumbo no sangue do cordão

umbilical é de 85-90% da concentração do sangue materno (WHO, 1995).

7.3 Eliminação

O chumbo é eliminado do organismo pela urina e fezes (excreção biliar). Todo o metal proveniente da dieta não absorvido pelo trato gastrointestinal é excretado nas fezes, assim como o metal proveniente do ar, que também tenha sido ingerido. A quantidade eliminada, por meio de qualquer via, é afetada pela idade e características da exposição, além de ser dependente da espécie (WHO, 1995).

Sob condições de exposição constante a baixas concentrações de chumbo, sua excreção urinária é de aproximadamente 70% da dose absorvida. CHAMBERLAIN (1985), apud WHO (1995), relatou que cerca de 60% do chumbo absorvido é retido pelo organismo e 40% é excretado.

O chumbo também pode ser excretado através do leite materno, existindo uma correlação entre a concentração do metal no leite e os níveis de plumbemia maternos. A concentração de chumbo secretado pelo leite materno varia entre 10 e 30% da concentração materna de plumbemia (ONG et al., 1985).

A FIGURA 4 apresenta um esquema geral da toxicocinética do chumbo.

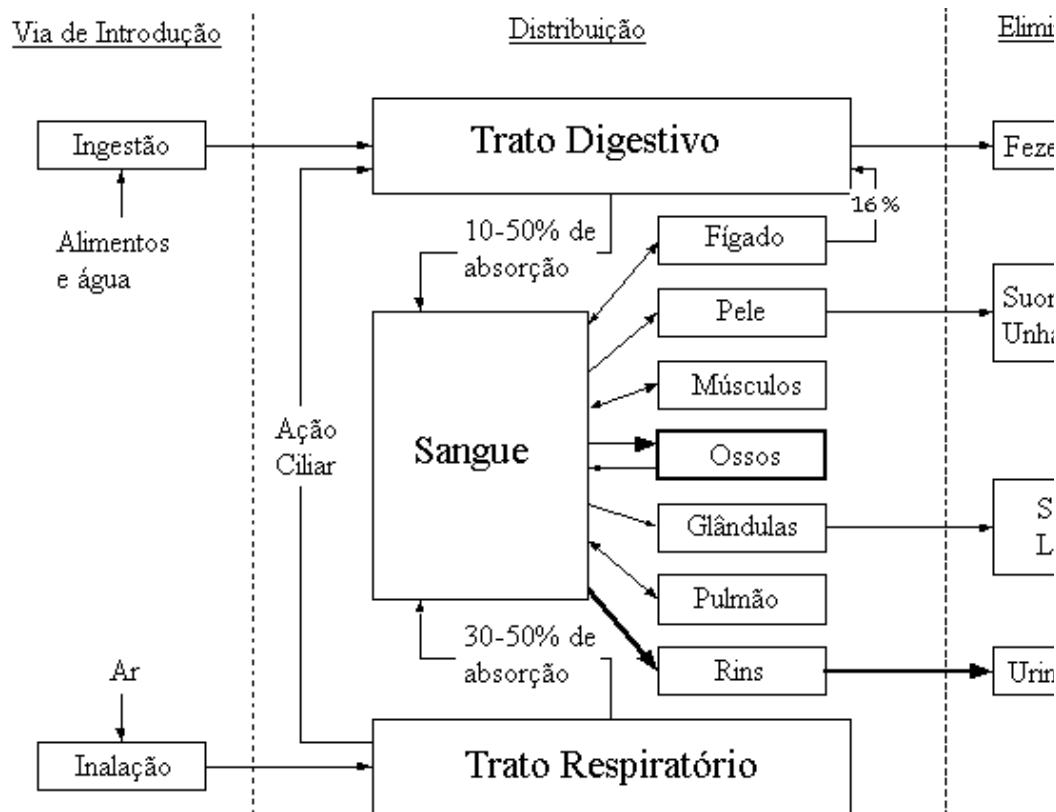
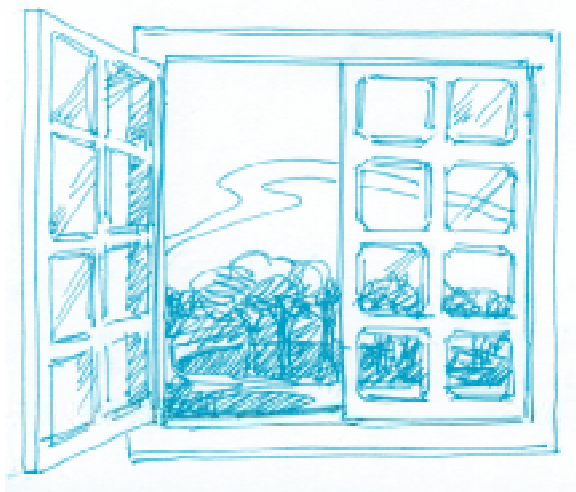


FIGURA 4 – Toxicocinética do chumbo no organismo humano

FONTE – JOST, 2001

*São inúmeras as
variedades de vidro,
utilizadas para
diferentes finalidades*



8

Toxicodinâmica

Por ser um metal eletropositivo, o chumbo apresenta afinidade por grupamentos SH, H_3PO_3 , NH_2 , OH, complexando-se a compostos endógenos e interferindo nas funções celulares. Os órgãos críticos são sistema nervoso, medula óssea e rins.

O mecanismo de ação tóxica do chumbo mais conhecido é a sua interferência na biossíntese do heme através da inibição de algumas enzimas envolvidas nesta síntese, como descrito no item 6.

Os mecanismos de neurotoxicidade não são bem conhecidos. Estudos realizados demonstraram a associação da exposição ao metal e distúrbios no metabolismo dos carboidratos e de alguns neurotransmissores, como a acetilcolina e as catecolaminas, no catabolismo de triptofano, na síntese endógena de nucleotídeos piridínicos – principal fonte de NAD e NADP coenzimas importantes para o desenvolvimento cerebral. No sistema nervoso periférico, o metal promove a desmielinização e degeneração axonal, prejudicando as funções psicomotoras e neuromusculares (SALGADO, 1996).

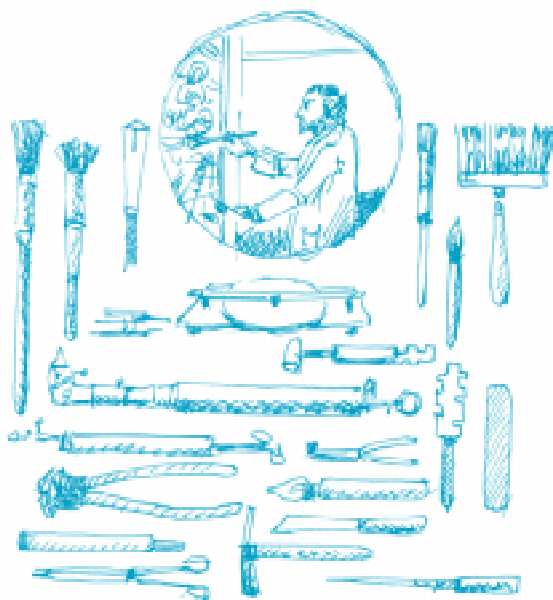
Em nível renal, os estudos experimentais evidenciaram que as mitocôndrias das células sofrem interferências nos processos de oxidação e fosforilação, responsáveis pela diminuição das funções de reabsorção tubular proximal. Observa-se a presença de corpos de inclusão formados pelos complexos chumbo-proteínas, estas constituídas de ácidos aspártico e glutâmico e pouca cisteína. O chumbo liga-se aos grupos carboxílicos e amínico dos aminoácidos.

O metal promove, ainda, outras alterações inespecíficas, interferindo nos eletrólitos sanguíneos (Na, K, Ca e P), no metabolismo mineral (Zn, Cu, Mn, Al e SI), no metabolismo de carboidratos, lipídeos, RNA e aminoácidos, na síntese de proteínas, na utilização de vitaminas (B_1 , PP e B_{12}) e na produção de hormônios (tiroxina e hipofisários).

Os estudos realizados em roedores demonstraram que o chumbo atua como promotor da carcinogênese renal, interferindo nos processos

cromossômicos, induzindo a estabilização da cromatina e inibindo o mecanismo de reparo do DNA. Os estudos epidemiológicos realizados com trabalhadores expostos ao metal não comprovaram, entretanto, esta ação (SALGADO, 1996).

Introduzidos no século X na França, os vitrais alcançaram seu apogeu no século XIII como um dos elementos mais importantes da arte medieval



9

*Avaliação dos riscos
à saúde humana
e ao meio ambiente*

As fontes naturais de chumbo contribuem muito pouco com as quantidades do metal encontradas no ar, alimento, água e poeira. A maior parte do chumbo encontrado nesses meios surge de emissões provenientes de automóveis (nos locais onde o metal ainda é usado na gasolina) e de fontes industriais.

Em adultos e crianças mais velhas, a maior parte do chumbo ingerido provém de alimentos e água, enquanto que para crianças mais novas a poeira, o solo e os alimentos contribuem de forma mais significativa para o total de chumbo ingerido. Vários estudos demonstram que em áreas próximas a fundições, a ingestão oral de chumbo, através do solo e poeira contaminados, constitui uma via importante de exposição para crianças (WHO, 1995). A TABELA 46 exemplifica a concentração de chumbo em diferentes solos de áreas de recreação infantil em áreas de Metro Manila, Filipinas, e a média estimada da ingestão diária do metal pela criança, nas concentrações de 25, 50, 100 e 200 mg/dia.

TABELA 46 – Níveis de chumbo em diferentes solos de áreas de recreação infantil e estimativa da média de ingestão diária (mg/dia), em relação a quantidades específicas de solo ingerido (mg/dia) – áreas de Metro Manila, Filipinas

| Média geométrica (µg/g) | Ingestão de chumbo através do solo, em µg/dia, em diferentes níveis de solo ingerido (mg/dia) | | | |
|-------------------------|---|-------|-------|-------|
| | 25 | 50 | 100 | 200 |
| 54,32 | 1,36 | 2,72 | 5,43 | 10,87 |
| 69,81 | 1,75 | 3,49 | 6,98 | 13,96 |
| 90,15 | 2,25 | 4,51 | 9,01 | 18,03 |
| 164,3 | 4,11 | 8,22 | 16,43 | 32,86 |
| 242,08 | 6,05 | 12,10 | 24,21 | 48,42 |
| 283,13 | 7,08 | 14,16 | 28,31 | 56,65 |

FONTE – SHARMA, REUTERGARDH, 2000, modificado

A ingestão total de chumbo por adultos e crianças varia significativamente de fontes individuais (ar, água, solo/poeira e outras) e também está relacionada ao estilo de vida e nível socioeconômico. A TABELA 47 apresenta a estimativa de chumbo absorvido por crianças na idade pré-escolar, proveniente do solo, ar inalado, alimentos e água para consumo, assumindo diferentes quantidades de ingestão de poeira, utilizando-se um cálculo simplificado proposto pela WHO (1987), citado por SHARMA, REUTERGARDH (2000).

TABELA 47 – Estimativa de chumbo ($\mu\text{g}/\text{dia}$) absorvido por crianças, proveniente de várias fontes, assumindo diferentes quantidades de poeira ingerida

| Chumbo absorvido do solo | Ar | Alimento | Água | Total | Porcentagem total do solo |
|--------------------------|------|----------|------|-------|---------------------------|
| 1,35 | 2,23 | 25,99 | 1,77 | 31,34 | 4,3 |
| 2,71 | 2,23 | 25,99 | 1,77 | 32,70 | 8,29 |
| 5,42 | 2,23 | 25,99 | 1,77 | 35,40 | 15,31 |
| 10,83 | 2,23 | 25,99 | 1,77 | 40,82 | 26,53 |

Solo - concentração média de chumbo dos *playgrounds* estudados - 108,31 $\mu\text{g}/\text{g}$; solo ingerido - 25, 50, 100 e 200 mg/dia, absorção de 50%; concentração no ar em 1996 - 0,89 $\mu\text{g}/\text{cu.m}$, volume respiratório 5 cu.m/dia, 50% de absorção respiratória; ingestão de alimentos e bebidas - 51,98 $\mu\text{g}/\text{dia}$, 50% de absorção; concentração na água - 7,08 $\mu\text{g}/\text{L}$; ingestão de água - 0,5L/dia, absorção 50%.

FONTE – SHARMA, REUTERGARDH, 2000

A absorção do chumbo depende de sua forma química, tipo de solo e tamanho da partícula, que interfere na sua biodisponibilidade. Nos pulmões, o metal é absorvido em função do tamanho da partícula e deposição pulmonar. Partículas pequenas ($< 0,5 \mu\text{m}$ de diâmetro), características do ar ambiente, serão depositadas profundamente, com taxas de absorção de 90%. Partículas maiores, como aquelas encontradas em exposições ocupacionais, ficam retidas nas porções superiores dos pulmões. A absorção dessas partículas se dá em função da dissolução no pulmão e da remoção da partícula para o trato gastrointestinal (WHO, 1995).

Além da exposição ao chumbo através do ar ambiente, água e

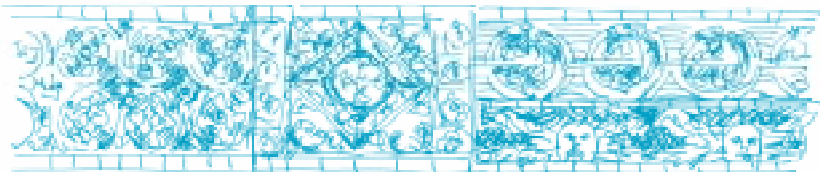
alimento, alguns trabalhadores podem estar expostos ao metal no ambiente de trabalho. Os níveis de exposição variam conforme o processo industrial e as práticas de higiene industrial adotadas.

Os níveis de chumbo em sangue total são amplamente utilizados como medidas de dose interna, ou dose absorvida. O chumbo é distribuído entre o plasma e os eritrócitos, sendo que menos de 5% do metal permanece no plasma. A maior parte do chumbo está ligado à hemoglobina. A relação entre os níveis de plumbemia e os efeitos bioquímicos do chumbo no organismo, estão descritos na TABELA 48.

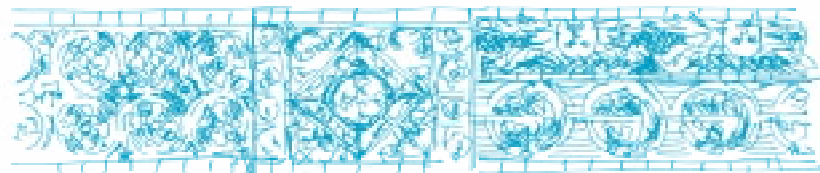
TABELA 48 – Níveis de chumbo em sangue ($\mu\text{g/dL}$) acima dos quais os efeitos bioquímicos do chumbo são observáveis

| Parâmetro | Concentração de chumbo em sangue |
|--------------------------|----------------------------------|
| Níveis de protoporfirina | 20-30 |
| Níveis de coproporfirina | 40 |
| Níveis de ALA urinário | 35 |
| Atividade de ALAD | 10 |

FONTE – WHO, 1995, modificado



*Pedaços de vidros coloridos são unidos
entre si por meio de nervuras metálicas*



10

Metodologia analítica

As TABELAS 49 e 50 apresentam os principais métodos utilizados para análise de chumbo em diferentes matrizes e em alguns alimentos, respectivamente.

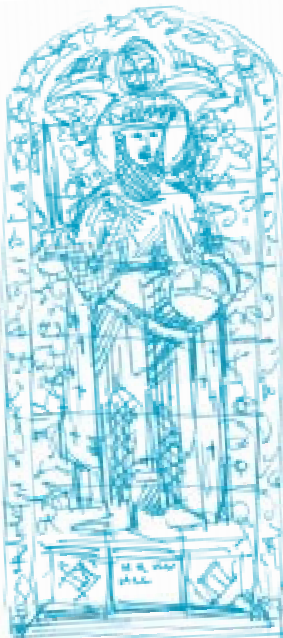
TABELA 49 – Principais métodos adotados para a análise de chumbo em diferentes matrizes

| Matriz | Coleta e preparação da amostra | Método | Limite de deteco | Recuperao /eficiência | Refe |
|--------|---|--------------------------|---------------------|--------------------------|---------------------|
| Sangue | Diluir 1:10 em TRITON X-100 em 0,1% de ácido nítrico e uma mistura de fosfato de amnio dihidrogenado e nitrato de magnésio foi usada como modificador de matriz. | EAAFG | 0,54 µg/dL | 96% | CHI YEN 1997 |
| | Complexar com pirrolidinaditiocarbamato de amnia e extrair com metilisobutilcetona | EAA chama | 4 µg/dL | | MIT L et 1972 |
| Urina | Diluir 1:1 com HNO ₃ a 0,2% em triton X-100 a 0,05% | EAAFG | 0,2 µg/L | | WHI PAN 1998 |
| Cabelo | Dissolver o cabelo com hidróxido de tetrametil amnio | EAAFG | 1,2 µg/L | 108% | RIBI et al. |
| gua | Digerir com HNO ₃ | EAAFG | 0,5 µg/L | | APH 1992 |
| Solo | Digerir com HNO ₃ /H ₂ O ₂ | EAA chama/ ICP-AES | | | USE 2001 |

EAA = espectrofotometria de absoro atmica; EAAFG = espectrofotometria de absoro atmica com forno de grafite; ICP = plasma indutivamente acoplado.

TABELA 50 – Principais métodos adotados para a análise de chumbo em alguns alimentos

| Alimento | Preparação da amostra | Técnica | Referência |
|-----------------|------------------------------|---------------------------|---|
| Óleo | Microondas | ICP, AAS/Forno de grafite | ALLEN et al., 1997 |
| Frutos do mar | Microondas, cinzas | ICP-AES, ICP-MS, EAA | PARK et al., 1997 |
| Peixe | Digestão ácida, cinzas | ICP-MS, EAA | LI, JIANG, 1998 |
| Leite | Digestão ácida, cinzas | EAA, ICP-MS | LI, JIANG, 1998; BIEGO et al., 1997; AOAC, 2005 |



*De
tamanhos e
formas
diversificadas,
com
pinturas e
transparências,
produzem
belíssimos
efeitos
decorativos*



11

Gestão de resíduos

Os efluentes dos diferentes processos industriais, nos quais ocorre a manipulação do chumbo, devem ser tratados, previamente ao seu despejo, nos corpos coletores. A precipitação do metal com hidróxidos, carbonato de cálcio ou sulfeto, constitui o processo de tratamento mais utilizado (HSDB, 2000). Esse processo consiste em transformar o metal, na forma iônica, em moléculas de hidróxido e carbonato pela elevação do pH entre 8 e 9, faixa de pH ótimo de coagulação e precipitação. Quando o resíduo contém outras substâncias, estas devem ser removidas através da alteração das características físico-químicas do meio pela adição de sais, como sulfato de alumínio, polímeros sintéticos de alumínio ou cloreto férrico. A adição dessas substâncias em reatores de tratamento determina a coagulação e floculação das impurezas. A nucleação das partículas (compostas por hidróxidos, carbonatos e sulfatos), na coagulação e floculação, permite que, em minutos, ocorra a formação de um precipitado de lodo, com sobrenadante líquido clarificado. A separação dos sólidos do líquido pode também ser realizada por filtração (filtro prensa de placas, filtragem centrífuga e leitos de secagem), sendo a escolha do sistema de filtração dependente da quantidade de lodo gerado e da área disponível na indústria. A eficiência é medida em função da concentração da massa seca e teor de umidade da torta de lodo (VALENZUELA, 1999).

Estudo realizado por PATTERSON, PASSINO (1995) demonstrou a eficiência do tratamento das águas do rio Neckar e do lodo de esgoto de Mannheim, Alemanha, com hidróxido e carbonato de cálcio. As concentrações de chumbo no material dragado do rio e no lodo de esgoto eram $< 0,005$ e $0,28$ ppm, respectivamente.

WASAY et al. (2001) compararam a eficácia da despoluição de solos contaminados com metais através da utilização de sais de ácidos orgânicos fracos (soluções de citratos, tartaratos e citrato-oxalacetato) e de quelantes, como o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) e ácido difenilenotriaminopentacético (DTPA). Para solos mistos areno-argilosos, a remoção com citrato e tartarato foi da ordem de 56 a 70% e, com EDTA e DTPA, entre 85 e 98%. Embora a eficiência dos quelantes seja

maior, eles extraem simultaneamente nutrientes, além de poluírem o solo, por não serem biodegradáveis e por permanecerem adsorvidos às partículas superficiais do solo. Os sais orgânicos também permanecem adsorvidos às partículas superficiais do solo, porém, por melhorarem a estrutura do mesmo e ajudarem na formação de agregados aquosos estáveis, apresentam maior relação eficácia/benefício.

Osmose reversa, troca iônica, eletrodiálise e recuperação eletrolítica, são outras técnicas aplicáveis ao tratamento de resíduos contendo metais (HSDB, 2000).

Para a limpeza de solos contaminados em áreas residenciais, a técnica de escavação é a normalmente aceita. Entretanto, este processo é de alto custo e destrutivo. Além disso, a escavação do solo requer uma fonte de solo limpo e um local para depósito do solo contaminado. As técnicas de remediação no local superam essas desvantagens (ZHANG, RYAN, 1999). O objetivo da tecnologia de remediação no local é reduzir ao máximo a disponibilidade do chumbo no solo.

Os fosfatos de chumbo são as formas insolúveis mais comuns do metal no solo, sob uma variedade de condições ambientais. Os estudos *in vivo* têm demonstrado que a biodisponibilidade de chumbo nos sistemas gastrintestinais dos mamíferos é dependente da forma e da taxa de dissolução relativa dos sólidos de chumbo. As formações de fosfato de chumbo, em solos contaminados com chumbo e fósforo, podem ser responsáveis pela imobilização do metal, reduzindo, assim, sua disponibilidade. O uso de fósforo tem sido sugerido como uma opção de remediação efetiva, em relação ao custo, para solos contaminados com chumbo em áreas residenciais (HETTIARACHCHI et al., 2000).

A adsorção do chumbo é um processo potencialmente importante para a redução da disponibilidade do metal. Devido ao processo de adsorção ser essencialmente irreversível, a presença de uma fonte adsorvente no solo também pode acarretar reduções na disponibilidade do chumbo. Os óxidos de manganês têm sido reconhecidos como fontes adsorventes para o chumbo. HETTIARACHCHI et al. (2000) em estudo para avaliar os efeitos do fósforo e dos óxidos de manganês na disponibilidade de chumbo no solo, concluíram que a adição desses elementos em conjunto foi mais efetiva, se comparada à adição de ambos separadamente. Os referidos autores observaram que reduções na

disponibilidade do chumbo variaram de 15 a 41% para o fósforo sozinho, e 23 a 67% para a adição de fósforo e manganês, quando comparados com o controle. Os autores concluem que essa nova técnica para remediação de solos contaminados com chumbo e poeiras de minas apresentam vantagens sobre os métodos tradicionais.

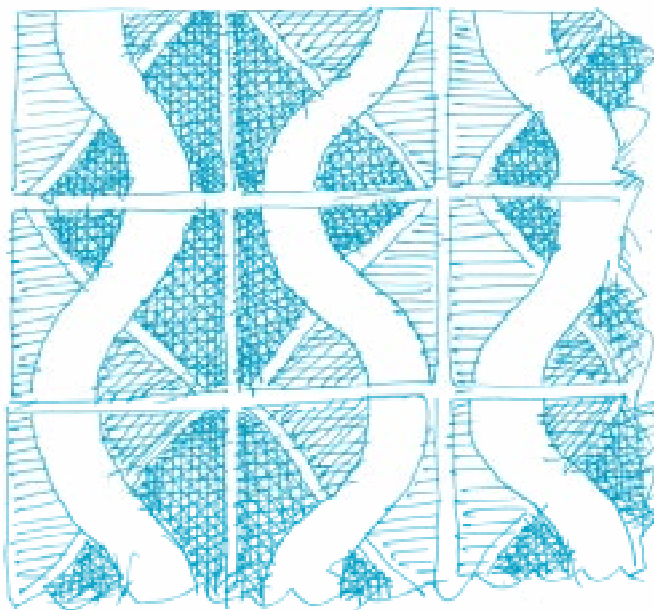
A TABELA 51 apresenta o tratamento e respectivo custo para pequenas quantidades de resíduos contendo sais de chumbo, bem como os procedimentos em situações de emergência.

TABELA 51 – Tratamento e disposição adotados para pequenas quantidades de resíduos contendo sais de chumbo, respectivos custos e procedimentos em situações de emergência

| Substância | Tratamento/ disposição | Custo* | Característica relevante da substância/ Procedimento em situações de emergência |
|---|---|---|---|
| Sais de chumbo CAS: Acetato = 546-67-8 Óxido = 1317-36-8 Nitrato = 10099-74-8 | <p>1. 1g de resina amberlite IR-120 ou Dowex 50X8-100 para 40 ml de solução contendo no máximo 1000 ppm do metal. Misturar por 24 h, filtrar. O resíduo deve ser encaminhado para aterro industrial ²</p> <p>2. 260 ml de solução de metassilicato de sódio 0,1 g/ml + 200 ml solução do sal de chumbo 0,05 g/ml. Ajustar o pH para 7.2 com H₂SO₄ 2 M. Misturar e filtrar. Dispor o resíduo sólido em aterro industrial ¹</p> | <p>1. US\$ 0,0008/ml solução (Pb < 1000 ppm)³</p> <p>2. US\$0,0028/ml solução Pb 0,05g/ml + US\$ 0,0006/ml H₂SO₄ 2 M ³</p> | <p>- Incêndio: CO₂, pó químico, água</p> <p>- Derramamento: sais solúveis absorver e tratar como descrito no item tratamento /disposição¹</p> |

NOTAS – CAS = número de registro no Chemical Abstract; * Custo estimado calculado em dólar a partir de reagentes p.a. Aldrich

FONTES – ¹ ARMOUR, 1996; ² LUNN, SANSONE, 1994; ³ SYGMA-ALDRICH, 1999



*Na arte
da
azulejaria
a
vitrificação
realça o
brilho e o
belo*

12

Conclusões e recomendações

Para a proteção da saúde humana, a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1995) propõe recomendações direcionadas para a redução e prevenção da exposição ao chumbo. Essas medidas relacionam-se com a diminuição do uso do chumbo e seus compostos, além da minimização das emissões contendo o metal que resultem na exposição humana. Dentre essas medidas, destacam-se:

- redução gradativa da gasolina com chumbo, ainda utilizada em veículos em vários locais no mundo;
- redução de tintas contendo o metal;
- eliminação do uso de chumbo em recipientes para alimentos, tais como juntas de latas;
- disseminação da informação em relação a recipientes vitrificados para alimentos, para os quais se pode transferir o metal durante o cozimento ou estocagem do alimento;
- eliminação de qualquer uso remanescente de chumbo ou de seus compostos na agricultura;
- uso de materiais e práticas de engenharia para minimizar a dissolução do metal no tratamento e nos sistemas de distribuição da água.

Programas de saúde pública devem ser desenvolvidos, no sentido de identificar as populações de alto risco na exposição ao chumbo, com base nos dados de monitorização ambiental. Promover o entendimento e a conscientização relacionada com os efeitos do metal na saúde humana, associados com a exposição ao chumbo. Além disso, ênfase deve ser dada para uma nutrição adequada e atenção às condições socioeconômicas, as quais podem intensificar os efeitos do chumbo presente no ambiente.

Referências bibliográficas

ALONZO, H. G. A. **Consultas em seis centros de controle de intoxicações**: análise dos casos, hospitalizações e óbitos, 2000. 290 f. Tese (Doutorado em Saúde Coletiva) - Faculdade de Ciências Médicas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ALLARD, B. Groundwater. In SALBU, B.; STEINNES, E. (Eds.). **Trace elements in natural waters**. Boca Raton: CRC Press, 1995. cap. 7, p. 151-176.

ALLEN, L. B.; SITTONEN, P. H.; THOMPSON JUNIOR, H. C. Determination of cooper, lead and nickel in edible oils by plasma and furnace atomic spectroscopies. **J. Am. Oil Chem. Soc.**, v. 75, n. 4, p. 477-481, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18th ed. Washington: APHA, 1992. p. 3-27.

APOSTOLI, P.; ALESSIO, L. Valori di riferimento e controllo dei fattori di variabilità. In: **La promozione della qualità dei dati nel monitoraggio biologico**. Italia: Moderna, 1990. p. 111-127.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists**. 17th ed. Washington, 2000.

[ATSDR] AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for lead**. Atlanta, 1993. 307 p.

_____. **Annual report - 1995**. Lead. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov>>. Acesso em: 5 jan. 2001.

BAGHURST, P. A.; TONG, S.; SAWYER M. G.; BURNS, J.; McMICH, A. J. Sociodemographic and behavioural determinants of blood lead concentrations in children aged 11-13 years. **Med. J. Aust.**, v. 170, p. 63-67, 1999.

BAPTISTA NETO, J. A.; SMITH, B. J.; McALLISTER, J. J. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. **Environ. Pollut.**, v. 109, p. 1-9, 2000.

BATRES, I.; CARRIZALES, L.; CALDERÓN, J.; BARRIGA, F. D. Participación del barro vidriado en la exposición infantil al plomo en una comunidad industrial expuesta ambientalmente a este metal. In: AVILA, M. H.; RENDÓN, E. P. (Eds.). **Intoxicación por plomo en México: prevención y control**. Morelos: Instituto Nacional de Salud Publica, 1995. p. 175-185.

BEGEROW, J.; FREYER, M.; TURFELD, M.; KRÄMER, U.; DUNEMANN, L. Internal lead and cadmium exposure in 6-year-old children from western and eastern Germany. **Int. Arch. Occup. Environ. Health**, v. 66, p. 243-248, 1994.

BELLINGER, D.; SCHWARTZ, J. Effects of lead in children and adults. In: STEELAND, K.; SAVITZ, D. A. A. (Eds.). **Topics in environmental epidemiology**. New York: Oxford University Press, 1997. cap. 14, p. 314-349.

BERGLUND, M.; LIND, B.; SÖRENSEN, S.; VAHTER, M. Impact of soil and dust lead on children's blood lead in contaminated areas of Sweden. **Arch. Environ. Health**, v. 55, p. 93-97, 2000.

BETTIOL, W; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2000.

BIEGO, G. H.; JOYEUX, M.; HARTEMANN, P.; DEBRY, G. Determination of mineral contents in different kinds of milk and estimation of dietary intake in infants. **Food Addit. Contam.**, v. 15, n. 7, p. 775-781, 1998.

BJERRE, B.; BERGLUND, M.; HARSBO, K.; HELLMAN, B. Blood lead concentrations of Swedish preschool children in a community with high lead levels from mine waste in soil and dust. **Scand. J. Environ. Health**, v. 19, p. 154-161, 1993.

BOU-OLAYAN, A.; AL-MATTAR, F; SULAIMAN, B; AL-YAKOOB, S.; AL-HAZEEM, S. **Marine Pollut. Bull.**, v. 30, n. 3, p. 211-214, 1995.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 20**: estabelece a classificação das águas e os níveis de qualidade exigidos. Disponível em: <<http://www.mma.gov/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acesso em: 2 maio 2001.

BRODY, D. J.; PIRKLE, J. L.; KRAMER, R. A.; FLEGAL, K. M.; MATTE, T. D.; GUNTER, E. W.; PASCHAL, D. C. Blood lead levels in the US population. **JAMA**, v. 27, p. 277-283, 1994.

BURGESS, W. A. **Recognition of health hazards in industry**: a review of materials and processes. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 1995. 537 p.

CARVALHO, F. M.; SILVANY-NETTO, A. M.; TAVARES, T. M.; LIMA, M. E. C.; WALDRON, H. A. Lead poisoning among children from Santo Amaro, Brazil. **PAHO Bull.**, v. 19, n. 2, p. 165-175, 1985.

CEBURNIS, D.; VALIULIS, D. Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. **Sci. Total Environ.**, v. 226, p. 247-253, 1999.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL. **Preventing lead poisoning in young children**: a statement by the Centers for Disease Control. Atlanta: CDC, 1995.

CHENARD, I.; TURCOTTE, F.; CORDIER, S. Lead absorption by children living near a primary copper smelter. **Can. J. Public. Health**, v. 78, p. 295-298, 1987.

CHIARADIA, M.; GULSON, B. L.; MACDONALD, K. Contamination of houses by workers occupationally exposed in a lead-zinc-copper mine and impact on blood lead concentrations in the families. **Occup. Environ. Med.**, v. 54, p. 117-124, 1997.

CHIEH YEN, C. et al. Lead determination in whole blood by graphite furnace absorption spectrometry. **At. Spectrosc.**, v. 18, n. 2, p. 64-69, 1997.

COOK, M.; CHAPPELL, W. R.; HOFFMAN, R. E.; MANGIONE, E. J. Assessment of blood lead levels in children living in a historic mining and smelting community. **Am. J. Epidemiol.**, v. 137, p. 447-455, 1993.

CUNHA, F. G.; FIGUEIREDO, B. R.; PAOLIELLO, M. M. B.; DE CAPITANI, E. M. **Contaminação humana por chumbo no alto Vale do Ribeira, nos estados de São Paulo e Paraná, Brasil**. Rio de Janeiro, 2001. Em fase de publicação.

[DNPM] DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Anuário estatístico do setor metalúrgico 2001**. Disponível em: <www.mme.gov.br>. Acesso em: 4 maio 2001.

DONAT, J. R.; BRULAND, K. W. Trace elements in the oceans. In: SALBU, B.; STEINNES, E. (Eds.). **Trace elements in natural waters**. Boca Raton: CRC Press, 1995. cap. 11, p. 247-281.

DONNI, V. L.; BAGNOLI, P.; BARTOLI, D.; BAVAZZANO, P.; CAVALLI, I. P.; LANDUCCI, D.; MARINARI, M. G.; MOGGI, A.; PAOLI, L.; SANNINO, G.; VANNUCHI, C.; VITI, A. Blood lead levels in a non-professionally-exposed population from six Tuscan provinces. **Ann. Ist. Sup. Sanita**, v. 34, n. 1, p. 75-85, 1998.

DUARTE, F. P.; CORONA, M. P. P. Niveles y tendencias de las concentraciones de plomo en la atmosfera de la ciudad de México. In: AVILA, M. H.; RENDÓN, E. P. (Eds.). **Intoxicación por plomo en México**: prevención y control. Morelos: Instituto de Salud Publica, 1995. p. 47-56.

DUDKA, S.; MILLER, W. P. Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. **J. Environ. Sci. Health**, B34, n. 4, p. 681-708, 1999.

ELHELU, M. A.; CALDWELL, D. T.; HIRPASSA, W. D. Lead in inner-city soil and its possible contribution to children's blood lead. **Arch. Environ. Health**, v. 50, p. 165-169, 1995.

EREL, Y.; DUBOWSKI, Y.; HALICZ, L.; EREZ, J.; KAUFMAN, A. Lead concentrations and isotopic ratios in the sediments of the Sea of Galilee. **Environ. Sci. Technol.**, v. 35, n. 2, p. 292-299, 2001.

EYSINK, G. G. J.; PADUA, H. B.; PIVA-BERTOLETTIS, A. E.; MARTINS, M. C.; PEREIRA, D. N. Metais pesados no Vale do Ribeira e Iguape-Cananéia. **Ambiente: Rev. CETESB de Tecnologia**, v. 2, n. 1, p. 6-13. 1988.

FERNICOLA, N. A. G. G.; AZEVEDO, F. A. Níveis de chumbo e atividade da desidratase do ácido d-aminolevulínico (d-ALAD) no sangue da população da Grande São Paulo, Brasil. **Revista Saúde Pública**, v. 15, p. 272-282, 1981.

GERHARDSSON, L.; KAZANTZIS, G.; SCHULTZ, A. Evaluation of selected publications on reference values for lead in blood. **Scan. J. Work. Environ. Health**, v. 22, p. 325-331, 1996.

GOYER, R. A. Toxic effects of metals. In: KLAASSEN, C. D. (Ed.). **Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons**. 5th ed. New York: McGraw-Hill, 1996. cap. 23.

GULSON, B. L.; DAVIS, J. J.; MIZON, K. J.; KORSCH, M. J.; LAW, A. J.; HOWARTH, D. Lead bioavailability in the environment of children: blood lead levels in children can be elevated in a mining community. **Arch. Environ. Health**, v. 49, p. 326-331, 1994.

GULSON, B. L.; MIZON, K. J.; KORSCH, M. J.; HOWARTH, D. Importance of monitoring family members in establishing sources and pathways of lead in Blood. **Sci. Total Environ.**, v. 188, p. 173-182, 1996.

HART, B. T.; HINES, T. Trace elements in rivers. In: SALBU, B.; STEINNES, E. (Eds.). **Trace elements in natural waters**. Boca Raton: CRC Press, 1995. cap. 9, p. 203-221.

HEITZMANN JUNIOR, J. F. **Alterações na composição do solo nas proximidades de depósitos de resíduos domésticos na Bacia do Rio Piracicaba, São Paulo, Brasil**. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1999. p. 35-52. Síntese de tese n. 9.

HETTIARACHCHI, G. M.; PIERZYNSKI, G. M.; RANSOM, M. D. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide. **Environ. Sci. Technol.**, v. 34, p. 4614-4619, 2000.

[HSDB] HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK. Lead. In: TOMES CPS SYSTEM. **Toxicology, occupational medicine and environmental series**. Englewood: Micromedex, 2000. CD-ROM.

[ILZSG] INTERNATIONAL LEAD ZINC STUDY GROUP. **2001 Statistics**. Disponível em: <www.ilzsg.org/intro.htm>. Acesso em: 3 maio 2001.

JACOB B.; RITZ, B.; HEINRICH, J.; HOELSCHER, B.; WICHMANN, H. E. The effect of low-level blood lead on hematologic parameters in children. **Environ. Res.**, A82, p. 150-159, 2000.

[JECFA] JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. **Evaluation of certain food additives and contaminants**. Geneva, 1993. 41st report of the JECFA/WHO Technical Report series 837.

JIMÉNEZ-GUTIÉRREZ, C.; ROMIEU, I.; RAMÍREZ-SÁNCHEZ, A. L.; PALAZUELOS-RENDÓN, E.; MUÑOZ-QUILES, I. Exposición a plomo en niños de 6 a 12 años de edad. **Salud Pública Mex.**, v. 41, p. S72-S81, 1999.

JORDÃO, C. P. et al. Distribution of heavy metals in environmental samples near smelters and mining areas in Brazil. **Environ. Technol.**, v. 20, n. 5, p.489-498, 1999.

JOST, M. **Technical guidelines for the environmentally sound management of lead-acid battery wastes**. 2001. No prelo. Para ser aprovado em: The Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal.

KIMBROUGH, D.; WAKAKUWA, W. Acid digestion of sediments, sludge, and soils and solid wastes, to EPA Sw 846 method 3050. **Environ. Sci. Technol.**, v. 23, n. 7, p. 898-900, 1989.

LANPHEAR, B. P.; WEITZMAN, M.; WINTER, N. L.; EBERLY, S.; YAKIR, B.; TANNER, M.; EMOND, M.; MATTE, T. D. Lead-contaminated house dust and urban children's blood lead levels. **Am. J. Public Health.**, v. 86, p. 1416-1421, 1996.

LEROYER, A.; NISSE, C.; HEMON, D.; GRUCHOCIAK, A.; SALOMEZ, J. L.; HAGUENOER, J. M. Environmental lead exposure in a population of children in northern France: factors affecting lead burden. **Am. J. Ind. Med.**, v. 38, p. 281-289, 2000.

LI, Y. C.; JIANG, S. J. Determination of cooper, zinc, cadmium and lead in fish samples by slurry sampling eletrothermal vaporization inductively coupled plasma mass spectrometry. **Anal. Chim. Acta**, v. 359, n. 1/2, p. 205-212, 1998.

MALIK, A.; JAISWAL, R. Metal resistance in *Pseudomonas* strains isolated from soil treated with industrial wastewater. **World J. Microbiol. Biotechnol.**, v. 16, n. 2, p. 177-182, 2000.

MARÇAL, W. S.; CAMPOS NETO, O.; NASCIMENTO, M. R. do. Valores sangüíneos de chumbo em bovinos nelore suplementados com sal mineral naturalmente contaminado por chumbo. **Ciência Rural**, v. 28, n. 1, p. 53-57, 1998.

MARÇAL, W.S.; GASTEL, L.; LIBONI, M.; PARDO, P. E.; NASCIMENTO, M. R. do; HISASI, C. S. Lead concentration in mineral salt mixtures used in beef cattle food supplementation in Brazil. **Veterinarski Arhiv.**, v. 69, p. 349-355, 1999.

_____. Concentration of lead in mineral salt mixtures used as supplements in cattle food. **Exp. Toxic. Pathol.**, v. 53, p. 7-9, 2001.

MAYER, M. G.; WILSON, D. N. Health and safety – the downward trend in lead levels. **Journal of Power Sources**, v. 73, p. 17-22, 1998.

McCABE JUNIOR, M. J. Lead. In: ZELIKOFF, J. T.; THOMAS, P. T. (Eds.). **Immunotoxicology of environmental and occupational metals**. Londres: Taylor & Francis, 1998. cap. 11, p. 111-359.

MEYER, I.; HEINRICH, J.; TREPKA, M. J.; KRAUSE, C.; SCHULTZ, C.; MEYER, E.; LIPPOLD, U. The effect of lead in tap water on blood lead in children in a Smelter Town. **Sci. Total Environ.**, v. 209, p. 255-271, 1998.

MEYER, I.; HEINRICH, J.; LIPPOLD, U. Factors affecting lead, cadmium, and arsenic levels in house dust in a smelter town in eastern Germany. **Environ. Res.**, v. 81, p. 32-44, 1999.

MINOIA, C.; SABBION, E.; APOSTOLI, P.; PIETRA, R.; POZZOLI, L.; GALLORINI, M. Trace element reference values in tissues from habitants of the European Community: a study of 46 elements in urine, blood and serum of Italian subjects. **Sci. Total Environ.**, v. 95, p. 89-105, 1990.

MITCHELL, D. G.; RYAN, F. J.; ALDOUS, K. M. The precise determination of lead in whole blood by solvent extraction. **At. Absorption Newsl.**, v. 11, p. 120-121, 1972.

MONNA, F.; DOMINIK, J.; LOIZEAU, J. L.; PARDOS, M.; ARPAGAU, P. Origin and evolution of Pb in sediments of Lake Geneva (Switzerland - France). Establishing a stable Pb record. **Environ. Sci. Technol.**, v. 33, n. 17, p. 2850-2857, 1999.

MONTESANTI, M.; MORGANTINI, F.; LANDUCCI, C.; ROSSI, L.; BIAGI, C.; CASTELLI, S. Livelli ematici di piombo nei bambini della Pianna di Lucca. Rilevazione del 1993. **Minerva Pediatr.**, v. 47, p. 119-125, 1995.

MORAES, R. P. **Transporte de chumbo e metais associados no rio Ribeira de Iguape**. 1997. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MORISI, G.; PATRIARCA, M.; CARRIERI, M. P.; FONDI, G.; TAGI, F. Lead exposure: assessment of the risk for the general italian population. **Ann. Ist. Sup. Sanita**, v. 25, p. 423-426, 1989.

MURGUEYTIO, A. M.; EVANS, R. G.; STERLING, D. A.; CLARDY, S. A.; SHADEL, B. N.; CLEMENTS, B. W. Relationship between lead mining and blood lead levels in children. **Arch. Environ. Health**, v. 53, n. 6, p. 414-423, 1998.

NEDER, A. V. F.; COTTA, T. A. R. G. **Redução dos riscos de exposição ambiental e ocupacional ao chumbo**. Brasília, maio 1999. Projeto MMA/OPAS. Relatório da 1ª etapa do projeto.

NELLY MAÑAY, L. P.; COUSILLAS, Z. Lead contamination in Uruguay. **Rev. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 159, p. 25-39, 1999.

NRIAGU, J. O.; OLERU, N. T.; CUDJOE, C.; CHINE, A. Lead poisoning of children in Africa, III. Kaduna, Nigeria. **Sci. Total Environ.**, v. 197, p. 13-19, 1997.

____; WONG, H. K. T.; LAWSON, G.; DANIEL, P. Saturation of ecosystems with toxic metals in Sudbury basin, Ontario, Canada. **Sci. Total Environ.**, v. 223, p. 99-117, 1998.

NTP. Chemical Repository Lead Powder. **Chemical health & safety date**. Disponível em: <http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/CHEM_H&S/NTP_Chem7/Radian7439-92-1.html>. Acesso em: 30 maio 2001.

PAOLIELLO, M. M. B.; DE CAPITANI, E. M.; CUNHA, F. G.; MATSUO, T.; CARVALHO, M. F.; SAKUMA, A.; FIGUEIREDO, B. R. **Exposure to lead and cadmium of children from a mining area of Brazil**. Campinas, 2001. Em fase de publicação.

PAOLIELLO, M. M. B.; GUTIERREZ, P. R.; TURINI, C. A.; MATSUO, T.; MEZZAROBBA, L.; BARBOSA, D. S.; CARVALHO, S. R. Q.; ALVARENGA, A. L. P.; REZENDE, M. I.; FIGUEIROA, G. A.; LEITE, V. G. M.; GUTIERREZ, A. C.; LOBO, B. C. R.; CASCALES, R. A. Valores de referência para plumbemia na população urbana em município do Sul do Brasil. **Pan. Am. J. Public Health**, 2001. Em fase de publicação.

PARMEGGIANI, L. (Ed.). **Encyclopaedia of occupational health and safety**. 3rd ed. Geneva: International Labour Office, 1983. v. 2, p. 1200-1209.

PATTERSON, J. W.; PASSINO, R. **Metals speciation, separation and recovery**. New York: Lewis Publishers, 1995.

PRATES, B.; ANDERSON, M. A. A 96-hour bioassay of Otter Creek. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. 49, p. 2090-2106, 1977.

RAGHUNAT, R.; TRIPATHI, R. M.; KUMAR, A. V.; SATHE, A. P.; KHANDEKAR, R. N.; NAMBI, K. S. V. Assessment of Pb, Cd, Cu, and Zn exposures of 6-to 10-year-old children in Muambai. **Environ. Res.**, A80, p. 215-221, 1999.

REBOUÇAS, D. S.; GUIMARÃES, C. R. R. Intoxicação crônica familiar por chumbo. **Rev. Bras. Toxicol.**, v. 8, n. 1, p. 160, 1995.

RIBEIRO, A. S.; CURTIUS, A. J.; POZEBON, D. Determination of As, Cd, Ni, Pb, in human hair by electrothermal atomic absorption spectrometry after sample treatment with tetramethylammonium hydroxide. **Microchem. J.**, v. 64, p. 105-110, 2000.

ROELS, H. A.; BUCHET, J. P.; LAUWERYS, R. R.; BRUAUX, P.; CLAEYS-THOREAU, F.; LAFONTAINE, A.; VERDUYN, G. Exposure to lead by the oral and the pulmonary routes of children living in the vicinity of a primary lead smelter. **Environ. Res.**, v. 22, p. 81-94, 1980.

ROMIEU, I.; APREA, C.; BOCALUN, P.; ORSI, D.; PORCELLI, B. Fuentes de exposición a plomo en la ciudad de México. In: AVILA, M.H.; RENDÓN, E. P. (Eds.). **Intoxicación por plomo en México**: prevención y control. Morelos: Instituto Nacional de Salud Publica, 1995. p. 57-76.

ROSCOE, R. J.; GITTLEMAN, J. L.; DEDDENS, J. A.; PETERSEN, M. R.; HALPERIN, W. E. Blood lead levels among children of lead-exposure workers: a meta-analysis. **Am. J. Ind. Med.**, v. 36, p. 475-481, 1999.

ROSMAN, K. J. R.; TAYLOR, P. D. P. Isotopic compositions of the elements (technical report). **Pure Appl. Chem.**, v. 70, n. 1, p. 217-236, 1998.

SALGADO, P. E. T. Toxicologia dos metais. In: SEIZI, O. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 1996. p. 150-172.

SANTOS, A. C. dos; COLACCIOPO, S.; DAL BÓ, C. M. R.; SANTOS, N. A. G. dos. Occupational exposure to lead, kidney function tests and blood pressure. **Am. J. Ind. Med.**, v. 26, p. 635-643, 1994.

SEPÚLVEDA, A.; VEJA, J.; DELAGADO, I. Exposición severa a plomo ambiental en una población infantil de Antofagasta, Chile. **Rev. Méd. Chile**, v. 128, p. 221-232, 2000.

SHARMA, K.; REUTERGARDH, L. B. Exposure of preschoolers to lead in the Makati area of Metro Manila, the Philippines. **Environ Res.**, A83, p. 322-332, 2000.

SHEPPARD, B. S.; HEITKEMPER, D. T.; GASTON, C. M. Microwave digestion for the determination of arsenic, cadmium and lead in seafood products by inductively coupled plasma atomic-emission and mass spectrometry. **Analyst**, v. 119, n. 8, p. 1683-1694, 1994.

STAESSEN, J.; YEOMAN, W. B.; FLERCHER, A. E.; MARKOWE, H. L. J.; MARMOT, M. G.; SEMMENCE, A.; SHIPLEY, M. J.; BULPITT, C. J. Blood lead concentration, renal function, and blood pressure in London civil servants. **Br. J. Ind. Med.**, v. 47, p. 442-447, 1990.

THORNTON, I.; RAMSEY, M.; ATKISON, N. **Metals in the global environment: facts and misconceptions**. Ontario: ICME, 1995.

TREPKA, M. J.; HEINRICH, J.; KRAUSE, C.; SCHULTZ, C.; LIPPOLD, U.; MEYER, E.; WICHMANN, H. E. The internal burden of lead among children in a smelter town. **Environ. Res.**, v. 72, p. 118-130, 1997.

[UNEP] UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM. **Phasing lead out of gasoline: an examination of policy approaches in different countries**. Disponível em: <<http://www.unepie.org/energy/activities/Transport/Lead-gas/Lead.htm>>. Acesso em: 1 maio 2001.

[USEPA] UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Drinking water standards and health advisories**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ebtpages/wdrinkingwaters.html>>. Acesso em: 2 abr. 2001.

[USGS] UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Minerals information**. Mineral commodity summaries 2001: lead. Disponível em: <<http://mineral.usgs.gov/mineral/pubs/mcs>>. Acesso em: 28 abr. 2001.

VALENZUELA, J. C. **Tratamento de efluentes em indústrias galvânicas**. São Paulo: Páginas & Letras, 1999.

VEROCAI, I. (Ed.). **Vocabulário básico de meio ambiente**. Rio de Janeiro: Secretaria de Estado de Meio Ambiente, 1997. 271 p.

VINAS, P.; CAMPILLO, N.; LOPEZ GARCIA, I.; HERNANDEZ CORDOBA, M. **Anal. Chim. Acta**, v. 356, n. 2/3, p. 267-276, 1997.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. de. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556, 1998.

WASAY, S. A.; BARRINGTON, S.; TOKUNAGA, S. Organic acids for the in situ remediation of soils polluted by heavy metals: soil flushing in columns. **Water, Air, and Soil Poll.**, v. 127, p. 301-314, 2001.

WHITE, M. A.; PANAYI, A. Simultaneous multielement AAS determination of trace elements in human body fluids to establish reference values for European populations. **At. Spectrosc.**, v. 19, n. 3, p. 89-94, 1998.

[WHO] WORLD HEALTH ORGANIZATION. IPCS. **Environmental health criteria 85** - lead -environmental aspects. Geneva, 1989. 106 p. Publish under the joint sponsorship of the United Nations Environment Program, the International Labour Organization, and the World Health Organization.

_____. **Environmental health criteria 165** - inorganic lead. Geneva, 1995. 300 p. Publish under the joint sponsorship of the United Nations Environment Program, the International Labour Organization, and the World Health Organization.

ZHANG, P.; RYAN, J. A. Formation of chloropyromorphite from galena (PbS) in the presence of hidroxyapatite. **Environ. Sci. Technol.**, v. 33, n. 4, p. 618-624, 1999.

ZHANG, Z. W.; MOON, C. S.; WATANABE, T.; SHIMBO, S.; HE, F. S.; WU, Y. Q.; ZHON, S. F.; SU, D. M.; QU, J. B.; IKEDA, M. Background exposure of urban populations to lead and cadmium: comparison between China and Japan. **Int. Arch. Occup. Health**, v. 69, p. 273-281, 1997.

ZWENNIS, W. C. M.; FRANSSEN, A. C.; WIJNAS, M. J. Use zinc protoporphyrin in screening individuals for exposure for lead. **Clin. Chem.**, v. 26, n. 8, p. 1456-1459, 1990.