DIAGNÓSTICOS

PROJETO SANTO AMARO • BAHIA

aglutinando ideias, construindo soluções

CETEM
CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

Ministério da
Ciência, Tecnologia
e Inovação

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
PAÍS RICO É PAÍS SEM POBREZA

PROJETO SANTO AMARO – BA

aglutinando ideias, construindo soluções

DIAGNÓSTICOS

Editores:
Francisco Rego Chaves Fernandes
Luiz Carlos Bertolino
Silvia Gonçalves Egler

RIO DE JANEIRO

CETEM- CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

2012

PROJETO SANTO AMARO - BA

aglutinando ideias, construindo soluções

DIAGNÓSTICOS

2ª EDIÇÃO

Coordenação

Francisco Rego Chaves Fernandes
Luiz Carlos Bertolino

Pesquisadores

Allegra Viviane Yallouz
Carla Costa (ISCSP/UTL-PT)
Carlos Eduardo Gomes de Souza
Débora Monteiro de Oliveira
Keila Valente de Souza
Lílian Irene Dias da Silva
Luis Gonzaga dos Santos Sobral
Luiz Carlos Bertolino
Manuel Castro Carneiro
Maria de Fátima das Dores dos Santos Lima
Paulo Fernando de Almeida Braga
Rui C. Hasse Ferreira (Consultor Independente)
Silvia Cristina Alves França Silva
Silvia Gonçalves Egler
Thais de Lima Alves Pinheiro Fernandes

Apoio Técnico

Daniel da Silva Teixeira
Danielle Duarte Gomes
Maria Inês F. C. Almeida Ribeiro
Natália Souza e Souza
Raquel Lucena de Oliveira

Programação Visual

Vera Lúcia Espírito Santo S. Ribeiro

O conteúdo deste trabalho é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es)

Centro de Tecnologia Mineral

Projeto Santo Amaro – BA: aglutinando ideias, construindo soluções – diagnósticos/Eds.: Francisco Rego Chaves Fernandes, Luiz Carlos Bertolino. Silvia Egler – Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2012). 2ª Edição

252p.: il.

1. Contaminação. 2. Metais pesados. 3. Desenvolvimento sustentável. 4. Saúde humana. I. Centro de Tecnologia Mineral. II. Fernandes, Francisco Rego Chaves (Ed.). III. Bertolino, Luiz Carlos (Ed.). IV. Egler, Silvia Gonçalves (Ed.)

ISBN 978-85-61121-94-5 **CDD 363.1791**

SUMÁRIO

Apresentação
Fernando A. Freitas Lins, Diretor do CETEM 3

Prefácio
Francisco Rego Chaves Fernandes, Luiz Carlos Bertolino e Silvia Gonçalves Egler 5

Depoimentos 9

Santo Amaro precisa de um tratamento de choque emergencial, um PAC pela vida.
Senador pela Bahia, Walter Pinheiro 9

Perspectivas para a mineração de chumbo no Estado da Bahia.
Deputado Federal pela Bahia, Luiz Alberto 10

Superando a dor, mensagem sobre a questão ambiental em Santo Amaro/BA.
Senador pelo Rio Grande do Sul,Paulo Paim 12

Depois de uma grande quantidade de estudos o que falta é a solução.
Prefeito de Santo Amaro, Ricardo Machado 15

Diagnósticos

Passivos socioambientais da minerometalurgia do chumbo em Santo Amaro (BA), Boquira (BA), Vale do Ribeira (PR) e Mauá da Serra (PR).
Keila Valente de Souza e Maria de Fátima das D. dos Santos Lima 19

Governação e Responsabilidade Social Empresarial: a necessária convivência.
Carla Guapo Costa e Francisco Rego Chaves Fernandes 42

Desafios e propostas para o enfrentamento da contaminação por chumbo em Santo Amaro.
Maiza Ferreira de Andrade 64

Estudos de avaliação da exposição ambiental humana ao chumbo no Brasil: uma análise comparativa.
Eduardo Mello De Capitani e Mônica Maria Bastos Paoliello 75

Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo em 1992 e monitorização biológica da comunidade do entorno da antiga fundição em 2011. O que mudou em quase 20 anos.
José A. Menezes Filho e Vanesca Luana Silva 86

Remediação de áreas contaminadas: proposições para o sítio da Plumbum em Santo Amaro da Purificação – BA.
Jose Ângelo Sebastião Araujo dos Anjos, Luis Enrique Sánchez e Luiz Carlos Bertolino 103

Avaliações ecológicas e ecotoxicológicas relacionadas ao caso da Plumbum em Santo Amaro (BA).
Júlia Carina Niemeyer, Silvia Egler e Eduardo Mendes da Silva 131

Metalurgia do chumbo: processos de produção e refino.
Luis Gonzaga dos Santos Sobral, Débora Monteiro de Oliveira, Carlos Eduardo Gomes de Souza, Silvia Cristina Alves França Silva e Paulo Fernando Almeida Braga 150

Química analítica aplicada ao estudo do chumbo, Santo Amaro-BA.
*Lílian Irene Dias da Silva, Manuel Castro Carneiro e Thais de Lima Alves P. Fernandes*174

Casos paradigmáticos sobre contaminação provocada por chumbo em várias regiões do mundo.
Carla Costa, Eliane Araujo, Renata Damico Olivieri, Maria Inês F. C. Almeida Ribeiro e Raquel Lucena.....191

Quarenta anos de estudos: bibliografia referenciada sobre o chumbo.
Sílvia Egler e Natália Souza 222

Apresentação

Com o apoio do MCTI-Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, por meio da SCUP-Subsecretaria das Unidades de Pesquisa, o CETEM-Centro de Tecnologia Mineral, coordenou o "Projeto Santo Amaro - BA" que tem, como lema principal, o subtítulo deste livro: *aglutinando ideias, construindo soluções*. A partir de um extenso levantamento bibliográfico, que ocupou o primeiro mês do projeto, focando a contaminação de chumbo em Santo Amaro da Purificação e, ainda, outros exemplos como Boquira (BA), Vale do Ribeira (SP), montadoras e recicladoras de baterias – recolheram-se cerca de quatro centenas de referências de trabalhos de cientistas e pesquisadores sobre o assunto, dos quais mais de uma centena focados em Santo Amaro.

Com base neste levantamento convidamos os autores, realizamos um grande debate em um Seminário especializado (aberto ao público) nos dias 24 e 25 de outubro de 2012 e contamos com a presença de mais de meia centena de pesquisadores, de representantes da sociedade civil de Santo Amaro e autoridades, entre as quais se destacam o Sr. Prefeito da cidade, secretários de governo municipal de Santo Amaro e Boquira, representantes de senadores e deputados federais, além de diferentes órgãos públicos da Bahia. A todos que colaboraram, registramos nossos sinceros agradecimentos.

Os Diagnósticos a seguir apresentados - *aglutinando ideias* - são 12 capítulos abrangendo os balanços das áreas de Saúde Humana e Risco, Exposição Ambiental Humana, Ecotoxicologia, Metalurgia, Engenharia Ambiental, Geoquímica Ambiental, Remediação de Áreas Contaminadas, Democracia, Comunidade Alargada e Estudos Socio-econômicos-ambientais no Território, Educação Ambiental, Casos Paradigmáticos para Regiões do Mundo, Investimento Estrangeiro e Boa Governança, além da apresentação comentada da bibliografia.

Deste livro DIAGNÓSTICOS – *aglutinando ideias* – se passa para um segundo livro, PLANO DE AÇÃO – *construindo soluções* – no qual um conjunto de recomendações sobre o que deve ser feito será apresentado.

Rio de Janeiro, novembro de 2012.

Fernando A. Freitas Lins
Diretor do CETEM

Prefácio

Francisco Rego Chaves Fernandes
Luiz Carlos Bertolino
Silvia Gonçalves Egler (editores)

A coordenação do Projeto Santo Amaro, em execução pelo CETEM/MCTI, realizou durante dois dias, 23 e 24 de outubro de 2012, o Seminário Santo Amaro. Foi um encontro nacional com grande participação, mais de meia centena de membros da comunidade científica e tecnológica brasileira e ainda de membros do governo municipal, estadual e federal. Destacam-se, dentre estes últimos, a presença do Sr. Prefeito de Santo Amaro e secretários municipais, o secretário municipal de Saúde de Boquira, representantes de secretarias do Estado da Bahia de Indústria e Mineração e de Saúde, representante do MCTI e do Min. da Saúde, representantes de senador e de deputado federal da bancada da Bahia e do senador presidente da Comissão de Direitos Humanos do Senado, além de membros da sociedade civil de Santo Amaro.

Deste seminário saíram um conjunto de DIAGNÓSTICOS que hoje estão reunidos neste livro e ainda um conjunto de sugestões e recomendações que farão parte do LIVRO II PLANO DE AÇÃO. Estes diagnósticos compõem 12 capítulos com 30 autorias.

Inicia-se o livro com o DEPOIMENTOS, transcrevendo as visões dos políticos que clamam que Santo Amaro precisa de um tratamento de choque emergencial, um PAC pela vida, até ao postulado de que depois de uma grande quantidade de estudos o que falta é a solução. Os discursos demonstram a necessidade de ações para que a contaminação por chumbo em Santo Amaro venha ser remediada.

Já em seguida, vêm os DIAGNÓSTICOS. *Passivos socioambientais da minerometalurgia do chumbo Santo Amaro e Boquira (BA), Vale do Ribeira (PR) e Mauá da Serra (PR)* expõem-se os casos do passivo socioambiental da Plumbum em Santo Amaro (BA), os rejeitos da mineração e beneficiamento com altos teores de metais pesados em Boquira (BA), a contaminação do solo e habitantes da região do Vale do Ribeira (PR) e a mobilização social contra a operadora de recicladora de chumbo em Mauá da Serra (PR).

O capítulo *Governação e Responsabilidade Social Empresarial: a necessária convivência* constata que o cumprimento de critérios de responsabilidade social empresarial e dos governos não é feito de forma muito afirmativa, verificando-se poucos casos de sucesso, sendo na maioria das situações um acumular de mal feitos comprovados, a existência de grandes passivos (econômicos, sociais, ambientais) durante o período de permanência das empresas no empreendimento ou depois do abandono das atividades. Relata-se o caso, no noroeste da França, da *Metaleurop Nord* (ex-Pennaroya, que controlava no Brasil a COBRAQ, no Vale do Ribeira, a Plumbum em Santo Amaro e a Mineração Boquira, em Boquira), famoso pelos efeitos de contaminação por

chumbo que gerou no noroeste da França e as políticas de remediação que foram aplicadas para resolver ou, pelo menos, minorar o problema.

Ressalta ainda o capítulo, que a grande diferença em relação ao caso brasileiro é que, nos países desenvolvidos, foram criados fortes laços de governação, muito além da capacidade financeira, criaram a capacidade institucional necessária para contrariar estratégias menos sustentadas das grandes empresas transnacionais, e induzi-las a participar ativamente no processo de construção e manutenção da cidadania.No âmbito do *Projeto Santo Amaro*, o caso da *Metaleurop Nord* assume uma importância acrescida, por se tratar do mesmo grupo empresarial *Metaleurop* que detinha a usina de mineração na cidade de Santo Amaro, a *Plumbum*.

Desafios e propostas para o enfrentamento da contaminação por chumbo em Santo Amaro retrata o fato de passados quase 20 anos do fechamento da metalurgia de chumbo em Santo Amaro, o interesse por este campo de estudo foi crescente se observada a evolução das pesquisas ao longo dos últimos 37 anos, desde que a contaminação por chumbo e cádmio provocada apresentou suas primeiras evidências, tanto nas águas do rio Subaé, quanto na urina dos trabalhadores da antiga fábrica (BAHIA/CEPED, 1977). Faz algumas recomendações para a superação do embate latente entre a ciência e o mundo da vida, considerando indispensável a participação dos interessados, comunidade alargada na definição e enfrentamento dos riscos.

Estudos de avaliação da exposição ambiental humana ao chumbo no Brasil: uma análise comparativa relata que em Santo Amaro, os valores de chumbo em sangue das crianças, mostram um decréscimo nas últimas décadas, resultado provável do fechamento da empresa. Nenhuma medida prática de descontaminação da área foi implementada. Nem mesmo um programa regular de monitoramento biológico, diagnóstico e seguimento das crianças com problemas secundários à contaminação foi implantado. Conclui ainda que a contaminação do solo, água e sedimentos dos rios e riachos da bacia do rio Subaé continuam sendo fonte secundária de contaminação das ruas, do interior das casas, dos quintais, dos alimentos, dos peixes e crustáceos locais, colocando as crianças e adultos em contato direto com o chumbo em algum grau, exigindo a instalação de um programa abrangente de avaliação, planejamento e remediação a curto, médio e longo prazo da área.

Complementando o capítulo anterior, Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo em 1992 e monitorização biológica da comunidade do entorno da antiga fundição em 2011. O que mudou em quase 20 anos, apresenta uma revisão dos dados da avaliação da exposição dos trabalhadores da antiga Plumbum em 1992, através do marcador de exposição chumbo sanguíneo (Pb-S) e dos biomarcadores de efeito: ácido delta-aminolevulínico urinário (ALA-U), zincoprotoporfirina eritrocitária (ZnPP) e hemoglobina (Hb). Uma análise é feita de acordo com as diferentes ocupações na metalúrgica. Nesta oportunidade, 216 pessoas foram avaliadas através das determinações dos níveis sanguíneos de chumbo (Pb-S) e cádmio (Cd-S), além da determinação dos níveis de ALA-U. Por fim, faz uma discussão das condições de exposição ambiental

atual em Santo Amaro, Bahia e dos fatores de risco associados com exposição ao chumbo na população em geral. Apresenta propostas de novas abordagens para avaliação da exposição crônica a metais pesados como Pb e Cd.

A estratégia para a recuperação da área afetada pela Plumbum é tratada em *Remediação de áreas contaminadas: proposições para o sítio da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA*, que aborda *o* planejamento e ações sequenciadas para recuperação do sítio, contemplando medidas de intervenção que deverão começar nas instalações industriais da metalurgia, até a área contaminada do estuário do rio Subaé. Como estratégia inicial de ação foi avaliada a extensão da contaminação por meio da análise de todos os dados disponíveis sobre a área e nesta averiguação foram delimitadas três áreas distintas para intervenção: a primeira representada pela metalurgia e seu entorno imediato; a segunda compreendendo as áreas de aterros de escória e a terceira reunindo a zona rural, o rio Subaé e seu estuário.

Sendo um complemento ao capítulo anterior, em A*valiações ecológicas e ecotoxicológicas relacionadas ao caso da Plumbum em Santo Amaro (BA)* aprofunda-se e prova-se a constatação que os resultados indicaram risco ecológico para os organismos e processos do solo mesmo após quase duas décadas do término das atividades da Plumbum, relacionado à exposição dos receptores ecológicos ao solo contaminado. A avaliação de risco ecológico apontou um alto risco ecológico em locais dentro da área da Plumbum, indicando a necessidade de medidas de remediação e posterior restauração da área. A restauração ecológica das áreas degradadas e o reestabelecimento dos processos ecológicos são essenciais para evitar que a contaminação continue se dispersando através da poeira e do escoamento superficial para outros locais.

A metalurgia do chumbo: processos de produção e refino, onde o processo tecnológico produtivo é dissecado ao detalhe, sendo concluído que pouca importância foi dada às emanações produzidas durante aquele processo produtivo de chumbo em Santo Amaro (BA), em especial aos danos que tais emanações causariam aos operadores. Não houve, por parte dos dirigentes técnicos, a preocupação de informar aos operadores, de forma palatável, as propriedades físicas e químicas dos compostos de chumbo, aos quais estavam constantemente expostos, e de prover os equipamentos de proteção individual. Com a operação interrompida há muitos anos, ficou um legado de enfermidades causadas pelos metais pesados dispostos, de alta periculosidade, a exemplo do chumbo, cádmio, arsênio, bismuto, entre outros, que devem, sem sombra de dúvidas, ser removidos daquele território.

Um conjunto de ferramentas fundamental para as ciências estão no capítulo Q*uímica analítica aplicada ao estudo do chumbo*. Num primeiro momento, as análises de amostras ambientais devem contribuir para responder a questões como a identidade e concentração dos poluentes e análises mais detalhadas contribuem para a elucidação da mobilidade, estabilidade, transformações, acumulação e efeitos de curto e longo prazo das espécies presentes no ecossistema.

Uma pesquisa em outros lugares do mundo resultou em *Casos paradigmáticos sobre contaminação provocada chumbo em várias regiões do mundo.* Pinçando apenas alguns países e algumas regiões do mundo, documenta diversos casos, passados e presentes de exploração irresponsável de recursos naturais, sem preocupação com os objetivos de desenvolvimento sustentável, afetando países desenvolvidos e em desenvolvimento. Na França, na cidade australiana de Port Pirie; nos Estados Unidos da América; na China em Portugal e na Nigéria.

Finalmente no último capítulo do livro, *Quarenta anos de estudos sobre chumbo no Brasil: bibliografia referenciada o* resultado de uma intensa busca, realizada por várias pessoas, de publicações sobre a contaminação, principalmente, de chumbo e cádmio em Santo Amaro e Boquira (BA), na região do Vale do Rio Ribeira do Iguape (SP e PR), locais reconhecidamente contaminados pelas atividades de mineração e metalurgia do chumbo e ainda nas indústrias de baterias em outros lugares do mundo. Ao longo deste processo diferentes assuntos relacionados com estes metais foram sendo incorporados à lista. As referências foram divididas em grandes temas: Sítios contaminados; O elemento e seus usos; O ambiente físico; Influências no meio ambiente e saúde humana; Avaliação de risco e valores orientadores e Remediação.

Depoimentos

Santo Amaro precisa de um tratamento de choque emergencial, um PAC pela vida.

***Senador pela Bahia, Walter Pinheiro*[1]**

As imagens chocantes do passivo da contaminação por chumbo na cidade baiana de Santo Amaro nos convencem a lutar por reparação incondicionalmente, a despeito da indignação pela ação criminosa deflagrada pela Companhia Brasileira de Chumbo (Cobrac), subsidiária da empresa francesa Penarroya Oxyde. Após exploração de mais de três décadas, a empresa despejou na cidade 490 mil toneladas de rejeitos contaminados por esse e outros metais perigosos, como cádmio e mercúrio.

A tragédia, que se iniciou ainda nos anos 60, desdobra-se até hoje. Os danos causados ao meio ambiente tiveram como consequência a contaminação da população santamarense, primeiro os ex-trabalhadores e moradores do entorno da fábrica, que passaram a conhecer o saturnismo, uma doença que afina os braços, paralisa as mãos, provoca dores agudas, causa impotência sexual nos homens e nas mulheres, aborto e má formação fetal. Por causa do excesso de metais na água e no solo, outras doenças também foram identificadas como anemia, câncer de pulmão, lesões renais, hipertensão arterial, doenças cerebrovasculares e alterações psicomotoras.

A cidade, que já se chamou Santo Amaro da Purificação, é considerada uma das mais poluídas por chumbo no mundo, de acordo com estudos da Universidade Federal da Bahia. Calcula-se que 80% da população esteja contaminada pelos resíduos deixados pela mineradora. É doloroso assistir o drama daqueles que tem uma herança maldita no seu próprio corpo, cidadãos doentes e marginalizados, crianças com deformações – ou que convivem sob o risco de águas e solo comprometidos.

Nem o município de Santo Amaro nem o Estado da Bahia têm condições de resolver o problema que demanda ações das mais variadas frentes, como de descontaminação, atendimento em saúde, indenizações e aposentadorias especiais. Era preciso envolver a União e pedir cooperação de organismos internacionais no caso, um verdadeiro 'PAC pela Vida', encaminhando questões trabalhistas, de infraestrutura, de saúde e meio ambiente.

Ano passado, entregamos a presidenta Dilma Rousseff um dossiê que mostra o quadro dramático vivido pela população de Santo Amaro. Dilma – também chocada com as imagens de um legado nefasto – determinou a imediata interferência do governo federal.

Há muito que fazer para limpar, do futuro das gerações santamarenses, esse passado de resíduo mortal que assombra os moradores. Sem um plano de manejo de fecha-

---

[1] Walter de Freitas Pinheiro, 25 de maio de 1959, Deputado Federal (1997-2011) e Senador eleito pelo PT (2011-2016)

mento da mineradora, a população, desavisada dos riscos, chegou a pavimentar ruas, construir casas e até mesmo prédios escolares e creches com o resíduo do chumbo utilizado na atividade industrial.

A cidade foi vítima da insensatez de uma ação criminosa, que menosprezou e negligenciou a vida. Santo Amaro não pode esperar mais.

Perspectivas para a mineração de chumbo no Estado da Bahia

Deputado Federal pela Bahia, Luiz Alberto[2]

A existência de uma política mineraria atualizada, bem como a inclusão do setor como atividade econômica estratégica, colaboraria sobremaneira para o crescimento do País. Traria como resultados benéficos, mais investimentos internos e externos, mais estímulos à geração de emprego e renda, atenção à conservação do meio ambiente em municípios com vocação mineraria e proteção à população na sua saúde.

É nesse contexto que se insere o Estado da Bahia que, pela ausência de apoio governamental, viveu entre 1960 e 1993, um período conturbado na atividade mineraria e metalúrgica do chumbo, insumo indispensável na indústria automobilística e em outros setores da economia brasileira.

O minério de chumbo era lavrado e beneficiado pela Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda., no Município de Boquira, localizado no sudoeste do estado e distante cerca de 600 km da cidade de Salvador. As ligas de chumbo eram produzidas pela mesma empresa em Santo Amaro da Purificação, no Recôncavo Baiano, distante cerca de 100 km daquela capital baiana.

A tecnologia era da empresa francesa Penarroya, que se associou à COBRAC (Companhia Brasileira de Chumbo) para a implantação do empreendimento no fim da década de 50. Os funcionários começaram a ser contratados nos anos 60 pela COBRAC, depois Mineração Boquira e Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda, atualmente sob o controle do grupo gaúcho Trevisa, Adubos Trevo S/A.

A Penarroya é líder mundial na produção de óxidos de chumbo destinados à fabricação de baterias, cristais, plásticos e tubos de televisão. A partir de 1994, ela faz parte do Grupo Metaleurop. Atualmente, a Penarroya detém 60% do mercado europeu e 25% do mercado mundial em seu segmento de atividades. A fábrica em Santo Amaro da Purificação produzia anualmente cerca de 30.000 (trinta mil) toneladas de chumbo, o que corresponde a 20% da atual produção mundial da Penarroya. Pelos valores atuais do chumbo no mercado mundial, o grupo Penarroya/Plumbum faturou no Estado da Bahia, cerca de US$ 500 milhões, durante os 30 anos de atividade.

---

[2] Luiz Alberto Silva dos Santos, 3 de janeiro de 1959, Deputado Federal (1995-2011). Reeleito Deputado Federal pelo PT para o período 2011-2015.

A lavra do minério em Boquira e a sua industrialização em Santo Amaro deixaram um extenso passivo ambiental a ser remediado, além de uma lista de pessoas contaminadas, algumas já indenizadas pelos empreendedores, restando, porém, a grande maioria a ser ressarcida pelos danos morais e patrimoniais em decorrência da contaminação. Durante as três décadas de funcionamento do empreendimento no Estado da Bahia foram geradas em Boquira cerca de cinco milhões de toneladas de rejeito e em Santo Amaro, cerca de 500 mil toneladas de resíduos.

São desconhecidas as pesquisas toxicológicas realizadas na população de Boquira. Com relação a Santo Amaro, o Departamento de Saúde Ocupacional, da Universidade Federal da Bahia, constatou que a população adulta e infantil tinha um elevado grau de persistência de contaminação, acima dos índices permitidos pela OMS - Organização Mundial de Saúde. A maioria das crianças residentes no raio de 900 metros, a partir da chaminé, também tinha concentração de cádmio no sangue acima do valor normal de referência, demonstrando inequivocamente o elevado grau de contaminação ambiental da região.

A Resolução do CEPRAM – Conselho de Proteção Ambiental da Bahia nº812/93, que estabeleceu extensa lista de exigências para a renovação da licença de operação da fábrica de chumbo de Santo Amaro da Purificação, possivelmente tenha sido o fator determinante para o abandono da fábrica, em 1993, pela Plumbum.

O terceiro período, que se inicia com o abandono da mina de Boquira e da metalúrgica de Santo Amaro, é representado pelo diagnóstico irrefutável e contundente, realizado pelo Departamento de Engenharia de Minas, da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, sobre a contaminação por metais pesados no meio físico e a recomendação das medidas para a remediação das áreas contaminadas. Este período teve seu final em 2001, com o encapsulamento do resíduo e a intervenção judicial na área da fábrica, determinada pelo Juízo da Vara Cível Única da Comarca de Santo Amaro da Purificação, em cumprimento à Ação Civil Pública nº302/97, contra a Plumbum.

O quarto período desta história de contaminação se inicia em 25 de outubro de 2001, com uma Audiência Pública na Comissão de Defesa do Consumidor, Meio Ambiente e Minorias, da Câmara dos Deputados, organizada pelo Grupo de Trabalho coordenado pelo deputado baiano Luiz Alberto e pelo relator o deputado Fernando Gabeira. O GT é assessorado pelo consultor João Salles, que publicou artigo no periódico francês *La Voix du Nord*, relatando as atividades da Penarroya no Brasil.

Participaram deste evento, como de outro realizado em 14 de dezembro de 2002, autoridades municipais e estaduais, especialistas em poluição por metais pesados, em toxicologia e epidemiologia, além de membros da sociedade civil organizada e representante da ONG francesa EDA.

Em 12 de dezembro de 2001 e 06 de março de 2004, foram realizadas Audiências Públicas, respectivamente em Santo Amaro e Boquira, ficando registrado pelo Grupo

de Trabalho as reivindicações e as solicitações apresentadas pelos depoentes e pela sociedade civil santamarense e boquirense.

Como pode ser observado, se passaram 11 anos do abandono do empreendimento, ocorrido em 1993, e sete anos da Ação Civil nº302/97, sem que o problema tenha sido efetivamente resolvido.

Para superar este impasse, a AVICCA - Associação das Vítimas da Contaminação de Chumbo, Cádmio e outras Substâncias Químicas, sediada em Santo Amaro, com a colaboração do Dr. João Salles e de outros profissionais, está atuando para restabelecer a economia santamarense através da remediação das áreas contaminadas pela metalúrgica e a justa indenização das vítimas da poluição. No caso de Boquira, como a vocação municipal é a mineração, pretende-se incentivar, em bases sustentáveis, as atividades de reprocessamento do rejeito através da instalação de uma indústria metalúrgica no local, o que proporcionaria a retomada do desenvolvimento de Boquira, cuja economia atual está apoiada nos trabalhadores aposentados da mina.

Paralelamente, o Grupo de Trabalho da Comissão de Defesa do Consumidor, Meio Ambiente e Minorias da Câmara dos Deputados está analisando, em comum acordo com os órgãos federais e estaduais afins e a participação da sociedade civil organizada, a criação no Estado da Bahia, de um Centro Nacional de Referência para Remediação de Áreas Contaminadas por Metais Pesados. Tal Centro pretende ter o caso do chumbo baiano como referência para problemas semelhantes no restante do País.

Superando a dor, mensagem sobre a questão ambiental em Santo Amaro/BA.

Senador pelo Rio Grande do Sul, Paulo Paim[3]

Quero expressar nesta mensagem que envio a todos, minha profunda gratidão pelo convite que me foi feito para participar deste evento.

Quero que saibam, também, que eu ficaria profundamente feliz em poder estar com vocês e compartilhar deste debate tão importante, mas compromissos agendados previamente não me permitem.

Mas, gostaria de pedir a todos que sintam que estou presente aqui, na cidade do Rio de Janeiro, neste encontro promovido pelo Centro de Tecnologia Mineral – CETEM – do Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovação!

Esta cidade tão querida que me agraciou com o título de Cidadão Honorário do Rio de Janeiro!

---

[3] Paulo Renato Paim, 15 de março de 1950, Deputado Constituinte em 1959 e eleito Deputado Federal (1991-2002). Senador do Rio Grande do Sul desde 2002 e reeleito para novo período (2011-2017).

Considero muito nobre a atitude das pessoas preocupadas com a questão ambiental na cidade baiana de Santo Amaro, antigamente chamada de Santo Amaro da Purificação.

Que ironia! A cidade, antes chamada de Purificação, foi, lamentavelmente, maltratada pela contaminação por chumbo desde os anos 60.

Santo Amaro vem sofrendo as consequências dessa contaminação desde a instalação, em 1960, da empresa de Mineração e Metalurgia - Companhia Brasileira de chumbo – Cobrac, pertencente na época ao grupo multinacional francês Penarroya Oxide S.A. (hoje Metaleroup S.A.) que começou a produzir lingotes de chumbo na cidade.

O que houve neste local foi um verdadeiro crime contra a humanidade!

Um crime que condenou toda a população, o solo, a fauna, a flora, a água e, com isso, os mariscos do rio Subaé, ao resíduo contaminado com metais pesados, em especial o chumbo e o cádmio.

Toda esta agressão socioambiental teve impacto na economia da cidade, pois diversas comunidades tiravam seu sustento do rio, por meio da pesca.

Também prejudicou quem plantava, quem criava gado, pois o solo e o ar ficaram contaminados por estes resíduos tóxicos.

E, o mais triste de tudo foram os danos causados à saúde da população!!!

Fiquei com lágrimas nos olhos quando presidi a Audiência Pública na Comissão de Direitos Humanos e Legislação Participativa do Senado Federal, em maio de 2011, vendo as imagens de pessoas mutiladas, deformadas, fetos com má formação, devido ao excesso de metais na água e no solo da região.

Foram cenas chocantes. Uma dor profunda tocou todos que lá estavam.

Sei bem que as consequências desse crime vão além: existe a incidência de doenças como a anemia, impotência sexual, lesões renais, câncer de pulmão, entre outras.

Assim como eu frisei na audiência, repito aqui: Há urgência em se tomar medidas concretas para solucionar estes problemas na cidade de Santo Amaro!

Estudos já foram realizados, agora é a hora da ação!

Aproximadamente 80% da população de Santo Amaro está afetada pela exposição ao chumbo, concentração do metal acima do permitido pela Organização Mundial da Saúde – OMS.

Isto também afeta as relações de trabalho, pois as empresas hesitam em contratar trabalhadores, mesmo aqueles que não apresentam sintomas, são considerados um "passivo" em termos de saúde.

Após a Audiência Pública realizada na Comissão de Direitos Humanos do Senado, foi entregue por mim e pelo Líder do PT no Senado, o Senador Walter Pinheiro, um dossiê à Presidenta Dilma.

Ela se propôs a encaminhar o debate junto aos Ministérios competentes em prol de soluções que venham a proteger a população de Santo Amaro.

Acredito que este empenho do Governo Federal há de construir um caminho abrangendo ações que envolverão as áreas de meio ambiente, saúde, justiça e até mesmo esforços no campo das relações exteriores, ao qual estou engajado e unido.

Também apoio os esforços deste grupo de pesquisadores do CETEM, coordenado pelos Drs. Francisco Fernandes e Luiz Carlos Bertolino, para que juntos, através deste Seminário, tracemos ações concretas para a solução dos problemas da população desta cidade que tão maltratada foi, e continua sofrendo as consequências.

Antes de finalizar, quero deixar minha preocupação com outra questão levantada na Audiência Pública, as dificuldades enfrentadas pela população na busca de seus direitos nos campos trabalhista e previdenciário!

Clamo e acredito em uma maior aproximação da justiça com a população, para que estas perdas sejam amenizadas e reparadas da melhor forma possível.

É muito importante lembrar que o meio ambiente está ligado ao nosso ciclo de vida. A natureza pulsa em nós. Nós temos vida a partir dela e com ela. Nós todos somos parte da mesma energia que flui em nosso planeta. Aquilo que afeta um único ser humano, na verdade, diz respeito a todos nós.

Por isso, deixo meu profundo sentimento de solidariedade e meu total apoio à luta da população tão maltratada e tão sofrida, da cidade de Santo Amaro, pois, sem dignidade humana, sem a proteção de nosso semelhante desde seu nascimento e por toda a sua existência, com respeito e equilíbrio, é impossível a democracia!

Ficam aqui, meus sinceros cumprimentos e meu agradecimento a este grupo de abnegados homens e mulheres que sensíveis à causa, organizaram este debate.

Por isso estou aqui, sendo representado por uma de minhas assessoras do Gabinete, na crença de que podemos avançar pelo bem desta cidade que padece tanto devido à irresponsabilidade de uma empresa que visava apenas seu lucro e assim prejudicou toda uma população.

Quero dizer de coração: como é bom saber que no mundo existem pessoas como vocês!

Depois de uma grande quantidade de estudos o que falta é a solução

Prefeito de Santo Amaro - BA Ricardo Machado[4]

Muito foi explanado aqui por vários estudiosos, e hoje já *experts*, PhD's, sobre a contaminação em Santo Amaro.

Podemos falar, que estudos e mais estudos já foram feitos, durante aproximadamente 40 anos!

Donde que, por ironia da vida, muitos que estão aqui trabalhando nesta questão da descontaminação do chumbo de Santo Amaro, começaram jovens e ainda de cabelos pretinhos e cheios de gás. Hoje esses ex cabelos pretinhos, já cheios de cabelos brancos e já talvez avós, ainda estão debruçados nessas questões.

Durante todo o dia de ontem pude ouvir várias falas: um disse, existem lugares no mundo que problemas iguais a esses já foram resolvidos. Mas não sabe como, mas que foi resolvido foi, afirmou aqui. Outros disseram: Por quê fazer? Como fazer? Quando fazer? E para quem fazer? Muitos afirmaram, a maioria aqui reconheceu que existe uma quantidade de estudos sobre os problemas de Santo Amaro e que agora depois de tantos estudos o que falta é a solução!

A assessora do Senador Paulo Paim, reconhece que os necessários estudos já foram feitos, agora precisamos é agir, que agora é hora de serem traçadas as diligências e sermos objetivos. O assessor do Senador Walter Pinheiro disse que essa situação precisa de um tratamento de choque. O assessor do Deputado federal Luiz Alberto também disse, citando o Deputado: coloco o meu mandato à disposição desta causa.

Ainda, na fala de Dona Maíza de Andrade, ficou muito claro para nós que não faltam mais estudos, que realmente só falta é ação, que de estudiosos e de técnicos estão bem servidos, em outras palavras, ninguém aguenta mais esperar, agora temos que ter a solução. Mas no final de sua fala, ela disse que não está iludida em acreditar que daqui vá sair a diretriz a se tomar.

Uma pergunta minha, quer isto dizer que se volta a ter mais estudos?

Mais um estudo, mais pesquisas?

Bate um desânimo.

Foi o que colocaram aqui.

Nossa cidade é uma cidade sofrida e pobre. Vivemos com essa situação há décadas. Acho que hoje depois de tantos estudos chegamos a uma conclusão, que temos uma

[4] Prefeito de Santo Amaro (2009-2012). Reeleito Prefeito pelo PT no período de 2013-2016.

herança maldita, que precisamos abarcar tudo isso de uma vez por todas e tentar resolver os problemas da cidade, os seus problemas atuais.

Não podemos mais esperar por mais décadas, vamos dar um prazo. Essa foi uma proposta que eu e alguns companheiros discutimos ontem, mas que eu quero recuar com relação a isso até a próxima reunião. Nós queríamos na verdade dar um prazo de no máximo seis meses para todos os estudiosos dessas causas, todos os professores, todos os técnicos e um prazo até para os poderes, seja ele estadual ou federal, esse prazo seria de seis meses.

Se isso não se resolvesse, a nossa atitude seria fazer um chamamento público. Temos força política junto ao governo estadual e ao governo federal e legitimidade de uma população. A Presidenta Dilma quer resolver e o momento é esse.

Em minha opinião, reconhecendo e valorizando todos os estudiosos e as pesquisas que já foram realizadas, vejo que o maior problema deste caso é Santo Amaro, e aí diante de tantas dúvidas, eu ouso aqui até em dar uma resposta.

O problema hoje é, sem desmerecer a nenhum estudioso do assunto, mas de forma muito humilde e humana até porque o ser humano não é eterno, o problema está no excesso de estudos sendo a solução a seguinte:

— Primeiro, saber quem verdadeiramente quer ajudar os humanos que estão em Santo Amaro.

— Segundo, saber quem estará disposto em deixar a vaidade de lado.

— Terceiro, quem é que está preocupado em ser o pai da criança.

— Quarto, quem é que quer fazer parte de um time que vai ajudar Santo Amaro.

— Quinto, colocar a mão na massa e ajudar a definir uma lista de prioridades e diligenciar.

Meus amigos, depois de 40 anos não dá mais para ter paciência!

Eu aprendi durante esta campanha eleitoral que terminou tem tão pouco tempo, uma estória que diz o seguinte: existem duas formas de vida para cada um. Você pode escolher, a primeira é ficar em uma arquibancada de um campo de futebol assistindo aos jogadores desse campeonato, e a segunda é você entrar em campo.

Só que, quando passarem muitos anos da sua vida, você terá também apenas uma das duas estórias para contar: uma é que você assistiu a todos os jogos de todos os campeonatos, conhecendo os jogadores, podendo relatar isso para os seus netos, para os seus filhos, e a outra é você contar a eles quantos gols você fez, quantas partidas você participou, quantos títulos você ganhou. Cabe então a você escolher qual o tipo de vida que você quer. A história em Santo Amaro se confunde muito com a estória de vida que os senhores querem fazer da sua vida.

Quanto à minha, desde que venci a primeira eleição em 2008, eu na minha ousadia, ou talvez na minha inocência, ou na minha inexperiência, ou na minha simplicidade, eu levantei a esperança junto a algumas pessoas de poder resolver. Completei quatro anos como prefeito e eu não consegui resolver e agora começa uma jornada de mais quatro anos.

Dona Canô é uma senhora que nunca colocou uma placa de nenhum político na parede da casa dela, nem de Lula, ele nunca colocou. Ela aos 104 anos pela primeira vez na vida dela, contra a vontade dos filhos dela, Caetano Veloso e Maria Betânia, ela colocou a minha placa, e o que ela me pediu: - Eu não quero morrer sem ver o rio Subaé purificado.

Eu sei que ela falou isso, talvez sem saber o tamanho da problemática, mas só que, nas duas oportunidades que eu tive de estar com a Presidenta Dilma, eu transferi esse pedido de Dona Canô para ela. E talvez, eu não sei se a Presidenta através de algum assessor, ou através de algum ministro ou de alguém, chegou aqui até vocês, sei que a Presidenta disse, me deu a sua palavra que iria resolver essa questão.

Para concluir, eu quero dizer que saber esperar é uma virtude, aceitar que cada coisa tem o seu tempo certo para acontecer é ter fé.

Só para comparar aqui uma coisa assim talvez muito parecida. Muitos cientistas passaram anos e anos de sua vida estudaram de fio a pavio como levar o homem à Lua. Estudos foram feitos, muitos anos se passaram e alguém, entre eles mesmos, gritou: nós já sabemos como é que o homem chega à Lua! E alguém teve que tomar uma decisão e o homem chegou à Lua.

Esse problema de Santo Amaro, se a gente não o abordar, eu estou vendo a hora, de vocês companheiros e companheiras se aposentarem e não se resolver.

Então eu quero pedir, que ficou muito claro para mim aqui companheiro coordenador do Projeto Francisco Fernandes, que estudos que deveriam ser feitos já foram feitos. Eu inclusive ontem, na minha ignorância na área, eu pude perceber explicações de professores, passando no *datashow*, praticamente a mesma coisa, ou seja, nós estamos estudando em círculos, todo mundo já conhece os estudos, nós temos é que ir para a prática.

Se o que está faltando para a prática é o campo político, o momento é esse, porque o ex-Presidente Lula, e eu posso aqui estar falando isso para vocês porque foram palavras do Governador da Bahia, ele encerrou o seu mandato de oito anos com um frustração muito grande porque ele prometeu isso para Dona Canô e ele não conseguiu resolver. Entra agora uma nova Presidenta e ela disse que quer resolver.

Se a gente destaca um assessor de um senador, como está aqui a senhora Ingrid Carlucci, assessora do Senador Paulo Paim, o Claúdio Santos, assessor do Senador Walter Pinheiro, o António Santos, assessor do Deputado Luiz Alberto, se está aqui um representante da presidente Dilma na plateia ouvindo os senhores, enquanto um

diz que um diz que tem que ser feito de uma forma e o outro contesta que não, se vocês não estão se entendendo, imagina na cabeça do político que é altamente fiscalizado hoje pelo TCN, TCE, TCU, CGU, pelo Ministério Público, pela Câmara dos Vereadores e pela mídia.

Hoje para colocarmos os pés em qualquer tipo de coisa temos que ter o aval dos técnicos, e aí um fala que é inerte, e outro fala que não é inerte, aí gera uma discussão e ali no meio está o político.

Vocês precisam entender que são vidas, são vidas!

Santo Amaro não pode ser mais cobaia, Santo Amaro não pode ser mais laboratório, quem tinha que aprender, aprendeu, quem tinha que estudar, estudou, quem é capaz, tem que demonstrar que é capaz.

Se estiver faltando coragem, eu não sei onde que existe na farmácia o remédio da coragem, mas nós temos que resolver. Eu sou prefeito de uma cidade, tenho responsabilidade com o povo.

Adorei conhecer vocês, vamos com certeza criar aqui uma amizade, mas uma amizade que seja sincera que a gente queira resultados.

Está aqui agendado esse compromisso nosso na Bahia, até o dia 15 de novembro, para uma reunião preliminar para que a gente possa discutir as questões em comum acordo, fechar, para no dia seguinte a gente ir ao gabinete do Governador da Bahia. Eu preciso desta agenda com antecedência, porque a agenda do Governador não é assim de uma hora para outra, então para eu já deixar agendado com o Governador.

A gente vai promover essa reunião lá, vou apresentar o projeto que já está pronto. Quero agradecer a sensibilidade da Presidenta Dilma e de todos vocês aqui envolvidos e me desculpa alguma coisa mas a gente quer agora é solução.

Passivos socioambientais da minerometalurgia do chumbo em Santo Amaro e Boquira (BA), Vale do Ribeira (PR) e Mauá da Serra (PR)

Keila Valente de Souza[1]
Maria de Fátima das D. dos Santos Lima[2]

Introdução

O projeto Banco de Dados Recursos Minerais e Sociedade: Impactos Territoriais, Sociais, Ambientais e Econômicos, desenvolvido no CETEM - Centro de Tecnologia Mineral/MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, lista mais de uma centena de empreendimentos minerais com registros dos impactos gerados nos processos de uso e ocupação dos territórios.

Os verbetes foram selecionados e elaborados por uma ampla equipe redacional de acordo com suas relevâncias sociais, ambientais e econômicas. Em uma extensa revisão bibliográfica foram utilizadas as informações presentes em documentos disponibilizados publicamente (reportagens, artigos científicos, relatórios acadêmicos e/ou técnicos e ações do Ministério Público ou da Justiça) na internet, nas bibliotecas, dentre outros. Os verbetes são complementados com acervo fotográfico e revisados tecnicamente por um comitê editorial composto por aproximadamente 10 especialistas.

Para este capítulo foram selecionados quatro verbetes que relatam situações de impactos sociais, econômicos e ambientais deixados pela atividade de mineração de chumbo como a contaminação do solo, sedimento e habitantes oriunda das atividades da Plumbum Mineração e Metalurgia em Santo Amaro (BA) e Vale do Ribeira (PR), os rejeitos com altos teores de metais pesados em Boquira (BA) e a mobilização social contra a operadora de recicladora de chumbo em Mauá da Serra (PR).

Santo Amaro: Plumbum deixa grande passivo socioambiental

As instalações da Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda., localizadas no município de Santo Amaro [antigamente chamado de Santo Amaro da Purificação], no Recôncavo Baiano, foram abandonadas em 1993, deixando um passivo com 490 mil toneladas de resíduo contaminado com metais pesados, em especial chumbo e cádmio. Boa parte da população da região, dentre eles ex-funcionários da metalúrgica, bem como

1 Geógrafa. Bolsista PCI do CETEM/MCTI.

2 Geógrafa. Assistente de pesquisa do CETEM/MCTI

o solo, os sedimentos e os organismos do estuário do rio Subaé foram contaminados com resíduos industriais (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

Com 492,912 km^2 e 57.800 habitantes (IBGE, 2010a), o município histórico de Santo Amaro localiza-se a 100 km da capital, Salvador, e tem no setor de serviços a base de sua economia (MANZONI; MINAS, 2009).

Tudo começou em 1960, quando a Companhia Brasileira de Chumbo (Cobrac), à época pertencente ao grupo multinacional Penarroya Oxide S.A. (hoje Metaleurop S.A.), iniciou a produção de lingotes de chumbo em Santo Amaro (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

Em 1974, a Cobrac fez o primeiro pedido de licenciamento, com o objetivo de aumentar sua capacidade de produção de 30 mil toneladas de chumbo metálico para 45 mil t/ano, bem como para modernizar as instalações do complexo metalúrgico (OLIVEIRA, 1977 *apud* ANJOS; SÁNCHEZ, 2001). O governo do Estado da Bahia, no entanto, indeferiu o pedido (MANZONI; MINAS, 2009) e sugeriu a transferência do empreendimento para o Centro Industrial de Aratu (CIA), na região metropolitana de Salvador, levando em consideração os aspectos ambientais e o estado de deterioração em que o empreendimento se encontrava (OLIVEIRA, 1977 *apud* ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

A permanência da metalúrgica no local condenado manteve contínuo o processo de degradação ambiental, contribuindo para que as águas, o solo, a flora e a fauna, assim como, a população local, principalmente as crianças, fossem contaminadas por chumbo e cádmio (CARVALHO *et al*., 2003).

Em 1989, a usina foi vendida à empresa Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda., pertencente ao grupo brasileiro Trevo (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001). Dois anos depois, a empresa solicitou ao Centro de Recursos Ambientais (CRA), órgão ambiental da Bahia, licença de operação. O CRA emitiu parecer com 27 condicionantes para a liberação da licença por três anos. No entanto, "os condicionantes não foram atendidos e, em dezembro de 1993, a Plumbum encerrou suas atividades em Santo Amaro" (PNUD, 2003 *apud* MEYER; GENERINO; CRISTANI, 2007, p. 3).

Para produzir as ligas de chumbo em Santo Amaro, a metalúrgica usava o minério de chumbo lavrado e beneficiado no município de Boquira, no sudoeste do Estado da Bahia (MANZONI; MINAS, 2009). Com a exaustão da mina, em Boquira, a Plumbum passou a importar o minério do Peru (MACHADO *et al*., 2004).

Durante o processo de beneficiamento havia muito pouco controle dos danos ao meio ambiente e das medidas de proteção e segurança destinadas aos funcionários e moradores. A escória era considerada inócua e amontoada no terreno (Figura 1) no entorno da usina e ainda havia o particulado de chumbo - decorrente do processo de sinterização - que era expelido pela chaminé (SOBRAL, 2008). A partir do fechamento da empresa, o resíduo e o solo contaminado se constituem nas principais fontes de poluição ambiental por chumbo no município (CARVALHO *et al*., 2003).

Figura 1 - Pilhas de escória dispostas sobre o solo, a céu aberto.

Durante os anos de operação da Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda., foram produzidas aproximadamente 900 mil toneladas de concentrado de chumbo, gerando milhões de toneladas de resíduos e cerca de 500 mil toneladas de escória (MANZONI; MINAS, 2009). Desde o início do funcionamento da metalurgica, o município apresentou sinais de contaminação, com a morte de animais nas áreas próximas ao empreendimento (ANJOS, 2001), localizado a noroeste da área urbana de Santo Amaro, a 300 metros do rio Subaé, principal rio da bacia hidrográfica de mesmo nome (MANZONI; MINAS, 2009).

Dentre os principais impactos socioambientais causados pelas atividades da metalúrgica no município baiano, podem-se citar: a contaminação das águas do rio Subaé por substâncias tóxicas, impactando diversas comunidades que tiravam seu sustento do rio; a poluição do ar pela fumaça da indústria, que somente, em 1989, após determinação da Justiça, passou a usar filtro em sua chaminé (ALCÂNTARA, 2010); o depósito de grandes pilhas de resíduos diretamente sobre o solo, a céu aberto, ameaçando as águas subterrâneas e o rio Subaé (CARVALHO *et al*., 2003); a distribuição pela empresa da escória contaminada com 2% a 3% de chumbo para uso como aterro pela população e pela prefeitura na pavimentação de ruas e construções públicas, como creches e escolas; e a contaminação do solo por grande quantidade de soluções com contaminantes que se infiltrou no subsolo durante os anos de funcionamento da usina (ALCÂNTARA, 2010).

O alto nível de chumbo e cádmio, no ar, na água e no solo, também prejudicou as atividades econômicas na região, como a pesca (ALCÂNTARA, 2010), a produção hortifrutigranjeira e a criação de gado, e ainda causou danos à saúde da população (MANZONI; MINAS, 2009), em especial aos trabalhadores, que não usaram, em ne-

nhum momento, proteção adequada para o manuseio da matéria prima considerada altamente tóxica pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (ALCÂNTARA, 2010; SOBRAL, 2008).

A partir de 1975, pesquisas desenvolvidas pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), na bacia do rio Subaé, identificaram como causas da contaminação: a instalação da metalurgia em uma área onde predominavam ventos de baixa velocidade e constantes inversões térmicas, prejudicando a dispersão e facilitando a deposição dos particulados na área urbana; a proximidade da empresa do leito do rio Subaé, bem como de suas áreas de inundação; o transbordamento da bacia de rejeito em períodos de muita chuva; a baixa vazão do rio Subaé, prejudicando a diluição e a dispersão dos efluentes líquidos lançados sem tratamento; a deposição inadequada da escória em aterros, e seu reuso para a construção de estradas, casas etc, o que aumentou a contaminação do solo, de águas superficiais, subterrâneas e da população residente nos arredores do empreendimento; a alta concentração dos metais nos manguezais do estuário do rio Subaé, contaminando os moluscos e prejudicando a base alimentar da população; os particulados lançados pela chaminé da metalúrgica; e o fato de a empresa considerar a escória inócua, depositando-a sem critérios técnicos (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

Em 1980, novo estudo da UFBA constatou que 96% das crianças residindo a menos de 900 m da chaminé da companhia apresentavam níveis de chumbo e cádmio no sangue acima do limite de toxicidade (Figura 2). Detectou também que o nível de metais no sangue da população crescia à medida que seu local de residência se aproximava das instalações da metalúrgica (MACHADO *et al*., 2004).

Em 1998, outro estudo realizado pela UFBA, com crianças de 1 a 4 anos de idade, nascidas após o fechamento da metalúrgica, constatou que o passivo ambiental deixado pela Plumbum permanecia como uma fonte de exposição relevante para a intoxicação pelo chumbo (CARVALHO *et al.*, 2003). Provavelmente em consequência da contaminação, muitas pessoas foram acometidas por saturnismo, doença que fragiliza os ossos, paralisa as mãos, provoca dores agudas, causa impotência sexual nos homens e aborto em mulheres e má formação fetal nos bebês. Devido ao excesso de metais na água e no solo, a incidência de outras doenças, como anemia, lesões renais, hipertensão arterial, câncer de pulmão etc., também aumentou (BAHIA JÁ, 2011).

Em função do grande passivo deixado e de seu impacto, nos anos de 1994 e 1995 o CRA classificou a escória da Plumbum como resíduo perigoso devido a sua toxidade. Foram solicitadas à empresa, então, medidas mitigadoras, que incluíam, inicialmente, a colocação de cercas e a sinalização de toda a área onde se encontravam depositados os resíduos. Além disso, foi indicado que a metalúrgica elaborasse um plano de disposição adequada para a escória, fizesse a instalação de poços de monitoramento para detecção de possíveis poluentes no lençol freático, e realizasse estudos que impedissem a propagação da contaminação e possibilitasse o encapsulamento da escória (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

Figura 2 - Crianças expostas ao rejeito contaminado.

Diante da recusa da Plumbum em atender às exigências do órgão ambiental, foram tomadas medidas jurídicas pelo CRA e iniciada, em parceria com a Universidade de São Paulo (USP), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) e a Superintendência de Geologia e Recursos Minerais (SGM), uma pesquisa para implementação de um plano de gestão ambiental destinado aos sítios contaminados com resíduos industriais no local (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

A pesquisa acabou gerando o projeto Purifica, financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e desenvolvido pela UFBA, USP, CRA e Centro de Estudos, Pesquisas e Desenvolvimento do Estado da Bahia. Com início em 2000, o projeto diagnosticou a contaminação de toda a zona urbana de Santo Amaro e ampliou as pesquisas sobre a contaminação nas instalações da Plumbum (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001).

Além disso, sugeriu várias medidas de mitigação, como a elaboração de um plano de remediação para a área urbana do município, com a definição das áreas prioritárias para intervenção, estimativa da quantidade de escória disposta na cidade, plano de ação e previsão de custos. O projeto recomendou a raspagem do solo superficial para remover a escória depositada de forma aleatória no entorno da usina, bem como do solo superficial que foi mais impactado, e posterior tratamento para separar a escória do solo. Foi sugerido ainda que o solo contaminado fosse utilizado para fabricação de telhas e blocos cerâmicos - uma vez que o processo demonstrou alta capacidade de imobilização dos poluentes, além de envolver baixo custo - e recomendado que, até que a remoção do solo superficial e da escória fosse concluída, se deixasse intacta a zona alagadiça (PROJETO PURIFICA, 2003).

Esta zona alagadiça (ou *wetland*), situada a jusante do principal barramento de escória e com extensão de cerca de 90 metros, teve origem num aterro de águas pluviais do empreendimento e tem se mostrado eficaz para o controle da contaminação das águas superficiais, uma vez que retém a grande maioria dos metais pesados (ANJOS, 2003).

Em 2004, os riscos de contaminação por via aérea já estavam mais reduzidos na área urbana de Santo Amaro, devido ao fato de quase todos os pontos de lançamento da escória de chumbo estarem recobertos com paralelepípedo ou asfalto.

> *A impermeabilização promovida por esse tipo de cobertura diminui a infiltração das águas das chuvas no solo, reduzindo a lixiviação da escória depositada e o espalhamento e arraste de partículas de poluentes pelo vento. Contudo, esse resíduo é, de tempos em tempos, trazido à tona por serviços de reparos na rede de água e esgoto, instalação de dutos, reativando diversas rotas de contaminação (MACHADO et al., 2004, p. 142).*

Ao longo dos anos, foram realizadas diversas análises de caracterização de chumbo e de outros metais pesados no resíduo metalúrgico em Santo Amaro (LIMA; BERNARDEZ, 2010, 2011a e 2011b) e, até 2010, aproximadamente 500 mil toneladas de escória encontravam-se no terreno da metalúrgica, sem o devido encapsulamento (ALCÂNTARA, 2010). Muitos dos ex-funcionários apresentavam doenças ocupacionais, recebendo apenas aposentadorias do Instituto Nacional do Seguro Social (INSS) ou auxílio-doença. Embora a empresa tenha pagado algumas indenizações, existiam ainda "cerca de dois mil processos individuais tramitando na Delegacia Regional do Trabalho de Santo Amaro. E, com relação aos danos ambientais, nada foi feito" (ALCÂNTARA, 2010, p. 109). Cabe mencionar que recente pesquisa realizada a partir de amostras da escória diverge das anteriormente realizadas em Santo Amaro por considerar que não constitui fonte de contaminação. (LIMA; BERNARDEZ, 2010, 2011a e 2011b).

Independente de quais sejam as vias de contaminação, no entanto, especialistas alertam que o município de Santo Amaro precisa não só de um plano de gestão ambiental, como também de uma comunicação e governança de riscos eficazes, que possibilitem um diálogo participativo com as comunidades afetadas e a divulgação de dados para mídia e órgãos governamentais (DI GIULIO et. al, 2010). Por sua vez, em 26 de maio de 2011, a Presidenta da República Dilma Rousseff determinou providências ao governo para resolução do passivo do município (AGÊNCIA SENADO, 2011).

"Santo Amaro é considerada uma das cidades mais poluídas por chumbo no mundo. Na literatura mundial, é o caso-referência para estudar a contaminação por chumbo e cádmio" (ALCÂNTARA, 2010, p.114).

Boquira: lavra de minério de chumbo deixa rejeitos com altos teores de metais pesados

A exemplo do que ocorreu no município de Santo Amaro, no Recôncavo Baiano, os moradores do município de Boquira, localizado no sudoeste da Bahia, estiveram expostos à contaminação por chumbo durante décadas (Figura 3) (BARRERO, 2008).

Figura 3 - Cidade de Boquira.

A exploração do minério de chumbo em Boquira – 1.482,704 km^2 e 22.037 habitantes (IBGE, 2010a) – começou no final da década de 1950 pela Penarroya S.A, que criou a Companhia Brasileira de Chumbo (Cobrac) para atuar no Brasil como sua subsidiária. Posteriormente, a empresa foi incorporada à Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda. (MANZONI; MINAS, 2009), pertencente ao Grupo Trevo (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001; CAMELO, 2006; BARRERO, 2008). O minério de chumbo lavrado e beneficiado em Boquira era usado para produzir ligas de chumbo em Santo Amaro (CAMELO, 2006; BARRERO, 2008; MANZONI; MINAS, 2009).

Boquira nasceu do antigo distrito Assunção, no município de Macaúbas. Com o início da exploração do minério de chumbo, na década de 1950, o distrito de Assunção desenvolveu-se tanto que representantes do povo na Câmara de Vereadores de Macaúbas entraram com um projeto de emancipação política, dando origem, em 1962, ao município de Boquira (ARAÚJO; PINHEIRO, 2004).

O minério de chumbo foi descoberto por acaso por um padre chamado Macário que procurava um local para instalar uma paróquia em Macaúbas. Em suas andanças, recolheu amostras de minério que ocorriam a céu aberto, nas proximidades do povoado de Boquira. Análises laboratoriais das amostras, realizadas no Rio de Janeiro,

comprovaram as suspeitas do padre de que se tratava de minério de chumbo (FERRAN, 2007).

O padre, então, largou a batina e começou um negócio. Fez contato com a fábrica de baterias Prest-o-Lite, sediada em São Paulo, que se mostrou interessada em comprar o minério alterado do Morro Pelado, constituído de cerussita, carbonato de chumbo de fácil fusão e redução. A empresa iniciou a operação subterrânea, abrindo galeria no Morro Pelado e obtendo rapidamente galena [minério de chumbo] por debaixo do afloramento de cerussita, e ao mesmo tempo iniciou a montagem de uma usina de flotação na frente do morro do Cruzeiro (FERRAN, 2007).

O minério extraído tinha 9% de chumbo, 3% de zinco e 32 gramas de prata por tonelada, e era beneficiado em dois concentrados de flotação, o de chumbo, com 70% do metal, e o de zinco, com 51%. Estes concentrados eram encaminhados de caminhão para a Cobrac, em Santo Amaro, a 500 km da mina onde, depois da ustulação [queima de sulfeto] e fusão, viravam chumbo com praticamente 100% de pureza, prontos para entrarem no mercado. Os concentrados de zinco eram exportados (FERRAN, 2007).

Como a operação de flotação não estava dando os resultados esperados, Macário entrou em contato com a Plumbum - uma associação da Peñarroya francesa - na época especialista em chumbo e zinco - que operava as minas de chumbo do Vale do rio Ribeira do Iguape, entre São Paulo e Paraná (FERRAN, 2007).

Durante o período de operação da mina, Boquira conheceu a prosperidade. A mina atingiu seu auge de produção nos anos 1970 (DNPM, 2006). No entanto, as reservas economicamente mais viáveis se esgotaram e a Mineração Boquira foi vendida, em 1986, aos grupos brasileiros CMP e Luxma. As empresas passaram a explorar os pilares de sustentação da mina de Boquira - áreas que tinham de ser poupadas para assegurar a sustentação das galerias abertas no subsolo. Porém, os custos da atividade inviabilizaram o negócio, pois, para cada pilar de sustentação explorado, a empresa tinha de construir, por questão de segurança, um novo pilar artificial, com material trazido de fora para dentro das galerias (FERRAN, 2007).

Somado aos altos custos de operação, o excesso de oferta internacional de chumbo fez com que as cotações do minério caíssem, o que levou ao fechamento da mina de Boquira (FERRAN, 2007). A mina foi desativada em 1992 (CAMELO, 2006). Hoje, a cidade está à espera de um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) e de um plano que permita que toda a infraestrutura da mina seja aproveitada por atividades compatíveis com a localidade (FERRAN, 2007).

Em Boquira, uma das maiores preocupações é com a disposição dos rejeitos do beneficiamento desenvolvido ao longo de mais de três décadas (Figuras 4 e 5). Os rejeitos do beneficiamento apresentam teores de zinco, cádmio, arsênio, prata, além de chumbo e outros metais, e não foram dispostos segundo parâmetros ambientais acei-

táveis, colocando em risco os mananciais e solos após o rompimento de uma antiga barragem de contenção (DNPM, 2006).

Figura 4 - Pilha de rejeitos da mineração.

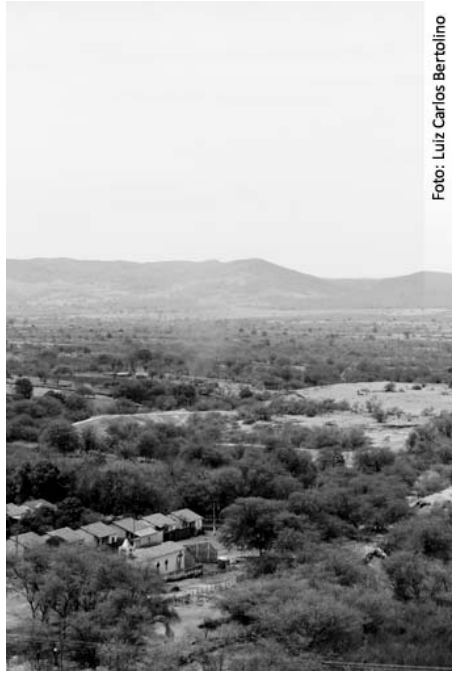


Figura 5 - Pilha de Rejeitos ao lado da cidade.

Peritos do Programa de Fiscalização Preventiva Integrada, coordenado por órgãos ambientais e de fiscalização estaduais e federais e pelo Ministério Público do Estado da Bahia, estiveram, em 2008, em Boquira para avaliar a situação das antigas galerias no Morro Pelado, hoje interditadas, da pilha com reserva de minério e da pilha de rejeito do beneficiamento, sobre a qual, há anos, foi instalado o lixão municipal. À época, constataram instabilidade do material contido na pilha de rejeito, com diversos canais de erosão conduzindo sedimentos e contaminando há décadas águas superficiais e subterrâneas com resíduo de chumbo (BARRERO, 2008).

De acordo com o parecer técnico, não foi observada qualquer ação para contenção de enxurradas ou reparo dos impactos negativos causados pela pilha de rejeito, embora estivesse previsto um plano de recuperação da área degradada. Outra constatação foi a presença de catadores de material reciclável no lixão instalado sobre a pilha de rejeito (BARRERO, 2008).

O plano de recuperação estaria a cargo da empresa Bolland do Brasil (BARRERO, 2008), a mesma que, em 2007, apresentara, ao Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), um estudo de viabilidade para reativação da mina de chumbo no município e da fundição de chumbo em Santo Amaro. O projeto previa, dentre outras ações, o processamento dos rejeitos estocados na antiga mina e a exploração de 900 mil toneladas de minério contendo chumbo (REUTERS, 2007).

De acordo com a Bolland, o chumbo seria extraído da pilha de rejeitos através do processo químico de lixiviação. (BRASIL MINERAL, 2007).

Em 2007 o DNPM informou que a Bolland já detinha autorização para pesquisa de minério de chumbo em quatro áreas de Boquira (JORNAL A TARDE, 2007). Contudo, posteriormente a Bolland desistiu do empreendimento, e a Mineração Cruzeiro Ltda., subsidiária da Metal Data S.A., assumiu os direitos da concessão da Plumbum Mineração e Metalurgia S.A. para iniciar o projeto de reavaliação da mina de Boquira e aproveitamento do rejeito. A empresa planeja inicialmente investir, US$ 18 milhões em pesquisa mineral visando diagnosticar a reserva de chumbo, os subprodutos conhecidos, bem como o minério de ferro que ocorre na área da concessão. O projeto previa também a construção de uma usina siderúrgica em Boquira para verticalizar a produção no Estado da Bahia (SILVA; TEIXEIRA, 2009).

Vale do Ribeira: chumbo contamina solo e habitantes da região

A mineração e a metalurgia realizadas no alto vale do rio Ribeira do Iguape, localizado entre os estados do Paraná e São Paulo, geraram com o passivo ambiental a contaminação de rios e solos em diversas áreas da região (CUNHA *et al.,* 2006). Além disso, submeteram a população a problemas de saúde, decorrentes, inclusive, da contaminação por arsênio, cuja principal fonte no local é a arsenopirita (SAKUMA *et al.*, 2010).

O vale do Ribeira já foi uma das maiores províncias metalogenéticas de chumbo do Brasil. Há na região um importante reservatório de água doce, além de boa parte da Mata Atlântica remanescente (Figura 6) (LOPES Jr. *et al.,* 2006). Ao longo do século XX, diversas minas de chumbo, zinco e prata foram exploradas no alto vale (CUNHA *et al.,* 2006).

Figura 6 - Vale do rio Ribeira de Iguapé (SP e PR).

Durante os anos de ápice da mineração, a população local experimentou um nível de vida relativamente próspero. Com a exaustão do solo e o fechamento das minas e refinarias, ocorreu uma forte decadência nos índices econômicos e sociais. Hoje, Adrianópolis (PR), assim como outros municípios que tiveram forte atividade mineradora no passado, está entre os mais pobres da região (CUNHA *et al*., 2006). Com a escassez de emprego e as precárias condições de vida, a população de Adrianópolis caiu pela metade. Já a base econômica do município passou a girar em torno do funcionalismo público, da agricultura, da pecuária e do setor de comércio e serviços (IPARDES, s.d. *apud* DI GIULIO; PEREIRA; FIGUEIREDO, 2008).

Adrianópolis localiza-se na região metropolitana de Curitiba (MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL, 2009). Com 1.349,335 km^2 e 6.376 habitantes (IBGE, 2010), o município foi alvo, por mais de 50 anos, das atividades de extração e refinamento de chumbo pela Plumbum do Brasil Ltda (CUNHA *et al.*, 2006), pertencente ao grupo Trevo e que se instalou no bairro Vila Mota, na zona rural do município (DI GIULIO; PEREIRA; FIGUEIREDO, 2008). A Plumbum começou a explorar chumbo e prata no município, em 1954. Devido ao esgotamento das jazidas, a empresa fechou em 1995, deixando grande passivo ambiental. Suas atividades atingiram ainda, por meio da poluição atmosférica e hídrica, outros municípios paranaenses, como Cerro Azul, Bocaiúva do Sul, Doutor Ulysses, Tunas do Paraná e Colombo, e também Apiaí,

Ribeira, Iporanga e Itaóca, no estado de São Paulo (MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL, 2009).

Durante os 50 anos de funcionamento, a Plumbum, lançou na atmosfera grande quantidade de material particulado rico em chumbo, que se depositou nos solos de áreas próximas. Mesmo depois de uma década do fechamento da usina e das últimas minas de chumbo, o passivo ambiental permanece, bem como o risco de contaminação das populações locais (FIGUEIREDO, 2005 *apud* DI GIULIO; PEREIRA; FIGUEIREDO, 2008).

Em áreas próximas à refinaria desativada da empresa, o acúmulo de rejeitos do processo industrial, depositados durante anos a céu aberto, levou à contaminação do solo por chumbo (CUNHA *et al*., 2006). Rejeitos da mina de Panelas, outra antiga propriedade da empresa em Adrianópolis, atingiram o rio Ribeira do Iguape, pois ao beneficiar o minério (predominantemente galena), a empresa jogava resíduos e efluentes diretamente no leito do rio. Além disso, empilhava o rejeito e a escória do refino junto à sua margem (LOPES Jr. *et al*., 2006).

Parte dos rejeitos estocados de forma inadequada pela empresa ainda foi utilizada pelos moradores no calçamento das ruas de Vila Mota e de Vila Capelinha, localidades operárias vizinhas à antiga refinaria, em Adrianópolis. Em área próxima a Panelas, constatou-se grande concentração de chumbo em rejeitos despejados em um local onde crianças costumavam brincar diariamente (LOPES Jr. *et al.*, 2006).

O chumbo pode ser absorvido por ingestão de alimentos e de água ou por inalação de poeira contaminada, forma comum principalmente entre crianças pequenas. A contaminação pode gerar diversos efeitos nocivos à saúde, entre os quais: distúrbios irreversíveis no sistema nervoso central, anemia e alterações renais (CUNHA *et. al*., 2006).

Estudos diagnosticaram a presença elevada de chumbo no sangue de crianças em Adrianópolis e adjacências (CUNHA *et. al*., 2006; SAKUMA *et al*., 2010). A pesquisa coletou amostras de sangue de 335 crianças na faixa etária entre sete e 14 anos e de 350 adultos, entre 15 e 70 anos, residentes em Adrianópolis e nos municípios de Cerro Azul, Ribeira e Iporanga. Coletaram-se, ainda, amostras do solo e da água da região estudada (CUNHA *et. al*., 2006; LAMMOGLIA *et al*., 2010).

Exceto pela população da cidade de Cerro Azul, onde não houve atividade mineradora, a média aritmética do percentual de chumbo encontrado no sangue dos indivíduos analisados foi considerada alta e perigosa para a saúde humana. Os índices registrados em Ribeira e Iporanga também despertaram preocupação. Entre os adultos, os índices mais altos foram encontrados em ex-operários da refinaria da Plumbum, residentes em Vila Mota e Vila Capelinha, em Adrianópolis. Entre crianças moradoras das vilas, os valores de chumbo no sangue ficaram acima de 10 gramas por decilitro (g/dL), valor considerado alarmante pelos pesquisadores (CUNHA *et. al*., 2006; LAMMOGLIA *et al.*, 2010).

Quanto à contaminação por arsênio, pesquisadores do Instituto Adolfo Lutz (São Paulo), Centro de Controle de Intoxicações da Universidade Estadual de Campinas (Campinas-SP), Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas (Campinas-SP), Centro de Ciências da Saúde da Universidade Estadual de Londrina (Londrina-PR) e da Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (Rio de Janeiro-RJ) verificaram a presença da substância em amostras de urina de crianças entre sete e 14 anos das cidades de Cerro Azul, Adrianópolis, Ribeira e Iporanga. De acordo com os resultados, a diferença entre a quantidade de arsênio encontrada no grupo de Cerro Azul, não exposto a atividades minerárias e os demais, que moravam mais próximos das áreas minerarias foi bem grande (SAKUMA *et al*., 2010).

A exposição crônica aos compostos de arsênio pode causar vários danos à saúde, como desordens vasculares periféricas, hiperpigmentação, hiperqueratose, além de câncer de pele, bexiga, pulmão, fígado e outros órgãos (SAKUMA *et al*., 2010).

Vários estudos continuam sendo realizados para tentar dimensionar a amplitude da contaminação por chumbo no alto vale do rio Ribeira do Iguape. O Ministério Público do Paraná vem trabalhando juntamente com uma comissão interinstitucional para discutir e tentar oferecer soluções para os problemas que afligem moradores de Adrianópolis e outros municípios (MP-PR, 2009).

Em 2011, foi concedida liminar contra a Plumbum, o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), o município de Adrianópolis e a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), pela contaminação ambiental e danos à saúde da população da Vila Mota e da Vila Capelinha. Os réus deverão adotar várias medidas para remediar os danos causados ao meio ambiente e oferecer tratamento a todas as pessoas impactadas pelas atividades minerárias na região (PARANÁ. EXTRA.COM.BR., 2011).

Mauá da Serra: mobilização comunitária impede a instalação de recicladora de chumbo

O município de Mauá da Serra, no Paraná, enfrentou grande apreensão frente à possibilidade da instalação de uma indústria recicladora de chumbo na cidade. Estudiosos da região temiam pelo início de sua operação devido às falhas no projeto de proteção ambiental apresentado pela empresa e que foi desconsiderado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), órgão responsável pelo licenciamento e fiscalização dos empreendimentos potencialmente impactantes ao meio ambiente (BEM PARANÁ, 2007a MARTONI, 2008a;).

Mauá da Serra é um pequeno município com 8.555 habitantes e 108,325 km^2 (IBGE 2010), situado no norte paranaense (Figura 7), e que faz fronteira com Tamarana, Ortigueira, Faxinal e Marilândia do Sul (MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL, 2009).

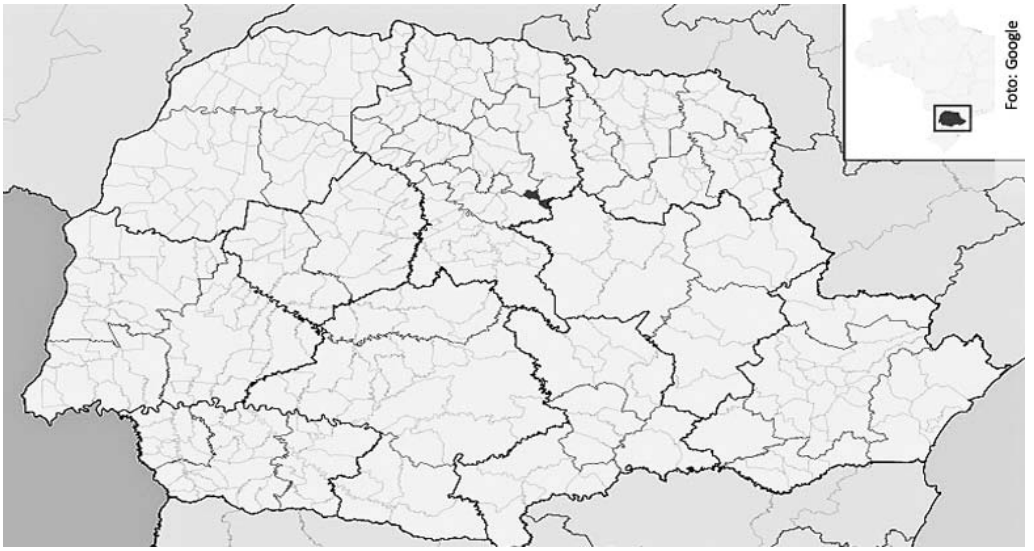


Figura 7 - Localização geográfica de Mauá da Serra- PR. Google (2012).

A empresa responsável pela recicladora era a Metalúrgica CPG Ltda, que pretendia se instalar na Serra do Cadeado, no divisor das sub-bacias do rio Preto e rio do Meio, afluentes do rio Tibagi, utilizado como manancial de abastecimento público de água. A localização no divisor dessas sub-bacias foi constatada em vistoria feita por técnicos ambientais do Centro de Apoio ao Meio Ambiente (Caopma), órgão do Ministério Público do Paraná (MP-PR) (BEM PARANÁ, 2007b).

Em 2007, a empresa tinha licença prévia - que autoriza o local de construção - e licença de instalação - que permite a realização das obras -, mas ainda aguardava a de operação, que havia sido suspensa quando a população se insurgiu contra o empreendimento (MARTONI, 2008a). No local, já haviam sido construídos um amplo barracão, lagoas para despejos de efluentes industriais e toda a base para instalação de caldeiras, fornos entre outros equipamentos (BORGES, 2007).

Segundo o relatório encomendado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) aos especialistas da Universidade Estadual do Centro-Oeste (Unicentro), a empresa tinha cumprido todos os seus deveres e obrigações, dentro de suas possibilidades econômicas e também as exigências legais. Porém, o diretor da Associação Nacional de Defesa do Consumidor e Cidadania (Andec), Fernando Monteiro, questionava a capacidade econômica da empresa de arcar com as medidas de seguranças necessárias, que têm um custo milionário, incompatível com seu capital social, que segundo documentos emitidos pela Junta Comercial é de R$ 100 mil. Segundo ele, mesmo com todo aparato tecnológico de filtros, a empresa não daria conta de conter o espalhamento do material (MARTONI, 2008a).

Segundo informações dos técnicos da CAOPMA (Centro de Apoio às Promotorias do Meio Ambiente), que fizeram a vistoria no local, em 2007, efluentes líquidos seriam gerados pela atividade de reciclagem de baterias automotivas. Também seriam lançados gases com chumbo para a atmosfera, pois o reaproveitamento do chumbo utilizaria fornos para derreter o metal pesado (BEM PARANÁ, 2007b).

Ainda, de acordo com o consultor para assuntos ambientais e professor da Universidade Estadual de Londrina (UEL), Ewerton de Oliveira, a instalação da indústria prejudicaria mananciais do rio Tibagi, contaminando uma das principais fontes de abastecimento da região. Apesar do relatório do consultor apontar como inapropriada a instalação da recicladora na cidade, o presidente do IAP, Vitor Hugo Burko, afirmava não haver respaldo científico para o estudo (MARTONI, 2008a).

O chumbo das baterias é considerado resíduo perigoso pela legislação nacional e internacional (BEM PARANÁ, 2007b). Uma das principais fontes de contaminação pelo chumbo está no descarte inadequado de baterias automotivas usadas. Neste caso, as recicladoras têm um importante papel na destinação destas peças, pois impedem que as carcaças sejam enviadas aos aterros sanitários. Contudo, pode se tornar uma atividade de risco quando não avaliado os aspectos técnicos do empreendimento (BEM PARANÁ, 2007a).

As recicladoras, se não forem gerenciadas corretamente, podem ocasionar problemas como o lançamento de água proveniente das baterias em rios; a liberação de vapores com chumbo na atmosfera (que posteriormente podem contaminar o solo) e a disposição inadequada de restos de chumbo diretamente no solo (BEM PARANÁ, 2007b).

O chumbo é um metal pesado altamente tóxico, que se acumula na corrente sanguínea e pode provocar anorexia, vômitos, convulsão, dano cerebral permanente, lesão renal, perda de peso, anemia, deficiência de sistema nervoso, manifestações gastrointestinais, alterações neurológicas, cólicas, (MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL, 2009) e saturnismo (BEM PARANÁ, 2007a).

Devido ao seu alto potencial de contaminação, o chumbo não pode ser manipulado em zona estritamente rural e com mananciais de água (BEM PARANÁ, 2007b). Para o Ministério Público do Paraná, o risco de contaminação seria iminente na região onde se pretendia construir a recicladora de chumbo em Mauá da Serra, pois os moradores vizinhos têm seu abastecimento de água feito por meio de poços artesianos. Além desse fato, a fábrica ficaria próxima de lavouras de milho, feijão e assentamentos do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra), gerando o temor quanto à contaminação da criação de bovinos e ovinos, e das hortaliças (BEM PARANÁ, 2007b). Próxima à fábrica também há uma reserva indígena e diversos empreendimentos de ecoturismo que poderiam ser prejudicados pela atividade da recicladora (MARTONI, 2008a).

Entre março e setembro de 2007, a população de Mauá da Serra e entidades que atuam na defesa da região realizaram diversas manifestações e atos contrários à ins-

talação da usina de reciclagem de chumbo na localidade. No dia 27 de março de 2007, moradores da localidade fecharam a BR-376 por uma hora, para protestar contra essa situação (MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL, 2009).

Ainda temendo o risco de contaminação do solo, do ar e principalmente dos rios da região, os índios Caingangues que vivem na reserva Apucaraninha, em Tamarana (PR), invadiram a área na qual a indústria recicladora de chumbo havia instalado um galpão, e passaram três dias acampados em setembro daquele ano. Com isso, conseguiram fazer com que os proprietários se comprometessem formalmente, por meio de documento registrado em cartório, a abandonar o local e a não construir a usina. Pelo termo firmado entre as duas partes, os proprietários se comprometiam a retirar todas as instalações do que seria a usina até o dia 30 de janeiro de 2008 (BORGES, 2007; MARTONI, 2008b).

Ainda por conta da polêmica causada na região, no mesmo ano, o Ministério Público (MP) de Marilândia do Sul (norte do Paraná) obteve liminar, requerida em ação civil pública ambiental, para paralisar a implantação da indústria de reciclagem de baterias automotivas e sucata de chumbo na Serra do Cadeado em Mauá da Serra (FOLHA DE LONDRINA, 2007).

Neste mesmo período, o secretário do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná, Rasca Rodrigues, suspendeu o licenciamento ambiental de novos empreendimentos relacionados à manipulação de chumbo e seus derivados, até que obtivesse maior conhecimento sobre dados técnicos, científicos e administrativos sobre as baterias descartadas em todo o Estado do Paraná. Entre os empreendimentos estavam as recicladoras de baterias de veículos que trabalham com a refundição do chumbo encontrado nestes produtos (BEM PARANÁ, 2007a). No Estado do Paraná, 25 recicladoras têm autorização de funcionamento e passavam por inspeções periódicas (MARTONI, 2008a).

A decisão de suspender os licenciamentos foi tomada depois que o presidente do IAP encaminhou um ofício ao secretário do Meio Ambiente e Recursos Hídricos solicitando a criação de um Grupo de Trabalho para discutir a sustentabilidade social, ambiental e de saúde pública das atividades que utilizam chumbo. Este grupo forneceria um parecer técnico incluindo proposta de regulamentação para a continuidade ou não destes empreendimentos no Paraná (BEM PARANÁ, 2007a).

Posteriormente, uma decisão judicial impediu a recicladora de entrar em operação e a prefeitura de Mauá da Serra cancelou o alvará que permitia a instalação. Na ocasião, o IAP informou que, após a revogação municipal, houve suspensão automática da licença prévia de operação, dada em 2007 (MARTONI, 2008b).

Atualmente, ainda são encontradas fábricas de liga e reciclagem de chumbo em operação no estado. Os problemas decorrentes da falta de infraestrutura dessas fábricas levaram a Secretaria Estadual de Saúde do Paraná a elaborar e implantar o projeto de controle da exposição ao chumbo. Neste projeto ficaram evidentes os sérios proble-

mas da falta de segurança ambiental e do trabalhador por conta de equipamentos precários, armazenamento inadequado da produção e descuido no descarte da escória (CENTRO ESTADUAL DE SAÚDE DO TRABALHADOR, 2011).

Contudo, os diversos problemas advindos da contaminação por chumbo não são restritos ao Estado do Paraná e podem ser vistos em diversos lugares do Brasil e do mundo, a exemplo do que aconteceu em Bauru (SP), em 2007, quando fecharam uma fábrica de baterias por irregularidades ambientais e logo apareceram os primeiros intoxicados: 860 crianças (MARTONI, 2008a).

Em outros países também têm sido registrados casos de contaminação, como na China, onde mais de 1000 crianças foram contaminadas pelo metal pesado em 2009, por conta da maior fundição de chumbo do país. O fato levou à remoção de 15 mil pessoas do local (BBC BRASIL, 2009). No ano seguinte, na Nigéria, 163 pessoas, a maioria crianças, foram envenenadas por chumbo (BBC BRASIL, 2010).

As crianças são as maiores vítimas dos casos de contaminação por chumbo porque têm organismo mais propenso à absorção do metal e assimilam maior quantidade por quilo que os adultos, já que pesam menos. Elas também colocam objetos na boca com frequência, levando sujeiras do solo, que pode estar contaminado, para seus organismos (MARTONI, 2008a).

O desfecho atípico do caso de Mauá da Serra se deve à participação da comunidade, que pode contar também com a força da mobilização de grupos e entidades da sociedade civil organizada e com o apoio dos Ministérios Públicos, federal e estaduais (MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL, 2009).

Considerações finais

Os quatro estudos de caso apresentados demonstram a ligação direta entre a atividade de minerometalurgia e a qualidade de vida da população local. A ausência de responsabilidade social por parte de atividades econômicas pretéritas não deve ser repetida pelas atuais administrações das grandes, médias e pequenas mineradoras. É exigida uma governança sustentável por parte dos municípios, estados e União.

Os impactos negativos resultantes do fechamento de empreendimento mineral e da falta de destino para os seus resíduos podem se configurar em sérios problemas de saúde para os ex-trabalhadores e para a comunidade local, além dos problemas socioeconômicos decorrentes do desemprego e forte redução da atividade econômica. Doenças no sistema nervoso central e nos ossos devido a inalação e/ou ingestão de chumbo são observados em todos os estudos de caso relatados nesse capítulo, demonstrando a seriedade com que deve ser tratada a questão do descarte dos resíduos da mineração.

Não obstante, o meio ambiente também é impactado negativamente com a disposição inadequada de restos de chumbo diretamente no solo que acaba por levar à contaminação da água e do ar.

Ações judiciais realizadas nos municípios com passivos da atividade mineral demonstram que a responsabilidade de tais impactos é passada para a empresa, para os órgãos responsáveis pela emissão da licença (DNPM) e até para o próprio município, como é o caso de Adrianópolis (PR). Os réus devem adotar várias medidas para remediar os danos causados ao meio ambiente e oferecer tratamento a todas as pessoas impactadas pela mineração.

Existe ainda um grande passivo ambiental de minerações paralisadas por todo o país, sendo necessário que exista um inventário sobre tais situações, além de uma regulamentação sobre as garantias de recursos financeiros para o encerramento da atividade de mineração, sejam cauções, fianças, fundos e outros mecanismos. Também é necessário pesquisar a eficácia de iniciativas e programas de responsabilidade social das empresas e analisar os impactos socioeconômicos a longo prazo para retroalimentar futuras avaliações de impacto. Nesses casos, as ONGs, instituições de pesquisa e universidades desempenham importante papel para relatar os incômodos causados pela atividade de mineração à sociedade.

Referências bibliográficas

AGÊNCIA SENADO. Dilma diz que vai resolver desastre ambiental, 26 maio 2011. In: Senador Paulo Paim. Disponível em:<http://www.senadorpaim.com.br/verImprensa.php?id=1795>. Acesso em: 01 jun. 2011.

ALCÂNTARA, Mariana Menezes. C. In: Diálogos & Ciência, Ano IV, nº 12, p. 107 -118, mar. 2010. Disponível em:<http://dialogos.ftc.br/index.php?option=com_content&task=view&id=213& Itemid=1>. Acesso em: 02 jul. 2010.

ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos. Cobrac, Plumbum, Trevisan – Estudo do passivo Ambiental. In: Seminário sobre a contaminação por metais pesados em Santo Amaro da Purificação-BA. In: Bahia Análise & Dados, Salvador/BA,v.2, 2001.

ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos. Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (*wetland)* no controle da poluição por metais pesados: O caso Plumbum em Santo Amaro/BA. 2003, 327f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo. Disponível em: <http://jangello.unifacs.br/teses.htm>. Acesso em: 18 nov. 2011.

ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos; SANCHEZ, Luis Enrique. Estratégias para remediação de sítios: o caso da usina metalúrgica da Plumbum, na Bahia. In: Brasil Mineral, São Paulo/SP, ano XVI, n. 175, p. 38-44, ago. 1999.

ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos; SANCHEZ, Luis Enrique. Plano de Gestão ambiental para sítios contaminados com resíduos industriais: o caso da Plumbum em

Santo Amaro da Purificação - BA. In: Bahia Análise & Dados, Salvador/BA, v.10 n. 4 p.306-309, mar. 2001. Disponível em:<http://jangello.unifacs.br/downloads/ Projeto_Purifica.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2010.

ARAÚJO, Otavio; PINHEIRO, Carlos. História. Boquira Online, 2004. Disponível em: <http://www. boquiraonline.com.br/>. Acesso em: 18 set. 2012.

BAHIA JÁ. Contaminação de chumbo em Santo Amaro será debatida no Senado, 14 maio 2011. In: JusBrasil. Disponível em: <http://bahia-ja.jusbrasil.com.br/politica/ 6970655/contaminacao-de-chumbo-em-santo-amaro-sera-debatida-no-senado>. Acesso em: 13 out. 2011.

BARRERO, Flávio Marques Castanho. Análise de áreas degradadas pós mineração em municípios da Bacia do rio Paramirim. Salvador, jun. 2008. Disponível em: <http://www.iica.int/Esp/regiones/sur/brasil/Lists/DocumentosTecnicosAbertos/ Attachments/489/Fl%C3%A1vio_Marques_Castanho_Barrero_-_107444_-_ING%C3%81.pdf>. Aces-so em: 13 set. 2012.

BBC BRASIL. China vai retirar 15 mil pessoas de área contaminada. 19 out. 2009. Disponível em: <http://www.bbc.co.uk/portuguese/noticias/2009/10/091019_ chinaevacua_mw.shtml>. Acesso em: 13 dez. 2011.

BBC BRASIL. Centenas podem ser envenenador por chumbo na Nigéria, diz especialista. 07 jun. 2010. Disponível em: <http://www.bbc.co.uk/portuguese/ noticias/2010/06/100607_chumbo_envenenamento_nigeria_mv.shtml>. Acesso em: 13 dez. 2011.

BEM PARANÁ. Governo suspende licença para empresas que manipulam chumbo. Curitiba, 27 mar. 2007a. Disponível em: <http://www.bemparana.com.br/index. php?n=23415&t=governo-suspende-...1>. Acesso em: 13 dez. 2011.

BEM PARANÁ. Liminar impede instalação de indústria de reciclagem de baterias. Curitiba, 11 jun. 2007b. Disponível em: <http://www.bemparana.com.br/index. php?n=31584&t=liminar-impede-ins>. Acesso em: 13 dez. 2011.

BORGES, Maurício. Índios caingangues ocupam indústria. Gazeta do Povo 22 set. 2007. Disponível em: <http://www.gazetadopovo.com.br/parana/conteudo.phtml?id =698360>. Acesso em: 14 dez. 2011.

BRASIL MINERAL. Chumbo. Bolland investe US$ 10 milhões em reserva baiana. In: Brasil Mineral Online, n. 295, 29 mar. 2007. Disponível em: <http://www. signuseditora.com.br/bm/default.asp?COD=2882&busca=&numero=295>. Acesso em: 14 set. 2012.

CAMELO, Marta Sawaya Miranda. Fechamento de mina: análise de casos selecionados sob os focos ambiental, econômico e social, 2006, 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geotécnica). Núcleo de Geotecnia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto (MG). Disponível em: <http://www.nugeo.ufop.br/joomla /attachments/article/11/Paginas Arquivos_16_76.pdf>. Acesso em: 14 set. 2012.

CARVALHO, Fernando Martins; SILVANY NETO, Annibal Muniz; TAVARES, Tania Mascarenhas; COSTA, Ângela Cristina Andrade; CHAVES, Carolina d´El Rei; NASCIMENTO, Luciano Dias; REIS, Márcia de Andrade. Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil. In: Revista Panamericana de Salud Pública, vol.13 nº1, Washington (EUA), jan. 2003. Disponível em: <http://www.scielosp.org/scielo.php?pid=S1020-498920030001 00003&script =sci_arttext>. Acesso em 01 jul. 2010.

CENTRO ESTADUAL DE SAÚDE DO TRABALHADOR. Centro Estadual de Saúde do Trabalhador. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc= s&source=web&cd=3&cts=1331769713025&ved=0CEgQFjAC&url=http%3A%2F%2 Fwww.saude.pr.gov.br%2Farquivos%2FFile%2Fcest%2Farq%2FApresentacao_COS AT.pps&ei=ZTFhT5H3JojTtwesruWoBQ&usg=AFQjCNEE7Ozs_mDMtD_E7Df8Tlx-VlIv4Q&sig2=OWEi8HUauSK_O4yaL7B5Qg>. Acesso em: 14 dez. 2011.

CUNHA, Fernanda Gonçalves; FIGUEIREDO; Bernardino Ribeiro; PAOLIELLO, Mônica Maria Bastos; CAPITANI, Eduardo Mello. Diagnóstico ambiental e de saúde humana: contaminação por chumbo em Adrianópolis, no estado do Paraná, Brasil. In: SILVA, Cássio Roberto; FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro; CAPITANI, Eduardo Mello; CUNHA, Fernanda Gonçalves. Geologia Médica no Brasil. Rio de Janeiro: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2006.

DI GIULIO, Gabriela Marques; FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro; FERREIRA, Lúcia da Costa; ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos. Comunicação e governança do risco: A experiência brasileira em áreas contaminadas por chumbo. In: Revista Ambiente &Sociedade. Campinas v. XIII, n. 2. p. 283-297. jul-dez. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v13n2/ v13n2a05. pdf>. Acesso em: 18 nov. 2011.

DI GIULIO, Gabriela Marques; PEREIRA, Newton Müller; FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro. O papel da mídia na construção do risco: o caso Adrianópolis, no Vale do Ribeira. In: História, Ciências, Saúde-Manguinhos, v. 15, p. 293-311, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/ scielo.php?script=sci_arttext&pid= S010459702008000 200004>. Acesso em: 22 nov. 2011.

DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral. DNPM e Secretaria de Meio Ambiente da Bahia se reúnem em Salvador, 16 mar. 2006. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/conteudo.asp?IDSecao=99&IDPagina=72&IDNoticiaNotic ia=196>. Acesso em: 13 set. 2012.

FERRAN, Axel Paul Noël de. A Mineração e a flotação no Brasil - Uma perspectiva histórica. Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), Ministério de Minas e Energia, 2007. Disponível em:<http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q =&esrc=s&frm=1&source=web&d=7&ved=0CE8QFjAG&url=http%3A%2F%2Fwww. dnpm.gov.br%2Fmostra_arquivo.asp%3FIDBancoArquivoArquivo%3D2483&ei=arF XUOvtF-SvyQHmsoGABA&usg=AFQjCNEHodX0y3Tzq7oQxImMx5_ yjqmQDQ&sig2=hNYFMnEW7CplLEg14Zdi1g> . Acesso em: 17 set. 2012.

FOLHA DE LONDRINA. MP do Paraná obtém liminar contra indústria. Londrina, 12 jun. 2007. Disponível em: <http://ambienteja.info/ver_cliente.asp?id=97391>. Acesso em: 13 dez. 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Santo Amaro (BA). In: IBGE Cidades. 2010a. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php ?codmun=292860&r=2>. Acesso em: 12 out. 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Adrianópolis (PR). In: IBGE Cidades. Disponível em:<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php? codmun=410020&r=2>. Acesso em: 21 nov. 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mauá da Serra (PR). In: IBGE Cidades. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php? codmun=411575&r=2>. Acesso em: 13 dez. 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Boquira (BA). In: IBGE Cidades, 2010 a. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil. php?codmun=290410&r=2>. Acesso em: 13 set. 2012.

JORNAL A TARDE. Chumbo voltará a ser explorado. In: Liderança do PT Bahia, 24 set. 2007. Disponível em: http://liderancadoptbahia.com/novo/noticias. php?id_noticia= 8033. Acesso em: 14 set. 2012.

LAMMOGLIA, Talita; FIGUEIREDO, Bernardino R.; SAKUMA, Alice M; BUZZO, M.L.; OKADA, Isaura A.; KIRA, C. S. Lead and other trace elements in edibles and in topsoil as a pathway for humancontamination in a mining area in Brazil. Terrae (Campinas. Impresso), v. 7(1-2), p. 3-13, 2010.

LIMA, Luiz R. P. Characterization of the lead smelter slag in Santo Amaro, Bahia, Brazil. Journal of Hazardous Materials (Print), v. 189, p. 692-699, 2011b.

LIMA, Luiz R. P. Isotope Source Signatures for a Primary Lead Smelter Located Close to Todos os Santos Bay, Brazil. Soil & Sediment Contamination, v. 20, p. 672-687, 2011a. Disponível em: http://www.tandfonline.com/doi/abs/ 10.1080/15320383. 2011.594109#preview>. Acesso em: 18 nov. 2011.

LIMA, Luiz R. P. de Andrade; BERNARDEZ, Letícia .A. Characterization of the heavy metals contamination due to a lead smelting in Bahia, Brazil. In: A. Siegmund, L. Centomo, C.Geenen, N.Piret, G. Richards, R. Stephens. (Org.). Lead-Zinc 2010: John Wiley & Sons and The Metals & Materials Society (TMS), 2010, p. 917-927.

LOPES Jr, Idio; FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro; ENZWEILER, Jacinta; VENDEMIATTO, Maria Aparecida. Chumbo e arsênio nos sedimentos do rio Ribeira e de Iguape, SP/PR. In: SILVA, Cássio Roberto; FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro; CAPITANI, Eduardo Mello; CUNHA, Fernanda Gonçalves. Geologia Médica no Brasil. Rio de Janeiro: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2006.

MACHADO, Sandro Lemos; RIBEIRO, Laelson Dourado; KIPERSTOK, Asher; BOTELHO, Marco Antônio Barsotelli; CARVALHO, Miriam de Fátima. Diagnóstico da Contaminação por Metais Pesados em Santo Amaro - Bahia. In: Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9 – n. 2, abr-jun 2004, p.140-155. Disponível em: <https://www. abesdn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v9n2/p140a155.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2010.

MANZONI, Patrícia; MINAS, Raul. Poluição por chumbo em Santo Amaro da Purificação. 26 mar. 2009. Disponível em: <http://jangello.unifacs.br/stoamaro/ poluicao_stoamaro.htm>. Acesso em: 09 dez. 2011.

MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL. Após "prosperidade", exploração do chumbo e prata em Adrianópolis e adjacências gera passivo ambiental e contaminação, 06 dez. 2009. Disponível em: <http://www. conflitoambiental. icict.fiocruz.br/index.php?pag=ficha& cod=166>. Acesso em: 21 nov. 2011.

MAPA DA INJUSTIÇA AMBIENTAL E SAÚDE NO BRASIL. População de Mauá da Serra impede implantação de usina recicladora de chumbo, 06 dez. 2009. Disponível em: <http://www. conflitoambiental.icict.fiocruz.br/index.php?pag= ficha&cod=167>. Acesso em: 09 dez. 2011.

MARTONI, Ligia. Índios protestam e impedem instalação de usina no norte. Paraná Online, 27 set. 2007, atualizado em 19 jul. 2008b. Disponível em: <http://www. parana-online.com.br/editoria/cidades/news/262903/?notic>. Acesso em: 09 dez. 2011.

MARTONI, Ligia. Queda-de-braço no centro-norte do Paraná. Paraná Online, 30 mar. 2007, atualizado em 19 jul. 2008a. Disponível em: <http://www.parana-online.com.br/editoria/ cidades/news/233234/?notici>. Acesso em: 09 dez. 2011.

MEYER, Sheila Telles; GENERINO, Regina Coeli Montenegro; CRISTANI, Cláudio Valentim. Áreas contaminadas pela disposição irregular de resíduos industriais perigosos – estudo de caso em Santa Catarina. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 02 -07 set. 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/eventos/abes/24cbes/Posters. pdf>. Acesso em: 12 out. 2011.

MP-PR. Ministério Público do Estado do Paraná. Técnicos discutem contaminação de chumbo no Vale do Ribeira. Relatório. Paraná, 12 ago. 2009. Disponível em: <http://www.mp.pr.gov.br/modules/noticias/makepdf.php?storyid=298>. Acesso em: 4 mar. 2010.

PARANÁ.EXTRA.COM.BR. MP anuncia liminar contra danos por chumbo: Adrianópolis, 06 jun. 2011.Disponível em:<http://paranaextra.com.br/2011/06/06/ mp-anuncia-liminar-contra-danos-por-chumbo-adrianopolis/>. Acesso em: 22 nov. 2011.

PROJETO PURIFICA. Resumo das conclusões do projeto Purifica. Proposta para remediação de áreas degradadas pela atividade extrativa do chumbo em Santo Amaro da Purificação. 2003.

REUTERS. Empresa quer reabrir mina e fundição de chumbo na Bahia, 08 mar. 2007. Disponível em: <http://noticias.uol.com.br/economia/ultnot/2007/03/08/ult29u54091.jhtm>. Acesso em: 13 set. 2012.

SAKUMA, Alice Momoyo; CAPITANI, Eduardo Mello de; FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro; MAIO, Franca Durante de; PAOLIELLO, Monica Maria Bastos; CUNHA, Fernanda Gonçalves da; DURAN, Maria Cristina. Avaliação da exposição de crianças ao arsênio em área de mineração de chumbo na Região Sudeste do Brasil. Cad. Saúde Pública [online]. 2010, v.26, n.2, p. 391-398.

SILVA, Benedito Célio Eugênio; TEIXEIRA, Juliana Ayres de A. Bião. Chumbo. Departamento Nacional de Produção Mineral, seção Bahia, Sumário Mineral 2009. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriaDocumento/SumarioMineral2008/chumbo.pdf>. Acesso em: 17 set. 2012.

SOBRAL, Luis Gonzaga Santos. Relatório de viagem a Salvador – BA 24 a 26 mar. 2008. Palestra sobre a hidrometalurgia do chumbo no fórum de "Tecnologia Limpa para Santo Amaro da Purificação". Relatório de viagem elaborado para o CETEM/MCT, mar. 2008.

VALVERDE, José. Atualidades. Ambiente. Metais pesados pagam remediação na Bahia. In: Revista Química e Derivados, n. 463, jul. 2007. Disponível em:<http://www.quimica.com.br/revista/ qd463/atualidades1.html>. Acesso em: 14 set. 2012.

Governação e Responsabilidade Social Empresarial: a necessária convivência

Carla Guapo Costa[1]
Francisco Rego Chaves Fernandes[2]

Introdução e problemática

Os anos mais recentes têm testemunhado, em vários países desenvolvidos e em desenvolvimento, um interesse claro dos investidores pelos setores ligados à exploração de recursos naturais, com destaque para a mineração e para a exploração de recursos energéticos fósseis.

Na realidade, países como o Brasil, Moçambique ou Austrália, para citar apenas alguns casos, têm realizado esforços significativos para introduzir na legislação regras condicionantes da atuação dos investidores, nacionais e estrangeiros, que fazem depender a autorização da exploração dos recursos (em particular da mineração) ao cumprimento de um conjunto de requisitos, que podem passar por pagamentos financeiros, apoio à população, construção de infraestruturas ou preocupações ambientais.

No entanto, apesar dos esforços, a análise da situação internacional permite concluir que o cumprimento desses critérios de responsabilidade social empresarial não é feito de forma muito afirmativa, verificando-se mesmo a existência de elevados passivos (econômicos, sociais, ambientais) durante o período de permanência das empresas ou depois do abandono das atividades. Por outro lado, tentamos também demonstrar que os governos dos países de acolhimento não estão totalmente isentos de responsabilidade, pois, na disputa pelo investimento, põem muitas vezes em prática políticas públicas competitivas na captação daqueles capitais, e cuja competitividade decorre, muitas vezes, na flexibilização e minoração dos critérios de proteção econômica, social ou ambiental.

Neste contexto, a estrutura do artigo centra-se na análise das Políticas Públicas de Atração de Investimento em setores de exploração de recursos minerais, elaborando em seguida sobre os modelos de governação e o conceito de Responsabilidade Social Empresarial (RSE) no setor da mineração. Introduzimos como paradigma da necessidade de articulação da RSE com a capacidade institucional e de governança

---

1 Professora Associada do ISCSP – Instituto Superior de Ciências Sociais e Políticas, da Universidade Técnica de Lisboa, Portugal.

2 Tecnologista Senior do CETEM/MCTI.

dos países receptores do investimento, o caso da *Metaleurop Nord*, famoso pelos efeitos de contaminação por chumbo que gerou no noroeste da França e também pelas políticas de remediação que foram aplicadas para resolver ou, pelo menos, minorar o problema. No âmbito do Projeto Santo Amaro, o caso da *Metaleurop Nord* assume uma importância acrescida, por se tratar do mesmo grupo empresarial que detinha a usina de mineração na cidade de Santo Amaro, a Plumbum.

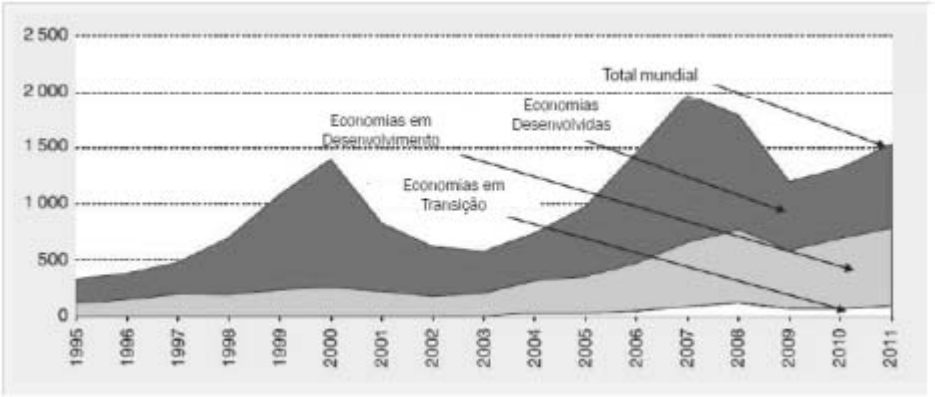
A globalização e os fluxos internacionais de capital

A internacionalização das economias, que tradicionalmente se caracterizava fundamentalmente pelos fluxos de comércio externo, traduz-se atualmente numa intensificação dos movimentos internacionais de fluxos de capitais, constituindo, estes últimos, um instrumento prioritário dessa internacionalização. Efetivamente, os fluxos de capitais que circulam, sem restrições, entre as várias regiões do globo, constituem, neste momento, os mais importantes sinais do processo de globalização. Desde meados da década de 1980, esses fluxos registram um crescimento muito superior aos fluxos de comércio internacional, e, em escala ainda maior, da produção mundial realizada (COSTA, 2005).

Neste âmbito, é interessante destacar a importância da atuação das Empresas Transnacionais (ETN), que, sob várias perspectivas, acabam por ser os principais agentes da globalização, sendo, igualmente, as maiores beneficiárias (COHN, 2008). Na verdade, as ETN, que, pela importância assumida na economia internacional, transformaram-se em veículos de (des)articulação das relações econômicas internacionais, exercendo grande influência sobre os estados emissores e receptores, nomeadamente no que respeita à conceção e implementação de políticas públicas favoráveis à sua atuação, levando à redefinição das relações tradicionais entre estados e empresas e à emergência de uma nova diplomacia econômica (CARRIÈRE, 1998). Entre os fatores que terão exercido maior influência no aumento do Investimento Direto Estrangeiro (IDE) mundial destacam-se, nomeadamente a partir dos anos de 1980, a re-emergência da ortodoxia neoliberal, que concede uma maior liberdade de ação às ETN para expandir as suas atividades, no contexto de uma maior desregulamentação da atividade econômica, dos processos de privatizações e da abolição das restrições à circulação dos fluxos de capital (COSTA, 2009).

Como podemos verificar pela análise da Figura 1, a volatilidade dos fluxos de IDE constitui uma característica predominante na evolução dos mesmos. Verifica-se uma tendência para acompanhamento intenso do ciclo econômico, crescendo fortemente em anos de crescimento econômico generalizado, e abrandando em períodos de desaceleração. Em 2011, último ano para o qual existem dados disponíveis, verificou-se um aumento de 16% em 2010, refletindo a existência de lucros mais elevados por parte das empresas transnacionais, e o maior crescimento econômico por parte das economias em desenvolvimento (UNCTAD, 2012). No caso das economias em desenvolvimento e em processo de transição, que registraram um aumento de 12%,

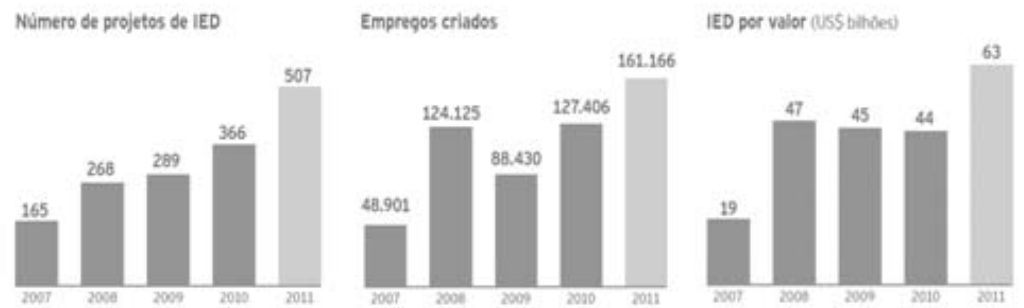
ocorreu um aumento dos projetos envolvendo investimentos de raíz (*greenfield investments*), enquanto as economias desenvolvidas (com um aumento de mais de 20% em 2010) testemunharam a expansão de movimentos de fusão e aquisição transfronteiriços.



Fonte: UNCTAD, 2012.

Figura 1 – Investimentos Diretos Estrangeiros (IDE) mundial, entre 1995 e 2011, mil milhões de dólares.

Quando analisamos o protagonismo de países e regiões, para além do grupo das economias desenvolvidas, que absorve cerca de 70% dos fluxos mundiais de IDE, evidenciam-se alguns países pertencentes ao grupo dos emergentes, como sendo dos principais receptores de IDE a nível global (UNCTAD, 2012). Os casos da China e do Brasil são os mais significativos, tendo recebido, respetivamente, 15,5% e 4,5% do total (31% dos fluxos de IDE na região da América Latina e Caraíbas), o que os torna líderes incontestados das respectivas regiões.



Fonte: Ernst & Young, 2012

Figura 2 - Investimentos Diretos Estrangeiros (IDE) no Brasil, uma evolução sustentada nos últimos anos.

De acordo com dados da consultora internacional *Ernst and Young*, registrou-se um aumento do número de projetos de IDE em 39% em 2010, acompanhando o crescimento do valor dos fluxos de IDE. Este aumento deve-se, fundamentalmente, ao reforço das condições de atração da economia brasileira, como o dinamismo da procura interna (alimentada pelo reforço da classe média), o anúncio de grandes eventos internacionais que necessitam de fortes investimentos em infraestruturas físicas (Copa do Mundo da FIFA de 2014 e os Jogos Olímpicos de 2016) e enormes reservas inexploradas de recursos naturais. Uma componente fundamental para a atração de IDE reside nas políticas públicas desenvolvidas pelo governo brasileiro de estímulo aos investimentos estrangeiros, de onde se destacam os incentivos fiscais centrados na produção e conteúdos locais, a simplificação de procedimentos de licenciamento e da estrutura regulatória, crédito subsidiado e acesso facilitado ao financiamento.

Sector/industry	Distribution shares	Growth rates	
		2011 compared with 2010	2011 compared with pre-crisis average (2005–2007)
Total	**100**	**15**	**-12**
Primary	**14**	**46**	**50**
Mining, quarrying and petroleum	14	51	53
Manufacturing	**46**	**7**	**-1**
Food, beverages and tobacco	6	18	40
Coke, petroleum and nuclear fuel	4	-37	-30
Chemicals and chemical products	10	65	25
Electrical and electronic equipment	5	-8	-26
Motor vehicles and other transport equipment	6	-15	10
Services	**40**	**15**	**-31**
Electricity, gas and water	8	43	6
Transport, storage and communications	8	38	-31
Finance	6	13	-52
Business services	8	8	-33

Fonte: UNCTAD, 2012.

Figura 3 - Distribuição sectorial do Investimentos Diretos Estrangeiros (IDE) em 2011.

A distribuição setorial do IDE, em 2011, também revela dados interessantes para o nosso trabalho. Assim, o setor primário, que engloba as atividades de mineração, extração de pedras naturais e de petróleo, foi aquele que registrou maior taxa de crescimento em 2010, 46% de acréscimo dos fluxos de capital estrangeiro, tendo estas atividades registrado um aumento de 51%, o que traduz, claramente, o interesse dos investidores na exploração deste tipo de recursos, e o potencial de crescimento do setor, que representa, atualmente, 14% do total das preferências dos investidores (UNCTAD, 2012).

Em termos de vantagens comparativas, o Brasil detém uma das maiores concentrações mundiais de minerais, que origina a sexta maior produção mineral do mundo, detendo posições de liderança na produção de várias *commodities*: é o maior produtor mundial de nióbio; o segundo maior produtor de minério de ferro e tantalita; o terceiro maior produtor de bauxita; e o quinto maior produtor de cobre, estanho e caulim. O setor mineral contribui para 4,2% do PIB e 20% do total das exportações brasileiras, gerando um milhão de empregos diretos, o equivalente a 8% dos empregos da indústria (PNM, 2011). O país destaca-se internacionalmente como produtor de nióbio, minério de ferro, bauxita, manganês e vários outros bens minerais. Apesar de o setor brasileiro de mineração ter sido afetado pela crise financeira de 2008, as companhias vêm aumentando seu investimento desde então. De acordo com o relatório da *Ernst & Young*, o setor de mineração e metais do Brasil foi responsável pela captação de 35 projetos de IDE em 2011, ou seja 7% do total de projetos financiados por capital estrangeiro no país.

Concentradas nas regiões sudeste e sul do país, as empresas que exploram os recursos minerais em território brasileiro englobam ETN de capitais maioritariamente estrangeiros (britânicos, australianos, canadenses), mas também existem grandes *players* de origem nacional, como a Vale do Rio Doce, Grupo Camargo Corrêa, Gerdau, Grupo Votorantim, entre outros.

Embora apresente perspectivas muito otimistas de crescimento, o setor de recursos minerais brasileiro apresenta alguns riscos significativos, como a excessiva dependência da exportação de *commodities*, como o comércio com a China, com todos os custos da volatilidade habitualmente associada a esses mercados, assim como a falta de infraestruturas físicas e humanas e a complexidade do enquadramento regulatório podem atuar como fatores desestimulantes do investimento estrangeiro. Apesar disso, o governo pôs em marcha um ambicioso Plano de Mineração até 2030, que prevê investimentos muito significativos e a triplicação da produção nacional de ouro, ferro e cobre até ao ano referido, assim como a dinamização da exploração mineral na Amazônia, criando condições para a facilitação das trocas através da implementação de uma zona de comércio livre. (PNM, 2011).

Este Plano Nacional de Mineração – 2030 deverá servir como referência para definir o planejamento estratégico do setor mineral brasileiro nos próximos 20 anos, no contexto das políticas ambientais e industriais, com o objetivo comum de promover o desenvolvimento sustentável do Brasil (PNM, 2011). O Plano centra-se em três vetores fundamentais:

- uma governação pública eficaz, para promover o uso dos bens minerais extraídos no país, no interesse nacional, incluindo a consolidação do novo marco regulatório do setor mineral, com a criação do Conselho Nacional de Política Mineral, mudanças no modelo de concessão, a criação da Agência Nacional de Mineração, e a revisão da política para a Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (os *royalties* da mineração);

- agregação de valor e adensamento de conhecimento em todas as etapas da cadeia produtiva mineral, desde a geologia até a mineração e a transformação mineral, pelo estímulo à expansão de cadeias produtivas minerais no país, melhorando o rendimento, o emprego e a inovação tecnológica.
- assumir a sustentabilidade como premissa fundamental, pela manutenção da qualidade ambiental do território, citadas na Agenda 21.

Políticas públicas de atração de IDE: concorrência aguerrida e pouco transparente

Nos últimos anos, no contexto da globalização financeira e do apogeu do capitalismo liberal, o investimento privado, nacional e, principalmente, estrangeiro, é visto como fator de dinamização do crescimento econômico, devido aos efeitos, potencialmente positivos e dinamizadores sobre o conjunto da economia, a saber: transferência de tecnologia, criação de emprego, desenvolvimento de infraestruturas físicas e humanas, melhoria da produtividade dos fatores de produção e reformulação do perfil das exportações, melhorando o conteúdo em termos de valor acrescentado, e permitindo um ganho global nos termos de troca, principalmente para as economias menos desenvolvidas.

Mas grande parte dos países concebeu e implementou políticas de atração do IDE, nem sempre coincidentes com as necessidades das economias domésticas, tendo a concorrência entre os países em desenvolvimento e economias emergentes para captação dos fluxos de capital levado à definição de políticas permissivas, e mesmo predatórias, que, em muitos casos, tiveram uma influência nefasta sobre as economias de acolhimento (FORSTATER *et al*, 2010).

Para além das políticas comerciais, os países em desenvolvimento oferecem uma grande variedade de apoios às empresas estrangeiras, tais como incentivos fiscais, isenção ou redução de direitos sobre as importações de componentes ou promoção de exportações.

No entanto, não há uma evidência conclusiva de que estes incentivos tenham importância na decisão de investimento das empresas estrangeiras.

Os países em desenvolvimento podem ser compelidos a oferecer tais incentivos devido à concorrência, já que se nenhum país oferecer tais incentivos, a decisão de IDE será baseada na dotação de recursos de cada país e nas condições mais eficientes que eles proporcionam (COSTA, 2005).

O Brasil não constitui exceção a esta tendência, já que é consensual entre vários autores registrar que o protecionismo constitui um dos elementos mais marcantes da economia brasileira desde o início dos anos 1930, até à liberalização da atividade econômica, que marcou a década de 1990 (COSTA, 2005).

Um outro poderoso fator de atração do IDE é, naturalmente, a disponibilidade de recursos naturais, energéticos e afins. Os dados disponíveis apontam para a concentração dos fluxos de IDE num sentido norte-sul, ou seja, os países de origem eram as grandes potências europeias, os EUA, Canadá e Japão, enquanto os de acolhimento se situavam na Ásia, África e América Latina, evidenciando um fraco nível de desenvolvimento econômico. Este tipo de IDE centrava-se em indústrias que tiravam partido da exploração dos recursos naturais.

A importância decrescente dos recursos naturais nos anos que se seguiram à II Guerra Mundial, assim como a emergência de novos países independentes abundantemente dotados de recursos naturais e pouco receptivos ao IDE, levaram a um declínio no tipo de IDE que se deslocalizava em busca de recursos naturais (UNCTAD, 1999), que, no entanto, tem vindo a registrar um notável crescimento nos anos mais recentes.

A capacidade institucional e a qualidade da governação

Um dos principais objetivos da Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, que teve lugar no Rio de Janeiro, em 1992, foi o de estabelecer um conjunto de princípios comuns e compromissos entre os vários países para definir e implementar processos de desenvolvimento sustentável por todo o globo. Esta conferência deu origem à famosa *Agenda 21*, que apelava a uma cooperação reforçada entre países desenvolvidos e em desenvolvimento naquele domínio específico, dados os custos da sustentabilidade ambiental e social, e reconhecendo a necessidade do envolvimento de vários atores, para além dos estados nacionais, como os atores não governamentais, associações profissionais e entidades acadêmicas e científicas.

Como referem Freitas *et al* (2001), esta participação em rede confere à questão da sustentabilidade uma dimensão não só de governabilidade, mas também de capacidade de governação, ao nível nacional e internacional, para o aumento de uma responsabilidade coletiva.

No caso dos países em desenvolvimento, a situação torna-se ainda mais complexa, já que, de acordo com Freitas *et al* (2001), estes países defrontam-se com dois tipos de vulnerabilidades: a maior parte das regras e especificidades técnicas e científicas relativas à sustentabilidade são definidas no contexto dos países mais desenvolvidos, existem muitas dificuldades por parte dos países em desenvolvimento de conseguir congregar os recursos técnicos, econômicos e humanos para avaliar as situações de risco e implementar medidas corretivas.

Não só as populações são mais vulneráveis aos danos ambientais, até pela sua fraca formação e exclusão social, mas as próprias instituições públicas revelam uma fragilidade acrescida, dadas as deficiências estruturais em temos de definição e

implementação de políticas públicas, processos de tomada de decisão e disponibilidade de meios para detectar e prevenir situações de risco.

A falta de legislação adequada, o desequilíbrio de forças entre os intervenientes no processo (governos locais e instituições públicas *versus* grandes empresas e interesses instalados) e o desconhecimento das populações afetadas gera uma assimetria de informação muito grande, que lesa principalmente os mais vulneráveis.

O caso do Brasil não constitui exceção, combinando a vulnerabilidade institucional e a complexidade no processo de tomada de decisão com a escassez de meios técnicos e humanos disponíveis, tornando as populações, em risco de exclusão social, mais expostas a riscos em termos de saúde pública e degradação ambiental, em presença de práticas empresariais (nomeadamente na exploração dos recursos naturais) menos responsáveis (FREITAS *et al*, 2001).

A doença holandesa ou a maldição dos recursos naturais

O setor da exploração de recursos naturais (com destaque para a mineração) não constitui exceção a este tipo de comportamento, aumentando o potencial de ocorrência da '*doença holandesa*', com todos os vícios que a mesma acarreta, como sejam o desvio de recursos, corrupção e conflitos, a volatilidade econômica, o reforço da especialização primária do aparelho produtivo, os impactos locais prejudiciais e as políticas públicas de fraca qualidade (CORDEN, 1984).

Na verdade, os recursos naturais e a riqueza mineral podem constituir um poderoso catalisador do processo de desenvolvimento, agregando investimento, emprego e receita para o estado receptor. No entanto, muitos países dotados de recursos naturais abundantes não têm conseguido sair das armadilhas do subdesenvolvimento, da má gestão política e da corrupção instalada, pelo que, em muitos casos, a descoberta de petróleo ou de recursos minerais não levou à prosperidade sustentável, mas antes ao conflito político e à ruptura econômica (FORSTATER *et al*, 2010).

Tal fato ficou conhecido na literatura como a denominada '*maldição da abundância*' ou a *praga dos recursos naturais*, mais conhecida pela '*doença holandesa*', traduzindo o fato de países ricos em recursos naturais terem sido incapazes de utilizar essa riqueza para melhorar a situação econômica doméstica.

Os principais fatores disruptivos são a possibilidade de corrupção e peculato, já que os fluxos monetários provenientes da exploração dos recursos naturais podem ser facilmente apropriados para uso indevido e fraudulento, de uma forma mais fácil do que os ganhos derivados do comércio internacional; a volatilidade econômica, já que uma dependência excessiva das receitas de exportação centradas nos recursos naturais e em *commodities* deixa as economias muito vulneráveis à evolução do ciclo económico, dificultando a definição de politicas econômicas mais sustentadas e induzindo à deterioração do clima de negocios.

O afluxo de grandes quantidades de dinheiro pode levar a uma apreciação da moeda, o que torna menos rentável a exportação de produtos agrícolas e de bens manufaturados, levando a uma excessiva especialização exportadora no setor dos recursos minerais, o que, a longo prazo, compromete a sustentabilidade do próprio processo de desenvolvimento, num fenômeno que vários autores denominam de especialização reversa (BRESSER-PEREIRA, 2008).

Um outro problema tem a ver com a fraca qualidade das políticas públicas, já que muitos países com abundância de recursos naturais são muitas vezes afetados por deficientes estruturas institucionais. A aparente facilidade de arrecadação proveniente da exploração dos recursos naturais leva muitas vezes os governos a menosprezar outros setores de atividade, a negligenciar as obrigações e os contratos sociais que devem existir entre as empresas e os seus trabalhadores.

Finalmente, a exploração de recursos naturais pode ter impactos muito negativos sobre a economia local, originando a desestruturação de setores da economia doméstica, e agravando as condições socio-econômicas da população. No caso brasileiro, vários autores têm alertado para os riscos da excessiva concentração do minério de ferro na pauta de exportações de bens minerais, destinadas, na sua maior parte a um único comprador, a China. De acordo com o PNM, em 1990, a China importava 2% do minério de ferro brasileiro e esta substância representava 5% nas exportações totais brasileiras. Duas décadas depois, em 2009, esses percentuais passaram para 59% e 9%, respetivamente (PNM; 2011), configurando, potencialmente, um risco de "especialização reversa" da pauta de exportações: de acordo com dados do IPEA (2009), em 2000, 42% dos bens exportados estavam classificados como *commodities* e bens energéticos, enquanto os bens de média e alta intensidade tecnológica correspondiam a 36% das exportações. Em 2008, essas percentagens passaram para 56% e 27%, respetivamente (PNM, 2011).

Em síntese, é uma condição imprescindível para prevenir ou minimizar os efeitos da '*doença holandesa*' que exista uma forte capacidade de governação e uma arquitetura institucional robusta, para que os desafios do desenvolvimento coletivo se sobreponham aos interesses particulares ou de grupos de interesse. Infelizmente, não é o que acontece na maior parte dos casos, sendo a qualidade da governação bastante débil.

Nos anos mais recentes, tem emergido um consenso internacional sobre o conjunto de medidas a serem empreendidas de modo que a exploração dos recursos naturais possa, efetivamente, contribuir para o desenvolvimento sustentável.

Por um lado, por em prática um conjunto de medidas de salvaguarda social e ambiental, de modo a reduzir os impactos sociais mais negativos (deslocalização das populações, perda de emprego, fraca ligação com a atividade local), mitigar os danos ambientais e lutar contra a corrupção.

Os recursos naturais são, por definição, localmente esgotáveis, pelo que o grande desafio em termos de políticas públicas será o de criar condições para desenvolver uma economia local sustentável, que sobreviva à insustentabilidade dos recursos naturais, em termos de criação de emprego, de envolvimento dos parceiros locais, da criação de infraestruturas e da criação de capacidade institucional e governativa, aproveitando as receitas da exploração dos recursos naturais para financiar esses objetivos (Figura 4).

Figura 4 - Desafios à (in)sustentabilidade dos recursos naturais

O conceito de Responsabilidade Social Empresarial (RSE)

É um conceito recente, que começa a assumir uma maior importância nos anos 1990, com o aumento do protagonismo das empresas transnacionais na economia global, e nos países de acolhimento em particular. Está intimamente ligado ao processo de globalização, e às suas consequências negativas, do ponto de vista social: decorre da concorrência desenfreada dos países pela captação de capitais externos, e pela dificuldade em responsabilizar as ETN, cada vez mais globalizadas, pelas suas ações concretas num determinado país. Em vários países, a emergência de preocupações com a sustentabilidade ambiental e social leva à necessidade de equacionar uma ação conjunta entre ETN, governos e organizações internacionais, no sentido de definir ações que promovam a RSE, numa dinâmica de rede e interação entre os vários agentes.

São necessárias formas alternativas de regulação, que não passem somente pela atuação dos governos, mas envolvam também as próprias ETN, monitorizadas pela sociedade civil. Como refere Fernandes (2006), a responsabilidade social é um conceito amplo, porque diz respeito à empresa se empenhar na construção de uma sociedade mais justa e ambientalmente sustentável, incluindo questões relacionadas

a direitos humanos, trabalho, relações com a comunidade e a sociedade e relações entre fornecedores, fornecedores de seus fornecedores e consumidores

Embora a RSE tenha emergido diferenciada em vários países, incorporando elementos da cultura de negócios local, é possível detectar um padrão de evolução mais ou menos comum em vários países. A primeira geração de práticas de RSE é geralmente caracterizada por um conjunto de práticas *ad-hoc*, de resposta a questões ambientais e a ameaças sobre o desenvolvimento do negócio. A segunda geração já testemunha o empenho das várias empresas a introduzir uma abordagem mais profissionalizante, definindo compromissos e objetivos, e reportando o impacto dos mesmos sobre a respectiva performance. A terceira geração pressupõe que as empresas definam as suas estratégias negociais no contexto do desenvolvimento sustentável, o que implica contribuírem ativamente para criar impactos positivos sobre as condições de vida dos habitantes locais e sobre o ambiente.

Entre os fatores determinantes para a construção da RSE, destacamos a rápida globalização da economia, com efeitos na sociedade, ambiente e estratégias empresariais; o declínio da influência estatal na esfera pública, ascensão do neoliberalismo nos anos 1980 e a consequente transposição do poder governativo para a sociedade civil. A formulação da *business ethics* (acadêmicos, *policy-makers*, ETN): a própria ETN reconhece os ganhos que terá, para a imagem pública, da definição de uma politica de RSE.

Na verdade, não existe uma definição global, mas um tema comum: preencher um conjunto de requisitos legais e expectativas ampliadas dos *stakeholders*, de modo a contribuir para uma sociedade mais equitativa e harmoniosa, através de ações no local de trabalho, nos mercados, na comunidade e através de políticas públicas e de parcerias entre os vários membros da sociedade civil. Como refere Fernandes (2006), existe uma relativa contradição, entre a atuação do empresariado que na média já incorporou bem razoavelmente o ambiental e utiliza o desenvolvimento sustentável como uma palavra chave incluída em todos os seus textos das estratégias empresariais, mas que em relação ao social, na média, só aceita pouco mais do que um mínimo no que se refere a todas as suas obrigações legais.

Entre os vários contribuintes para a definição, destacamos a posição oficial do governo chinês, que enfatiza a responsabilidade das empresas perante a sociedade civil e o ambiente, considerando que as empresas, ao mesmo tempo que desempenham a sua função principal de criar valor, têm de prestar contas aos acionistas, trabalhadores, consumidores, fornecedores, a comunidade no seu conjunto e os *stakeholders*, em geral, assim como proteger o ambiente.

Como verificamos, a RSE é encarada, do ponto de vista do discurso oficial, numa posição holística, integrada. Por seu turno, o governo britânico procura conjugar interesses competitivos e interesse social, em busca do desenvolvimento sustentável. Tal concepção prevê que as empresas desenvolvam práticas de RSE que implicam em

uma atuação voluntária, para além dos critérios mínimos legais, no respeito pelos interesses competitivos e pela sociedade no seu conjunto. Finalmente, o Banco Mundial percebe a RSE como uma convergência de interesses de todos os intervenientes sociais, de modo a melhorar o contexto de atuação dos agentes econômicos empresariais e da qualidade de vida da comunidade.

No caso do Brasil, como refere Kirshner (2009), a par de situações que relatam uma ausência de efetiva RSE, existem casos de empresas que desenvolvem uma atuação virada para a comunidade, assumindo responsabilidades que se estendem para além das suas atividades habituais. A título de exemplo, relatamos o caso da ETN *Alcoa* e o projeto *Viva a vida*, em que a empresa ajuda a construir um conjunto de pilares de atuação social, promovendo iniciativas nos domínios da saúde, segurança, alimentação e cultura da comunidade, agindo através da mudança de hábitos dos próprios habitantes locais. A *Unilever* e o projeto *Mais vida,* que desenvolveu várias intervenções no município de Araçoiaba (Recife, PE), caracterizado por uma profunda pobreza e depauperação, com vista à melhoria das condições de vida da população local, alavancando projetos de desenvolvimento sustentável, promovendo ações sociais e de capacitação profissional e colaborando com organizações ambientais. A empresa aderiu a uma iniciativa do movimento *Greenpeace*, em 2008, apelando à suspensão do corte de palmeiras, mesmo sendo uma das principais utilizadoras do óleo de palma para o fabrico de produtos de higiene. Essas atividades, que procuram minimizar os efeitos sociais e ambientais do extrativismo, envolvem melhorias na rede escolar, habitação e infraestruturas locais.

Estes casos enfatizam o papel que a interrelação entre estas grandes empresas e as comunidades locais pode ter como contribuinte para o desenvolvimento, ao mesmo tempo, expõem as fragilidades dos poderes públicos em dinamizar essas redes de cooperação: tudo depende da iniciativa e empenho das empresas envolvidas, numa situação que é característica de grande parte dos países em desenvolvimento com grandes dotações de recursos naturais. As ETN, por definição, atuam em zonas de jurisdição transversal, pelo que são menos suscetíveis a serem condicionadas por normativos dos países de acolhimento. Neste contexto, torna-se ainda mais fundamental a construção de redes de atores, formados por vários atores da sociedade civil (empresas, governos, agências, consumidores, fornecedores, ONG, comunidade em geral), que induza a práticas empresariais condizentes ao desenvolvimento sustentável (ver Figura 2).

Por outro lado, como referem Gifford *et al* (2010), historicamente os países em desenvolvimento onde estavam instaladas grandes ETN não tinham grande influência sobre a atividade dessas empresas, mesmo nos seus próprios territórios, dada a dimensão e poder daquelas e a fraqueza das arquiteturas institucionais autóctones. Com o advento da internet e da globalização dos meios de comunicação social, da proliferação de ONGs e de fundações e associações da sociedade civil, a atividade daqueles agentes econômicos tornou-se mais exposta à avaliação da

sociedade internacional, o que aumenta a sua responsabilidade social face aos territórios onde estão instalados. O impacto da atuação das ETN, particularmente do ponto de vista social e ambiental nas regiões de exploração dos recursos naturais, e a pressão da opinião pública internacional, mais do que das autoridades locais, levou muitas daquelas empresas a desenvolverem esforços conjuntos com parceiros locais, muitas vezes não tradicionais (tribos, por exemplo) para desenvolver estratégias de RSE.

Fonte: Adaptado de Gonzalez-Perez *et al* (2011)

Figura 2 - A rede da Responsabilidade Social Empresarial (RSE).

Ao contrário do que acontecia há cerca de 30 anos, as práticas de sustentabilidade estão se tornando uma fonte de vantagens competitivas para as empresas no setor da mineração, aportando benefícios para a imagem da empresa e maior facilidade de acesso aos recursos, enquanto o surgimento de acordos e organismos internacionais fomentam o desenvolvimento da RSE: são exemplos mais significativos a criação da Comissão Internacional de Mineração e Metais, em 2001, e a formação da *United Nations Global Compact*, em 2002, em que os respetivos membros, as ETN, se comprometem a desenvolver práticas negociais social e ambientalmente responsáveis. A própria OCDE lançou, em 2000, o *Guia para a Atuação das Empresas Multinacionais*, onde estão listados os requisitos e padrões que as empresas devem assegurar voluntariamente, em áreas como o emprego e as relações industriais, os direitos humanos, ambiente, combate à corrupção, interesse dos consumidores ou inovação e desenvolvimento.

Como é natural, a motivação das ETN para participar neste tipo de iniciativa não é orientada, exclusiva ou mesmo primariamente, por fins altruístas ou humanitários. Existe uma preocupação com a imagem pública da empresa, face à crescente exposição na mídia e ao acréscimo das preocupações com a sustentabilidade no seio da opinião pública internacional. Por outro lado, as empresas que promoverem ações de RSE podem ter um acesso privilegiado a determinado tipo de recurso, conseguem diminuir os custos de transações pelas boas relações com as instituições e com os responsáveis governamentais locais, aumentar os ganhos de eficiência na adoção de equipamentos menos poluentes, por exemplo.

Como refere Fernandes (2006), nos anos 2000, pode-se afirmar que a responsabilidade socioambiental, não é um adendro, um apêndice facultativo às atividades estratégicas da empresa, mas sim é a forma como uma empresa é gerida no contexto da globalização e é hoje um referencial competitivo para as empresas de todos os segmentos de mercado. Este fator possui importância estratégica, e poderá, num futuro próximo, ser tão importante como a qualidade, a competitividade, os preços e a capacidade de atrair mão-de-obra altamente qualificada.

7. O caso da *Metaleurop*: da França a Santo Amaro, a importância da governação

A problemática

Um dos casos mais famoso de poluição resultante de contaminação por chumbo é o da empresa *Metaleurop Nord*, cuja atividade afetou, durante mais de um século, uma região do noroeste da França, o Nord Pas de Calais, e se tornou emblemática pelas implicações que teve de articulação da RSE com a capacidade institucional e de governação. Cobrindo uma área de cerca de 120 km^2, a região foi dominada pela exploração de duas grandes empresas metalúrgicas: *Metaleurop* e *Nyrstar* . Durante mais de um século, as duas fábricas, com atividades relacionadas com a extração do carvão e com atividades metalúrgicas, emitiram para a atmosfera quantidades consideráveis de elementos metálicos, contaminando solos, ar, água e rios (chumbo, cádmio, zinco). Os rejeitos aquíferos e o transporte fluvial dos minerais originaram uma forte contaminação dos sedimentos do Canal de Deule, que passa pela região onde estiveram situadas as duas fábricas, a *Metaleurop* em Noyelles-Godault e a *Nyrstar* em Auby, distando menos de quatro quilômetros uma da outra, como se pode ver pela figura 3, ao longo do Canal de Dêule.

As origens da *Metaleurop* remontam a 1894, quando a empresa francesa *Malfidano*, instala na região de Nord Pas de Calais uma metalurgia para tratar minerais de zinco. Essa fábrica, localizada especificamente na cidade de Noyelles-Godault, foi ocupada pelos alemães, e utilizada como um depósito de munições durante a I Guerra Mundial, tendo sido completamente destruída por bombardeios em 1917. A empresa renasceu em 1920, com a compra por parte da empresa francesa *Penarroya*,

tornando-se rapidamente um dos maiores produtores mundiais de chumbo e zinco, a que se juntaram mais tarde as produções de germanium, índio e trióxido de antimônio, a partir de 1976. A importância da região é muito considerável: era responsável por 2/3 da produção nacional de chumbo, 1/3 da produção de zinco, sendo também o primeiro produtor mundial de germanium e de indío, a que se juntavam as produções de cádmio, prata e arsênico, entre outras (SAFIR, 2012).

Figura 3 - Bacia metalúrgica em Nord Pad de Calais, com as duas empresas, *Metaleurop* e *Nyrstar*.

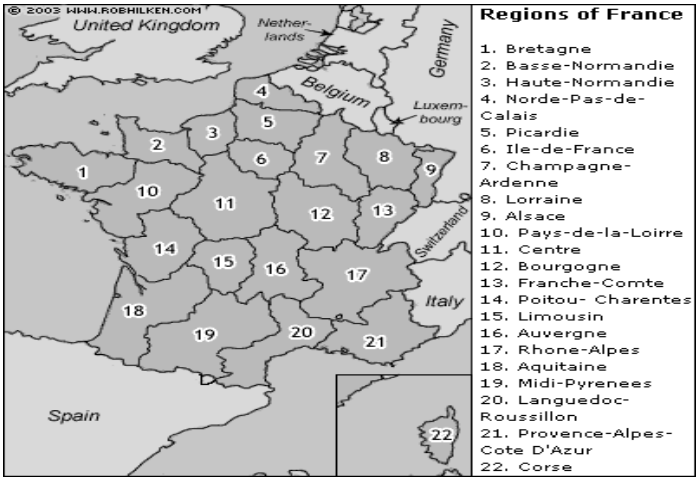


Figura 4 - A região de Nord Pas de Calais e a cidade de Noyelles-Godault

Em 1988, foi criada a *Metaleurop*, através da fusão da *Penarroya*, e de uma empresa de metais não ferrosos alemã, *Preussag*.

Nos anos 1980, a empresa já constituía uma unidade de produção que causava grandes níveis de poluição, nos solos, no ar, na água e nos seres humanos. A partir dos anos 1970, já como resposta à poluição que afetava os solos e a água, são desenvolvidos trabalhos de remediação, que visavam a redução dos resíduos, como a filtração dos fumos ou o tratamento de águas.

No entanto, e apesar das medidas, a quantidade de rejeitos permanecia assustadoramente perigosa; em 2001, o complexo produzia 18,3 toneladas de chumbo, 26 toneladas de zinco, 0,8 de cádmio, 6800 de dióxido de enxofre e ainda 10 a 15 toneladas de rejeitos indiferenciados.

Para, além disso, o sistema de filtração adotado tinha um efeito perverso, pois permitia a passagem das partículas mais finas, justamente aquelas que são mais assimiláveis pelo organismo humano, em particular o das crianças, que foram particularmente afetadas pelo saturnismo, nos municípios de Courcelles-les-Lens, Dourges, Evin Malmaison, Leforest e Noyelles-Godault. O programa de avaliação do saturnismo identificou 11% das crianças registrando uma taxa de chumbo no sangue superior a 100 µg/por litro de sangue, o máximo aceitável, especialmente na cidade de Evin Malmaison, onde a taxa atingiu uns assustadores 25% de crianças com um nível de chumbo no sangue 40 vezes superior ao aceitável (FRANGI; RICHAR, 1997) . De acordo com a DIRE (Direção Regional da Indústria, Pesquisa e Ambiente), serão necessários entre 5000 a 10000 anos para descontaminar as áreas poluídas. As pesquisas desenvolvidas ao longo dos últimos 15 anos para identificar casos de envenenamento por chumbo na região revelaram a existência de 260 ocorrências, em crianças, enquanto, entre 1996 e 2001, foram registrados 36 casos de envenenamento entre os trabalhadores da fábrica, tendo outros 172 sido considerados inaptos para a atividade profissional (SAFIR, 2012).

No entanto, as várias campanhas desenvolvidas para lutar contra o saturnismo revelaram uma queda dos níveis de chumbo no sangue depois do fechamento da fábrica : em 2000, 27 crianças tinham uma taxa de chumbo no sangue superior a 100 µg/por litro de sangue; em 2002, registravam-se 30 crianças com esse valores, 32 em 2003, tendo o número baixado para 7 em 2004 (já depois do encerramento do complexo) e 1 criança em 2006, embora houvesse registros de um número significativo de crianças com níveis muito próximos do máximo permitido. Em 2009, os níveis de chumbo presentes no sangue de crianças pequenas ainda eram superiores aos admissíveis pela Organização Mundial de Saúde.

Há ainda que se registrar os acentuados níveis de poluição da água e dos solos, que teriam alcançado uma área superior a 45 quilômetros quadrados, tornando a terra imprópria para culturas ou pecuária.

Na sequência de dois acidentes graves, em 1993 e 1994, que provocaram a morte de uma dezena de trabalhadores da empresa, o acionista principal, a *Preussag*, retira-se do capital da *Metaleurop*, sendo substituída pela *Glencore*, empresa conhecida pelas suas atividades na exploração de matérias-primas, dando origem à empresa *Metaleurop Nord*. Vários registros mencionam que a *Metaleurop* transferiu para a *Metaleurop Nord* as perdas financeiras associadas aos dois acidentes, o que, num contexto de baixa generalizada dos preços mundiais de *commodities*, não terá contribuído para a saúde financeira da empresa. Depois de efetuar mais de duas centenas de despesas, a empresa mãe decide encerrar o complexo industrial de Noyelles-Godault, justificando a ausência de financiamento por parte do setor financeiro e a necessidade de garantir a estabilidade financeira do grupo. No início de 2003, a empresa solicita a declaração de falência junto do Tribunal de Primeira Instância de Béthune, sendo a sentença proferida dois meses depois. Todo o complexo industrial é encerrado, lançando no desemprego 830 trabalhadores e deixando um aterrador passivo ambiental: a região é considerada a mais poluída em todo o território francês, já que na altura do encerramento, a fábrica ainda emitia 50 quilogramas de chumbo por dia.

Os representantes sindicais formalizaram uma ação junto ao tribunal de Béthune, em abril de 2003, com o objetivo de liquidar os bens da empresa mãe, *Metaleurop*, e obrigar a empresa a assumir as suas responsabilidades legais :um plano de seguros aos trabalhadores despedidos, o pagamento a dezenas de subcontratados e o financiamento da recuperação ambiental da região afetada. O tribunal rejeitou a ação, e os trabalhadores viram-se obrigados a aceitar um plano social, financiado pelo governo francês e pela SGS (Seguro de Garantia dos Salários), financiado pelo MEDEF, a federação francesa de empresários, com valores muito mais reduzidos do que os solicitados anteriormente (SAFIR, 2012).

A remediação

O encerramento do complexo industrial da *Metaleurop Nord* originou um conjunto de consequências devastadoras sociais, econômicas e ambientais, que não foram resolvidas, como testemunhamos acima, por práticas de Responsabilidade Social Empresarial por parte da empresa envolvida.

Neste contexto, a prefeitura de Nord Pas de Calais encarrega a ADEME – Agência para o Ambiente e Energia francesa de programar um conjunto de medidas de gestão do risco, envolvendo agentes da sociedade civil, Municípios, várias universidades francesas de renome, agências nacionais de proteção ambiental e vultosos fundos comunitários, para resolver o problema.

O encerramento da *Metaleurop* significou o desemprego de 830 trabalhadores, aumentando a taxa de desemprego na região para 30% (40% para os mais jovens), um conjunto de tradições familiares que se quebram (varias gerações trabalharam na empresa ao longo de mais de século), e ainda uma perda de 3 milhões de euros em

receitas provenientes de taxas profissionais para os municípios em causa, nomeadamente Noyelle-Godault e Courcelle-les-Lens.

Do ponto de vista ambiental, as consequências são também devastadoras, com uma empresa obsoleta e uma fábrica onde se acumularam várias dezenas de milhares de toneladas de rejeitos industriais perigosos, gerando poluição para as regiões adjacentes durante mais de 100 anos.

Atualmente, todo o estaleiro é propriedade da empresa *SITA*, pertencente ao Grupo *SUEZ*, que desmantelou completamente as antigas instalações da *Metaleurop*, reabilitando o local, para acolher um conjunto de atividades eco-industriais e de reciclagem.

Para a reconversão da região, um processo muito complexo e financeiramente oneroso, foi necessário a intervenção de vários atores, dos quais destacamos a DRIRE – Direção Regional de Indústria, Pesquisa e Ambiente francesa, que pôs em marcha um plano formado por duas vertentes: um conjunto de medidas de acompanhamento com caráter de urgência, e um plano de reconversão da região num horizonte de médio prazo.

As medidas de urgência eram de índole, essencialmente, social, agindo sobre os trabalhadores desempregados e sobre os subcontratados, que receberam ajuda financeira até conseguirem encontrar nova atividade profissional.

O plano de reconversão previa a valorização dos fatores de produção locais (infraestruturas, mão de obra qualificada, centros de pesquisa), tendo sido criadas várias zonas de atividades e hotéis, assim como uma zona franca, o que permitiu às empresas beneficiarem-se de isenções fiscais e sociais.

Logo após a falência da empresa ter sido decretada, o tribunal de Béthune, que julgara o caso, lançou um apelo a empresas que quisessem por em prática um plano de descontaminação da área. A empresa *SITA* elaborou um plano em comum acordo com as entidades locais, com antigos sindicalistas e trabalhadores, com uma dupla orientação: sanitária, para que a descontaminação fosse rápida, e econômica, para criar ou favorecer a criação de empregos.

O projeto Agora foi selecionado para reconverter todo o estaleiro da *Metaleurop*, através da empresa *SITA*, a partir de novembro de 2003, com base em compromissos recíprocos. Entre esses compromissos, destacam-se: a realização de estudos prévios, nomeadamente uma análise detalhada dos riscos que tinham sido pedidos, sem sucesso, quer à *Metaleurop*, quer à entidade liquidatária. Os antigos empregados da empresa tiveram um papel muito importante neste processo, pois detinham conhecimentos insubstituíveis sobre os riscos inerentes ao processo. A *SITA* comprometeu-se também a tornar a região apta para uma nova utilização industrial, assim como a realizar um inventário dos rejeitos, trata-los e evacua-los, desmantelar as antigas máquinas e instalações, limpar e lavar os edifícios retirar-lhes o amianto e, finalmente, demoli-los para tratar a poluição dos solos. Também era suposta a criação de 190 empregos, através da implantação de um eco-polo.

O estado francês e a região de Nord Pas de Calais foram envolvidos em todo o processo, nomeadamente através de uma participação financeira de mais de 13 milhões de euros.

Os trabalhos de descontaminação foram muito significativos: mais de 130 mil toneladas de rejeitos foram tratadas, e 40 mil toneladas valorizadas; 83000 metros quadrados de amianto foram desmantelados; uma superfície de 500 mil metros quadrados foi descontaminada e confinada. No total, estes trabalhos permitiram reduzir o impacto ambiental em cerca de 10000 vezes menos a quantidade de nuvens de pó de chumbo, zinco e cádmio.

É importante ressaltar que, logo em 1994, tinha sido criado pelo Conselho Regional da Região de Nord Pas de Calais um programa intitulado Programme de Recherches Concertées (Programa de Pesquisas Concertadas) sobre locais e solos poluídos. Este Programa permitiu acompanhar, até 2009, equipes de pesquisadores regionais dedicadas à contaminação dos solos em redor das grandes metalurgias, e que visavam, essencialmente, analisar o impacto dos poluentes sobre o ambiente e a saúde humana. Esses pesquisadores trabalharam em estreita ligação com equipes das Universidades de Lille I, Lille II, Escola de Minas de Douai, do INRA (Instituto Nacional de Pesquisa Agronômica), do CNRSSP (Centro Nacional de Pesquisa sobre Locais e Solos Contaminados), entre outros. Foram também realizados estudos a pedido de parceiros industriais e institucionais (empresas, câmaras agrícolas e de comércio, coletividades locais, etc), evidenciando a participação de vários atores da sociedade civil.

Em simultâneo, durante o período de implementação do Programa, várias equipes externas à região intervieram, em interação com outros programas regionais ligados à saúde e ao ambiente, numa abordagem transdisciplinar, com o desenvolvimento de pesquisas relacionadas com a contaminação de solos cobertos por gramíneas, da qualidade dos produtos hortifrutícolas, a exposição aos contaminantes de crianças pequenas ou a implementação de ferramentas de diagnóstico no domínio da ecotoxicologia ou da fitoestabilização, por exemplo.

Neste contexto, é de salientar a ação da ADEME, a agência de ambiente francesa, que contribuiu para o desenvolvimento de conhecimentos através do financiamento de teses e programas de pesquisa pluridisciplinares.

Durante o período de atividade da *Metaleurop Nord*, a ADEME tinha conseguido demonstrar que as produções vegetais ou agrícolas locais apresentavam concentrações de chumbo e cádmio que ultrapassavam os valores regulamentares em vigor, pelo que, a partir de meados dos anos 1990, e com o objetivo de impedir a plantação de produtos agrícolas em solos contaminados, se decidiu criar um cinturão verde. Assim, cada ano, entre cinco a 10 hectares eram reconvertidos, com a instalação de uma vegetação herbácea e plantação de árvores. Desde o final de 2009, este dispositivo experimental foi integrado num vasto programa pluridisciplinar, o Phytener,

financiado pela ADEME, com vista a avaliar o interesse da fitoestabilização com fins energéticos em solos fortemente contaminados.

Estes mesmos trabalhos também permitiram empregar 140 pessoas, em que um terço era de antigos trabalhadores da *Metaleurop*. Desde janeiro de 2006, foi lançado um programa de desenvolvimento de uma zona voltada para atividades terciárias, com a reabilitação de 8000 quilômetros quadrados de escritórios e locais para atividades regionais. Nesta zona, foram criados mais de 160 empregos, ligados a atividades como a coleta de rejeitos, operação de caldeiras industriais, atelier de mecânica e reparação, lavanderias industriais, um gabinete de estudos ambientais, entre outros.

Notas Finais: uma nova geração de políticas de promoção do investimento centradas na RSE

O Relatório da UNCTAD (2012) sobre IDE revela que os países continuam a implementar políticas facilitadoras do IDE, mas o setor da mineração foi o único a endurecer as regras e a incrementar práticas de sustentabilidade. Em vários países, de acordo com o Relatório, verificou-se um acréscimo das políticas regulatórias no setor da mineração, incluindo mesmo nacionalizações, expropriações, assim como aumento nas taxas sobre os lucros das empresas, *royalties* e renegociação contratual.

As preocupações com os compromissos assumidos no âmbito da RSE foram, também, uma constante, com um grau de complexidade, por vezes, superior aos vigentes nas economias de origem das empresas em questão. De acordo com o Relatório, assiste-se à emergência de uma nova geração de políticas de investimento, que, num contexto de crise persistente e desafios sociais e ambientais, caracterizada por uma preocupação de conciliar a liberalização dos regimes regulatórios do IDE com a implantação de políticas públicas direcionadas para as necessidades locais.

Como foi referido, a nova geração das políticas de investimento visa operacionalizar o conceito de desenvolvimento sustentável em medidas e mecanismos concretos, ao nível nacional e internacional, nos planos do *policy-making* e da respectiva implementação.

Estas novas políticas vão procurar atingir três objetivos centrais: criar sinergias com políticas de fomento industrial, visando uma integração das estratégias de desenvolvimento, e baseadas num envolvimento dos *stakeholders* e num enquadramento institucional baseado no direito e na qualidade da governação; incentivar ao desenvolvimento e cumprimento da RSE, ao nível do *benchmarking* internacional; assegurar o cumprimento dos direitos e deveres de todos os intervenientes: ao estado receptor do IDE cabe promover e proteger o investimento enquadrado nos objetivos de desenvolvimento sustentável e o interesse nacional.

O investimento nacional e internacional, de caráter produtivo, pode desempenhar um papel extremamente importante nas economias em desenvolvimento, muitas vezes afetadas por uma insuficiência de capital produtivo, promovendo a competitividade internacional, a transferência de tecnologia e a formação de capital físico e humano. Mas, na ausência de capacidade institucional e de governação e políticas públicas integradoras, o mesmo IDE pode fomentar processos de crescimento e captação de receita sem qualquer ligação com a economia local ou com a qualidade de vida das populações. Neste contexto, as crescentes importâncias dos compromissos assumidos no âmbito da RSE possam, influenciando práticas empresariais, comportamentais e decisões de investimento, funcionar como complemento do enquadramento regulatório e maximizar os benefícios do investimento.

O caso prático que analisamos a *Metaleurop*, no noroeste francês, pode ser considerado um paradigma das consequências que resultam da ausência de práticas de RSE, e da necessidade de envolver os vários atores da sociedade civil na procura de soluções para problemas transversais, como é o caso dos danos ambientais e das problemáticas socioeconômicas, que requerem uma dinâmica rede de atores e interações para funcionar eficazmente. Como vimos as catástrofes ambientais e/ou sociais não são exclusivas dos países em desenvolvimento, ocorrendo também em países com níveis de riqueza e desenvolvimento econômico relevantes, como é o caso da França. A grande diferença é que, nestes últimos casos, existe, para além da capacidade financeira, a capacidade institucional necessária para contrariar estratégias menos sustentadas das grandes empresas transnacionais, e induzi-las a participar ativamente no processo de construção e manutenção da cidadania.

Referências

BAUMANN, R. O Brasil nos anos 90: uma economia em transição, In: BAUMANN, R. (Org.), **Brasil–uma Década em Transição**, Editora Campus/CEPAL, São Paulo, p. 11-54. 2000.

BRESSER-PEREIRA, Luiz Carlos The Dutch disease and its neutralization: a Ricardian approach. **Revista de Economia Política**, v. 28, n.1, p.48-71. 2008.

COHN, Theodore H. **Global Political Economy, Theory and Practice**, Ed. Pearson International Edition, 4th Edition. 2008.

CORDEN, Warner Max Booming setor and Dutch disease economics: survey and consolidation. **Oxford Economic Papers, New Series**, v. 36, n. 3. p.359-380. 1984.

COSTA, Carla **Os Investimentos Portugueses no Brasil**; Ed. ISCSP. 2005.

ERNST & YOUNG **A Hora de Investir – Brasil; Pesquisa de Atratividade**. 2012.

FERNANDES, Francisco **Responsabilidade sócio-ambiental e trabalho infantil na mineração**, CT2006-080-00, CETEM – MCTI, Rio de Janeiro. 2006.

FORSTATER, Maya et al. **Corporate Social Responsibility Initiative**; Working Paper nº 60; October 2010; Harvard University – John Kennedy School of Governance. 2010.

FRANGI, J-P. ; RICHARD, D. Heavy metal soil pollution cartography in northern France; **Sience of Total Environment**, v. 205, p. 71-79. 1997.

FREITAS, Carlos M. et al. Chemical safety and governance in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 86, Elsevier; pp. 135-151. 2001.

GIFFORD, Blair; KESTLER, Andrew; ANAND, Sharmila. Building local legitimacy into corporate social responsibility: gold mining in developing nations, **Journal of World Business**, v. 45; pp. 304-311. 2010.

GONZALEZ-PEREZ, Maria Alejandra; RIEGLER, Stephanie; RIEGLER, Franz Foreign Direct Invetsment and social responsability networks in Colombia; **Journal of Globalization, Competitiveness and Governamentalization**, vol. 5, nº 22, Georgetown University; pp. 42-59. 2011.

KIRSCHNER, Ana Maria. Considerações sobre a responsabilidade social das empresas em context de desigualdade e exclusão; **Política e Sociedade**; vol. 8; n. 5. 2009.

PNM - **Plano Nacional de Mineração – 2030; Geologia, Mineração e Transformação Mineral**; Ministério de Minas e Energia, Brasília. 2011.

SAFIR. Fiche du Site Metaleurop; Disponível em: <http://www.isa-lille.fr/recherche/environnement -amenagement/equipe-sols-et-environnement.>. 2012. Acesso em: 28 set 2012.

SPERO, Joan E. e HART, Jeffrey A. **The Politics of International Economic Relations**, Ed. Wadsworth Cengage Learning, 7th Edition. 2009.

UNCTAD - United Nations Conference on Trade and Development **- World Investment Report 1998 - Trends and Determinants**, UNCTAD, Nova Iorque e Genebra. 1999.

Desafios e propostas para o enfrentamento da contaminação por chumbo em Santo Amaro

Maiza Ferreira de Andrade[1]

Introdução

Passados quase 20 anos do fechamento da metalurgia de chumbo em Santo Amaro, o interesse por este campo de estudo é crescente se observada a evolução das pesquisas ao longo dos últimos 37 anos, desde que a contaminação por chumbo e cádmio provocada pela Cobrac apresentou suas primeiras evidências, tanto nas águas do rio Subaé, quanto na urina dos trabalhadores da antiga fábrica (BAHIA/CEPED, 1977). A última década foi o período de maior produção de pesquisas representando 61% do total desde 1975 (ANDRADE, 2012) e a razão disso é a persistência da contaminação que tem sido evidenciada em estudos recentes (CARVALHO *et al.*, 2001; GUERRA, 2010; ZENTNER; RONDÓ, 2004; ZENTNER; RONDÓ; LATORRE, 2005; ZENTNER; RONDÓ, MASTROENI, 2006; ZENTNER *et al.*, 2008).

A essas evidências somam-se aquelas que apontam para o sentimento de saturação dos santamarenses por mais pesquisas (BAHIA/CEPED, 1977; BRASIL, 2003; DI GIULIO, 2010). Esse dado revela um paradoxo entre o grandioso empreendimento científico desenvolvido em Santo Amaro, que beira uma centena de relatórios técnicos, dissertações de mestrado, monografias de graduação, teses de doutorado e artigos publicados e a insuficiência de ações no sentido de fazer cessar a fonte de contaminação. Este artigo, construído a partir dos dados da dissertação *A contaminação por chumbo em Santo Amaro: a ciência e o mundo da vida no estuário do rio Subaé* (ANDRADE, 2012), discute essa problemática e faz algumas recomendações para a superação do embate latente entre a ciência e o mundo da vida, tomando como referência os limites da metodologia da avaliação de risco à saúde humana e o paradigma emergente da participação dos interessados na definição e enfrentamento dos riscos.

Avaliação de risco à saúde humana

Em Santo Amaro, convive-se com o fato da contaminação como se natural fosse. "A cidade está toda contaminada" ou "tá todo mundo contaminado" são expressões do senso comum naquela comunidade. No estuário do rio Subaé, a rotina de marisqueiras e pescadores em nada se alteraram ao longo de todos esses anos em que o rio recebeu toneladas de metais pesados, e outras contribuições de efluentes

[1] Jornalista e mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Saúde, Ambiente e Trabalho – PPGSAT da Faculdade de Medicina da Bahia/Universidade Federal da Bahia.

industriais e domésticos desde a sua nascente, em Feira de Santana, a 55 km da foz, na baía de Todos os Santos (BAHIA/CEPED, 1977). Com exceção da época em que ocorreu uma mortandade de peixes, ostras, siris, sururus e todo tipo de vida estuarina, na década de 1980, como lembram os mais velhos, não se deixou de tirar do mangue, ou das coroas, os mariscos, que garantem a sobrevivência de muitas famílias. Se não parou a coleta, também não cessou o consumo desses produtos, especialmente o sururu, que teve o seu consumo desaconselhado na *Avaliação de Risco à Saúde Humana por Metais Pesados em Santo Amaro* realizada pelo Ministério da Saúde, em 2001 (BRASIL, 2003).

Para pescadores e marisqueiras, o tema causa desconforto uma vez que a referência à contaminação diz respeito a sua atividade de subsistência. O desconforto também é proveniente da falta de informações precisas sobre a situação da contaminação no estuário. "Sim, está contaminado, mas onde, em que parte do rio tem metais pesados, onde é que tem marisco contaminado, quanto tem de contaminação?" (ANDRADE, 2012) são questões que um pescador levanta, desafiando o conhecimento técnico. Um possível caminho para tais respostas teria sido a avaliação de risco à saúde humana. Mas, assim como o da maioria das pesquisas realizadas em Santo Amaro, o relatório do Ministério da Saúde repousa numa estante. Não somente porque o relatório não esteja acessível à população interessada, mas, também pelo fato de as suas recomendações ainda não terem sido cumpridas, a avaliação de risco não parece ter cumprido o seu papel, especialmente quanto à comunicação de risco (ANDRADE; MORAIS, 2010).

O grupo populacional das crianças foi o mais pesquisado, embora as primeiras evidências da contaminação em humanos tenham sido detectadas em trabalhadores e pescadores. A opção por estudos epidemiológicos do tipo transversal proporcionou resultados rápidos e significativos da contaminação por chumbo em crianças, mas não permitiu um acompanhamento mais prolongado dos efeitos desse metal no desenvolvimento delas, sobretudo quanto ao aspecto cognitivo (GUERRA, 2010). Estudos de coorte que poderiam revelar tais relações de causa e efeito foram descartados por serem 'muito caros' e mais demorados como revela o senso comum entre epidemiologistas e gestores de saúde. Da mesma forma, as medições das concentrações de metais pesados no solo, ar e água, e na biota do rio Subaé têm sido feitas de forma pontual nas pesquisas, não permitindo o conhecimento sistemático da qualidade ambiental de Santo Amaro.

Diante da justa e veemente cobrança por soluções que começa a pulsar em Santo Amaro, como se pôde perceber na fala do prefeito daquele município diante dos especialistas reunidos em seminário organizado pelo Centro de Tecnologia Mineral, o desafio é pensar no que fazer com o passivo ambiental em torno de 500 mil toneladas de escória de chumbo (ANJOS, 1998) e que tem sido apontado como a causa da persistência da contaminação. Soluções como a do processamento hidrometalúrgico a base de ácido clorídrico separaram os campos da Engenharia e da Saúde em um embate de racionalidades que paralisou a discussão desde 2008, quando o Conselho

Estadual de Meio Ambiente opinou sobre a questão. Sem a participação qualificada da comunidade de Santo Amaro nessa discussão, corre-se o risco de o valor de mercado do chumbo e do zinco, remanescentes na escória, ser o balizador das decisões a serem tomadas.

Neste sentido, cabe pensar em uma metodologia de avaliação de risco que avance para a construção de práticas de comunicação de risco, entendida esta não como um mero canal para o conteúdo técnico, mas como um processo de diálogo entre os diferentes campos científicos, os gestores públicos e a população interessada. A ausência das Ciências Sociais nas pesquisas sobre a contaminação em Santo Amaro acompanhou uma tendência global observada desde a década de 1980 pelos críticos do modelo de avaliação de risco. É recente o interesse desse campo científico, notadamente da comunicação. A demanda por participação na tomada de decisão envolvendo riscos é uma tendência irreversível e desafia a busca por novas metodologias para além do que estabelece as agências norte-americanas, que têm sido referência no País.

Os pescadores (aí incluindo as marisqueiras) ainda não receberam a atenção recomendada pela avaliação de risco. A coleta de sururu no rio Subaé é a base da subsistência de cerca de 100 famílias segundo a prefeitura de Santo Amaro, que estima em 800 a 1.000 kg a produção por dia. Na sua avaliação, o Ministério da Saúde deixa dúvidas. Ora afirma que, partindo de Santo Amaro até a foz, em São Francisco do Conde, os sedimentos estão todos contaminados. Ora especifica que os moluscos (sururus) que estão contaminados provêm de uma única coroa e descarta as outras 15 estudadas. Na comunidade, sabe-se que este tipo de molusco ocorre no mangue e não em coroas. Extraídos do mangue ou das coroas, os moluscos continuam na dieta das comunidades pesqueiras e dos consumidores que apreciam esta iguaria.

Embora não venha sendo feito um monitoramento sistemático dos sedimentos e dos produtos da biota quanto à presença dos metais pesados, concentrações de chumbo foram encontradas no sangue de crianças, no cordão umbilical e em recém-nascidos em Santo Amaro (GUERRA, 2010; ZENTNER; RONDÓ, 2004; ZENTNER; RONDÓ; LATORRE, 2005; ZENTNER *et al.*, 2008). Essas análises datam de 2002, e tiveram seus resultados publicados nos últimos anos por uma pesquisadora de outra nacionalidade que não tem currículo registrado na Plataforma Lattes do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). A autora cita nos artigos ter obtido aprovação do estudo em comitê de ética de duas unidades hospitalares de Santo Amaro, mas esta informação não foi confirmada pelos gestores dessas instituições. O fato aponta para a necessidade de mecanismos de controle do aspecto da ética em pesquisas com seres humanos em Santo Amaro, que inclua o acesso público aos projetos e aos respectivos relatórios, bem como ao resultado das análises.

Retorno das pesquisas

A produção científica sobre o caso da contaminação por chumbo em Santo Amaro teve início no ano de 1975 e decorridos 36 anos é constituída de pelo menos 26 pesquisas (15 de mestrado, cinco de doutorado e seis monografias) e 36 artigos publicados (ANDRADE, 2012). Para verificar o dado do senso comum de que as pesquisas não retornam para a comunidade, este estudo definiu como indicador a disponibilidade de relatórios de pesquisas nas bibliotecas da cidade de Santo Amaro. Foram visitadas três bibliotecas, duas públicas e uma mantida por uma fundação, bem como 22 escolas situadas na sede do Município. Apenas duas dissertações e dois artigos foram encontrados, que representam apenas 6,45% do total de teses, dissertações, monografias e artigos.

Professores das escolas visitadas relataram a necessidade de material de consulta sobre o caso da contaminação e da insuficiência de conhecimento do assunto por parte deles. "O conhecimento foi todo para fora". O acervo constituído no presente estudo foi doado à Biblioteca Padre José Gomes Loureiro, de Santo Amaro, numa tentativa de fazer voltar aos santamarenses o conhecimento que também lhes pertence. Acredita-se que o acesso ao conhecimento produzido sobre o caso possa vir a ser um importante passo para que a comunidade venha a usufruir dos benefícios do conhecimento produzido tanto pela sua aplicação técnica, quanto pelo aumento da massa crítica dos cidadãos locais.

O debate em torno da questão do retorno dos resultados de pesquisas, embora incipiente, mostra-se mais aberto no campo das ciências humanas e também da etnobotânica. Debert (2003) nos lembra de ter sido a antropologia a primeira disciplina das ciências sociais a formular um código de ética e de colocar em discussão questões como dar ou não aos pesquisados acesso em primeira mão à obra produzida. Do seu ponto de vista, é "imperativo nas ciências humanas politizar o debate nesses domínios que afetam nossa vida cotidiana e a vida dos grupos que pesquisamos" (DEBERT, 2003).

Interessadas em discutir o retorno do conhecimento etnobotânico sistematizado à comunidade, Patzlaff e Peixoto (2009) afirmam que os cientistas deste campo têm se preocupado em compartilhar o saber com as comunidades pesquisadas. Tal preocupação, contudo, teve propulsão com o advento da Convenção sobre a Diversidade Biológica firmada em 1992 por 162 países, incluindo o Brasil, que estabeleceu como uma obrigação a repartição de benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos (DEBERT, 2003). Práticas de pesquisa em Saúde Ambiental têm demonstrado novos compromissos como o de "não abrir mão de devolver os resultados aos sujeitos da pesquisa" como destaca a pesquisadora da Universidade Federal do Ceará, Raquel Rigoto (RIGOTO, 2010).

Freitas e Gomez (1997) já chamavam a atenção para os inúmeros desafios que as Ciências Sociais devem enfrentar para ampliar sua presença no campo da saúde ambiental, especialmente nas análises de risco, dentre os quais o de incorporar o

saber e a participação daqueles que vivenciam e se encontram expostos aos riscos no seu dia-a-dia. Falas como a de um santamarense, "o conhecimento foi todo embora", revelam a percepção da não participação da população local no empreendimento científico em torno do caso da contaminação. Embora não se questiona a qualidade das pesquisas sobre o caso da contaminação em Santo Amaro, essa fala, mais a ausência dos relatórios das pesquisas nos espaços públicos da comunidade, como escolas e bibliotecas (BRASIL/CEPED, 1977) são sintomas da qualidade da relação da ciência com os aspectos sociológicos e éticos (FUNTOWICZ; RAVETZ, 1997).

A tais desafios, Funtowicz e Ravetz (1997) recomendam a democratização da ciência com a inclusão dos afetados como participantes do processo de investigação. Esses, "não apenas enriquecem as comunidades tradicionais de pares, criando o que se pode chamar de comunidade ampliada de pares, como são necessários para a transmissão de habilidades e para a garantia da qualidade dos resultados" (FUNTOWICZ; RAVETZ, 1997). Para esses autores, a inclusão dos afetados não é mero gesto ético, mas político. "As pessoas que dependem da solução de problemas que estão ameaçando suas vidas e sustento têm consciência aguçada de como os princípios gerais se materializam em seus quintais" (FUNTOWICZ; RAVETZ, 1997).

Abordagens inovadoras de pesquisa baseadas na democratização do conhecimento, como a epidemiologia popular, também referida como pesquisa participativa de base comunitária (LEUNG; YEN; MINKLER, 2004) têm se mostrado adequadas em contextos nos quais o conhecimento científico é reconhecido como algo inacessível. Em casos como o de Santo Amaro, bem como no das demais comunidades extrativistas da baía de Todos os Santos, que são impactadas pela contaminação por metais pesados (PAREDES *et al.*, 1995) faz-se necessário a construção de processos de comunicação de risco partindo do interesse da comunidade sobre o que deve ser pesquisado, como e a finalidade da pesquisa. De acordo com Leung, Yen e Minkler (2004), achados de estudos epidemiológicos podem não ser comunicados na comunidade em estudo por medo de que esse conhecimento poderia ser perturbador, confuso, ou ambos: "Por deixar de compartilhar tal conhecimento, entretanto, os epidemiologistas negam à comunidade a oportunidade de tornar-se mais crítica e consciente da sua situação e, finalmente, para enfrentar os problemas descobertos" (LEUNG; YEN; MINKLER, 2004).

A discussão do retorno das pesquisas para as comunidades pesquisadas é uma discussão que perpassa a questão da ética em pesquisa. Neste sentido, se ainda é uma discussão incipiente nas Ciências Sociais, no campo das Ciências da Saúde já tem princípios estabelecidos como é o caso da Resolução n° 196/96 do Conselho Nacional de Saúde – CNS (BRASIL, 1996) que prevê entre os aspectos éticos da pesquisa envolvendo seres humanos, a garantia de retorno dos benefícios obtidos por meio das pesquisas para as pessoas e as comunidades onde as mesmas forem realizadas; a comunicação às autoridades sanitárias dos resultados da pesquisa, sempre que os mesmos puderem contribuir para a melhoria das condições de saúde da coletividade; e assegura aos sujeitos da pesquisa os benefícios resultantes do projeto, seja em termos de retorno social, acesso aos procedimentos, produtos ou agentes da

pesquisa. Esta regulamentação, no entanto, é omissa no que se refere à comunicação dos resultados das pesquisas para os indivíduos e comunidades pesquisadas. Por aproximação, seria possível interpretar como benefícios obtidos por meio das pesquisas o conhecimento alcançado, e assim tratar o retorno dos resultados das pesquisas como o retorno social a que alude a Resolução n° 196/96. A Resolução n° 196/96 revogou a resolução anterior n° 01/88 do Conselho Nacional de Saúde, que restringia as normas de ética em pesquisa às instituições de saúde. Na resolução de 88 também não havia referência à comunicação dos resultados para os indivíduos "objetos da pesquisa", mas se previa que o pesquisador devesse elaborar e apresentar relatórios parciais e finais e publicar seus achados por outros meios, respeitando o caráter confidencial a que têm direito os "indivíduos objeto da pesquisa". Tal designação dos participantes das pesquisas foi alterada na Resolução n° 196/96 que passou a identificá-los como "sujeitos da pesquisa", estes definidos como "os (as) participantes pesquisados (as), individual ou coletivamente, de caráter voluntário, vedada qualquer forma de remuneração". Esta nova designação demonstrava a tendência para uma nova postura em relação aos pesquisados, que deixavam o lugar de objeto para a de sujeito.

Participação: uma tendência contemporânea

Os estudos técnicos e quantitativos de avaliação de risco surgiram nos anos 60 em respostas aos impactos da indústria química, e aos protestos contra usinas nucleares, sendo adotados inicialmente pelas agências reguladoras norte-americanas e depois servindo de parâmetro para outros países (FREITAS; GOMEZ, 1997; GUIVANT, 1998). Para subsidiar essas agências, o Conselho Nacional de Pesquisas dos EUA (*National Research Council/NRC*), vinculado à Academia Nacional de Ciências produziu uma série de estudos voltados para a melhoria das decisões sobre riscos e saúde pública, segurança e meio ambiente. Com o relatório *Understanding Risks; Informing Decisons in a Democratic Society* (STERN, 2009), o NRC responde à demanda por maior participação do público nas decisões e propõe uma nova abordagem para a superação do paradigma dominante segundo o qual a avaliação e a caracterização do risco caberiam tão somente aos cientistas, ficando separada do gerenciamento do risco, este sim aberto ao envolvimento das partes interessadas (SHRADER-FRECHETTE, 2010).

Essa questão não parece resolvida nos EUA, se tomarmos o estudo do NRC, *Science and Decision* (NRC, 2009), o qual demarca o lugar das partes envolvidas no processo de decisão sobre riscos. Convocado a revisar os conceitos e as práticas adotadas pela EPA (*Environmental Protection Agency*) em análise de risco, o *National Research Council* (NCR) conclui que o *risk assessment* está numa encruzilhada, com sua credibilidade desafiada, e que, justamente por ser a primeira base científica da regulação no campo dos impactos ambientais na saúde humana com impacto nacional e global, está sujeito a um considerável escrutínio de ordem científico, político e público (NCR, 2009). De acordo com o relatório, o processo de tomada de decisão com

base em avaliação de risco também estaria atolado (*bogged down*) por conta das incertezas dos dados científicos e das suas múltiplas interpretações.

No caso do Brasil, o conflito entre leigos e peritos não se dá da mesma forma, segundo Guivant (1998). Aqui, "os leigos tendem a se manifestar mais apaticamente na relação com os peritos, o que talvez explique o porquê de o tema não ter atraído muito a atenção", hipótese que ela sugere para estudos futuros. Guivant também observa que o papel dos peritos no País não é tão central na formulação de políticas, e que atuam primordialmente em auditorias e juízos, concluindo que a comunidade acadêmica não tem dado muita atenção ao tema dos riscos.

Para Freitas e Gomez (1997), no Brasil, é no campo da saúde do trabalhador que algumas experiências concretas de investigação de acidentes industriais e da exposição do trabalhador aos agentes químicos têm caminhado na superação desses desafios. Assim, tendo em vista a incipiente prática da avaliação de risco no País torna-se imprescindível que se discuta a metodologia adotada incorporando à mesma o paradigma da participação do público, especialmente dos mais diretamente afetados. Ferramentas como a comunicação de risco que também foi objeto de estudos do NRC (*Improving Risk Communication*) (NCR, 1989), na década de 1980, mostram-se adequadas para alavancar tal discussão. De acordo com o NRC, a comunicação de risco é o principal elemento do gerenciamento de risco numa sociedade democrática e será bem sucedida na medida em que eleva a compreensão das questões relevantes por parte dos envolvidos, dentro dos limites do conhecimento disponível.

> *Pensar que a análise técnica dos riscos substitui o debate político é privar de direitos as pessoas que não têm conhecimento técnico ou achar que a análise técnica é mais importante para a tomada de decisões do que os valores. Não estamos minimizando o conhecimento técnico, mas enfatizamos que escolhas tecnológicas são carregadas de valores. Assim como os não experts devem buscar conhecimento técnico, os experts e funcionários públicos também precisam conhecer sobre interesses, valores e preocupação dos não experts (NCR, 1989).*

Tomando o caso da avaliação de risco à saúde humana realizada pelo Ministério da Saúde em Santo Amaro, é possível reconhecer a distância entre o conhecimento perito que caracteriza o risco e a conduta da população considerada exposta. Um exemplo disso é que a extração e o consumo de moluscos continuam fazendo parte da rotina da população, que não foi envolvida no processo de avaliação de risco, apesar de o estuário do rio Subaé ter sido classificado como área de perigo para a saúde pública por causa da concentração de metais pesados em seus sedimentos.

Pescadores e marisqueiras questionam sobre que alternativas restariam a eles se não puderem dispor dos produtos do estuário conforme recomenda a avaliação de risco do Ministério da Saúde. Neste sentido, observa-se a pertinência do que propõe o *Improving Risk Communication* ao considerar que, no plano da ação pessoal, a comunicação de risco será bem sucedida somente se informar adequadamente o indivíduo sobre as alternativas a sua disposição (NCR, 2009).

Conclusões e recomendações

Diante da legítima cobrança por soluções para o caso de Santo Amaro, que é latente naquela comunidade ante ao volume de pesquisas já realizadas, torna-se imprescindível a abertura de canais de diálogo entre todos os setores interessados. Por um dever ético, a comunidade científica que se dedicou a estudar o tema nesses quase 40 anos, deve atender ao apelo histórico pronunciado pelo gestor municipal durante o Seminário Santo Amaro, realizado pelo Centro de Tecnologia Mineral, em outubro do ano corrente.

A solução desejada pelo prefeito, no entanto, deve ser construída com a indispensável participação da comunidade de Santo Amaro nessa discussão, como protagonista do seu próprio destino. Para isso, é necessário qualificar tal participação promovendo o acesso dos interessados ao conhecimento que foi possível construir. Assim, seria recomendável o inventivo à criação de um fórum local permanente dedicado à promoção do diálogo entre especialistas, gestores públicos e a comunidade, constituindo-se na chamada comunidade ampliada de pares (FREITAS; GOMEZ, 1997) à qual cabe, no novo contexto científico, o controle da qualidade dos resultados da pesquisa, segundo Funtowicz e Ravetz (1997).

As lacunas deixadas pelos estudos realizados, sobretudo quanto ao monitoramento e cuidado permanente das vítimas da contaminação e das concentrações de metais tóxicos nos compartimentos ambientais (solo, água, ar e biota) tornam urgente a instalação de uma instituição pública a exemplo do Instituto Nacional da Doença de Minamata (JAPAN, 2012), onde a difícil superação da contaminação por mercúrio tem ocorrido graças à conjugação de pesquisa e atenção à saúde humana. O *National Institute for Minamata Disease* (NIMD) foi instalado em 1978, após 22 anos do reconhecimento oficial da doença de Minamata. Sua estrutura conta com departamentos de Ciências Ambientais e Assuntos Internacionais; Medicina Clínica; Ciências Médicas; e Epidemiologia. Em 2001, foi agregado ao NIMD o *Minamata Disease Archives* destinado à coleta e organização de informações relacionadas à doença para o público, ao compartilhamento de lições sobre a doença e à contribuição para o desenvolvimento da pesquisa relacionada à doença de Minamata e o mercúrio. Dessa forma, Santo Amaro passaria da condição estigmatizada de "cidade mais contaminada por chumbo do mundo", como propugna o senso comum, para se tornar em um centro irradiador de conhecimento sobre contaminação por metais pesados.

O fomento ao protagonismo local pode se constituir numa importante ferramenta a ser incorporada à metodologia de avaliação de risco à saúde, que ainda não tem práticas consolidadas em comunicação de risco, conforme se pode verificar nas Diretrizes para Elaboração de Estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana por Exposição a Contaminantes Químicos (BRASIL, 2008). Pensar a comunicação de risco neste contexto significa refletir sobre os desafios da sua aplicabilidade na proteção da

saúde e na ausência de um consenso entre os autores quanto ao modelo a ser desenvolvido (RANGEL, 2007).

A falta de consenso, no entanto, também pode ser encarada como oportunidade para ousar em práticas inovadoras centradas no fortalecimento da cidadania. Segundo Moreno e Peres (2011):

> *Cuando se le da la oportunidad a la ciudadanía para participar activamente em discussiones enfocadas em minimizar y controlar riesgos de salud se abre la oportunidad para que se minimice el ressentimiento de las personas que se sienten excluídas de las políticas de salud y propicia que se mantengan las normas o se cambie el statu quo, logrando reducir la morbilidad, salvar vidas y empoderar a las personas (MORENO; PERES, 2011).*

Outra importante medida a ser tomada em Santo Amaro é a estruturação de um comitê de ética em pesquisa dentro dos princípios da Comissão Nacional de Ética em Pesquisa para o devido cumprimento da Resolução n° 196/96 do Conselho Nacional de Saúde – CNS (BRASIL, 1996) que prevê entre os aspectos éticos da pesquisa envolvendo seres humanos. Medidas como essa poderão evitar a prática de pesquisas controversas que não garantem o retorno dos benefícios obtidos por meio das pesquisas para as pessoas e as comunidades onde as mesmas forem realizadas; nem comunicam as autoridades sanitárias dos resultados da pesquisa, nem asseguram aos sujeitos da pesquisa os benefícios resultantes do projeto, seja em termos de retorno social, acesso aos procedimentos, produtos ou agentes da pesquisa.

Exemplo disso foram as pesquisas em mulheres grávidas admitidas na maternidade de Santo Amaro, quando se detectou que três delas tinham resultado positivo para chumbo no sangue e no cordão umbilical em concentrações acima de 10µ/dL (ZETNER; RONDÓ; LATORRE, 2005). Embora seja mencionado nesses artigos que tais estudos teriam sido aprovados por comitês de ética em pesquisa das unidades hospitalares de Santo Amaro, não há registros desses estudos nessas instituições, nem a indicação de medidas para a proteção da saúde das pessoas pesquisadas.

Referências

ANDRADE, M. A contaminação por chumbo em Santo Amaro-BA: a ciência e o mundo da vida no estuário do rio Subaé. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.

ANDRADE, M.F; MORAES, L.R.S. A abordagem da comunicação em estudos de avaliação de risco: uma análise crítica do caso de Santo Amaro. In: *Simpósio Brasileiro de Saúde Ambiental*, I., 2010, Belém-PA. Resumos do I Simpósio Brasileiro de Saúde Ambiental – Ananindeua: Instituto Evandro Chagas; Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Pós-Graduação em Saúde Coletiva, 2010. 363 p.

ANJOS, J. A. S. A. *Estratégia para remediação de um sítio contaminado por metais pesados* – estudo de caso. Universidade de São Paulo. São Paulo. 1998.

BAHIA/CEPED**.** Centro de Pesquisas e Desenvolvimento. Parecer técnico sobre a ampliação da Companhia Brasileira de Chumbo, em Santo Amaro, BA. 1977. 88 p.

BRASIL. Resolução 196/96, Conselho Nacional de Saúde. Disponível em <http://conselho.saude. gov.br/resolucoes /reso_96.htm>. Acesso em: 12 dez. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Avaliação de Risco à Saúde Humana por Metais Pesados em Santo Amaro da Purificação. Brasília: Ministério da Saúde, 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação Geral de Vigilância Ambiental em Saúde. *Diretrizes para Elaboração de Estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana por Exposição a Contaminantes Químicos*. 2008.

CARVALHO, F. M. *et al.* Persistência de Níveis elevados de chumbo no sangue de crianças de Santo Amaro da Purificação*.* In: *Seminário Contaminação por Metais Pesados em Santo Amaro da Purificação*: Processos das águas, solos, fauna, flora e pessoas. Meios de remediação de áreas afetadas. Santo Amaro, 2001*.* 14 p.

DEBERT, G.G. Poder e ética na pesquisa social. *Ciência e Cultura*, v.55, n.3, p.30-32, 2003.

DI GIULIO, G.M. Comunicação e governança do risco: exemplos de comunidades expostas à contaminação por chumbo no Brasil e Uruguai. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. 2010.

FREITAS, C.M; GOMEZ, C.M. Análise de riscos tecnológicos na perspectiva das ciências sociais. *Manguinhos*, v.III, n.3, p.485-504, 1997.

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. Ciência pós-normal e comunidades ampliadas de pares face aos desafios ambientais. *História, Ciência e Saúde*, v. IV, n.2, p. 219-230, 1997.

GUERRA, C.S. Utilização de dentes decíduos de regiões com diferentes históricos de contaminação ambiental para detecção de grupos de crianças expostas ao chumbo no Brasil. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. 2010.

GUIVANT, J. A trajetória das análises de risco: da periferia ao centro da teoria social. *BIB*, Rio de Janeiro, n.46, p.3-38, 1998.

JAPAN. Ministry of the Environment. National Institute for Minamata Disease. Minamata Disease Archives. Disponível em: < http://www.nimd.go.jp/english /index.html>. Acesso em: 28 de outubro de 2012.

LEUNG, M. W; YEN, I. H.; MINKLER, M. Community-based participatory research: a promising approach for increasing epidemiology's relevance in the 21st century. *International Journal of Epidemiology,* v. 33, p. 499–506, 2004.

MORENO, A.R., P. F. El estado del arte de la comunicación de riesgos en la región de América Latina. *Cuadernos de Comunicación y Salud.* v. 1, n.1, p.52-68. 2011.

NCR. National Research Council. *Improving risk communication*. EUA: General Books, 1989. 258p.

NRC. National Research Council. S*cience and decisions:* Advancing risk assessment. Washington, D.C. : The National Academies Press EUA, 2009. 403 p.

PAREDES, J.F. *et al.* Heavy metals in estuarine sediments: mangrove swamps of the Subaé and Paraguaçu tributary rivers of Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. *Tecnologia Ambiental,* Rio de Janeiro, v.9, p.1-15, 1995.

PATZLAFF, R.G.; PEIXOTO, A.L. A pesquisa em etnobotânica e o retorno do conhecimento sistematizado à comunidade: um assunto complexo. *História, Ciências, Saúde – Manguinhos*, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p.237-46, 2009.

RANGEL, M. L. S. Comunicação no controle de risco à saúde e segurança na sociedade contemporânea: uma abordagem interdisciplinar. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 12, n.5 p.1375-1385, 2007.

RIGOTO, R. I Simpósio Nacional de Saúde Ambiental, Belém/PA, 2010. Palestra.

SHRADER-FRECHETTE, K. Analyzing public participation in risk analysis: how wolves of environmental injustice hide in the sheep's clothing of science. *Environmental Justice*, v. 3 n.4, p.119-23, 2010.

STERN, P.C. *Understanding Risk*; informing decisions in a democratic society. National Research Council. General Books: EUA, 2009. 218p.

ZENTNER, L.E; RONDÓ, P.H. Lead contamination among pregnant Brazilian women living near a lead smelter. *International Journal of Gynecology and Obstretrics, v.*87, n.2, p.147-48, 2004.

ZENTNER, L.E; RONDÓ, P.H; LATORRE, M. R. Blood lead concentration in maternal and Cord blood evaluated by two analytic methods. *Arch. Environ. Occup. Health,* v.60, n.1, p. 47-50, 2005.

ZENTNER, L.E; RONDÓ, P.H; MASTROENI, S. B. Lead contamination and antropometry of the newborn baby. *J. Tropical Pediatric*, v.52, n.5, p.369-71, 2006.

ZENTNER, L.E. *et al.* Relationships of blood lead to calcium, iron, and vitamin C intakes in Brazilian pregnant women. *Clinical Nutrition*, v.27, p.100-04, 2008.

Estudos de avaliação da exposição ambiental humana ao chumbo no Brasil: uma análise comparativa

Eduardo Mello De Capitani[1]
Mônica Maria Bastos Paoliello[2]

Apesar da difusão de empreendimentos industriais de pequeno, médio e grande porte, manipulando chumbo metálico e seus compostos em todo o país há diversas décadas, são poucos os estudos epidemiológicos avaliando a exposição não ocupacional de populações expostas ambientalmente a chumbo no Brasil (TRIVELATO, 2006).

Com relação a avaliações epidemiológicas de adultos, o estudo pioneiro é o de Carvalho (1978), contido em tese acadêmica de cunho mais abrangente, e posteriormente publicada como artigos científicos em 1983 e 1984 (CARVALHO *et al.*, 1983; CARVALHO, *et al.*, 1984).

Nesse estudo Carvalho e cols (1983, 1984) dosaram chumbo em cabelo de populações de pescadores de três localidades próximas da fundição de chumbo Plumbum, localizada em Santo Amaro da Purificação, BA, e em funcionamento desde 1960, e de uma localidade controle localizada a cerca de 80 km de distância (CARVALHO *et al.*, 1983; CARVALHO, *et al.*, 1984). A Tabela 1 mostra os resultados desse estudo, com a média das concentrações de Pb em cabelo nas respectivas localidades, mostrando haver situação de contaminação elevada em Santo Amaro da Purificação, e um gradiente decrescente conforme as comunidades se distanciam da fonte poluidora. Entretanto, o estudo não fornece resultados de análise de chumbo em sangue. Esses resultados confirmavam o que já se pressentia na região, que a refinadora de chumbo Plumbum poluía o ambiente a ponto de alcançar as águas do rio Subaé, fornecedora de subsistência e pesca comercial de grande parte da população ribeirinha.

Desde essa época, e apenas mais recentemente, alguns poucos estudos produziram resultados em adultos expostos ambientalmente em áreas contaminadas por indústrias, refinarias e mineração.

---

1 Doutorado em Saúde Coletiva, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Centro de Controle de Intoxicações, Departamento de Clínica Médica, Faculdade de Ciências Médicas, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

2 Doutorado em Saúde Coletiva, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Departamento de Patologia, Análises Clínicas e Toxicológicas - Universidade Estadual de Londrina, Paraná

Tabela 1 - Chumbo em cabelo de populações de pescadores de 3 localidades próximas à fundição Plumbum em Sto Amaro e uma localidade controle a 84 km de distância (1978).

Localidade	Distância da fonte	n	Média (ppm)	DP	Min - Máx
Santo Amaro	3,5 km	31	**55,5**	60,2	2 – 267
São Braz	5,0 km	35	**22,3**	33,4	2 – 161
S. Francisco do Conde	7,5 km	50	**14,1**	11,2	0 – 49
Guaibim	84 km	63	**12,1**	14,9	0 - 73

Fonte: Carvalho *et al.* Absorção e intoxicação por chumbo e cádmio em pescadores da região do Rio Subaé. Ciência Cultura.1983; 35(3):360-66.

Na região do alto Vale do rio Ribeira, em área de fronteira entre os estados de São Paulo e Paraná, parte da população de adultos e crianças continua exposta a um passivo de contaminação com compostos inorgânicos de chumbo, apesar do fechamento de refinaria/fundição primária de chumbo, também pertencente à Plumbum, que funcionou na região de 1940 a 1995.

Em estudo realizado entre 1999 e 2000 no alto Vale do Ribeira, 350 adultos foram amostrados no total, sendo que aqueles que moravam a uma distância igual ou menor a 1000 m da ex-refinaria primária de chumbo apresentaram níveis de chumbo em sangue de 14,55 μg/dL para homens (n=46) e 6,80 μg/dL para mulheres (n=55) (PAOLIELLO *et al.*, 2002). Dentre as variáveis estudadas associadas aos altos níveis de chumbo em sangue em adultos está a área residencial (PAOLIELLO *et al.*, 2005).

Em outro estudo na década de 90 de população moradora próxima a uma recicladora de baterias no vale do rio Paraíba, em São Paulo, observaram-se níveis de plumbemia variando de 21,22 μg/dL (numa distância entre 600 a 800 metros da planta) e 4,85 μg/dL (em moradores a 2 km da planta) (KUNO *et al.*, 1994).

Em 2004, em Santo Amaro da Purificação, um estudo mostrou que a plumbemia média de grávidas vivendo ao redor de antiga refinaria de chumbo apresentava gradiente decrescente de acordo com a distância da fonte primária de poluição (0,44 μmol/L [9,11 μg/dL] perto da fonte; 0,231 μmol/L [4,78 μg/dL] distância média; 0,053 μmol/L [1,09 μg/dL] longe da fonte), tendo-se obtido uma boa correlação entre plumbemia das mães e níveis de chumbo no cordão umbilical durante o parto ($r=0,86$; $p<0,001$) (ZENTNER; RONDÓ, 2004). Quando esses resultados são comparados com resultados de estudo feito em grávidas não expostas na cidade de São Paulo, onde a média de plumbemia encontrada foi de 2,39 μg/dL (ROSALÉM, 2004), constata-se que as grávidas de Santo Amaro residindo próximas da fonte de poluição estão com níveis médios de chumbo cerca de 3 vezes maiores.

Em estudo realizado em população adulta moradora das margens do rio Tapajós, PA, Barbosa e cols. (2009) obtiveram média de plumbemia de 13,1 μg/dL (DP=8,5) e mediana de 11,2 μg/dL (intervalo de 0,59 a 48,3 μg/dL) em 448 adultos vivendo em 12 localidades do baixo Tapajós sem exposição ocupacional a chumbo. Os homens apre-

sentavam mediana significativamente maior que as mulheres (15,3 μg/dL *vs* 7,9 μg/dL, respectivamente). Aprofundando o estudo de possíveis fontes locais de chumbo os autores apontam para a contaminação da farinha de mandioca durante o processo de fabricação, tendo em vista que as concentrações de Pb em mandioca crua são 10 vezes mais baixas quando comparadas com a farinha torrada (média de 0,017 ± 0,016 μg/g vs 0,19 ± 0,10 μg/g, respectivamente) (BARBOSA, 2012; BARBOSA *et al.*, 2009).

Com relação à exposição de crianças, apesar de não dispormos de valores de referência atualizados para fins de comparação dos resultados de estudos epidemiológicos, os trabalhos de avaliação de exposição realizados no Brasil tem utilizado os parâmetros estabelecidos pelo CDC norte-americano como referência para tomadas de decisão quanto a medidas de intervenção. Nesse sentido o CDC, desde 1990 estabeleceu o valor de plumbemia de 10 μg/dL como limite da ação para crianças (CDC 1991). Esse valor tinha por base estudos realizados até aquela data mostrando baixo risco de danos neurológicos a longo prazo em crianças com exposições ambientais que mantivessem níveis de plumbemia abaixo desse valor. A Alemanha adotou oficialmente esse valor como limite em 1996 (WILHELM; IDEL, 1996) e outros países, na ausência de valores próprios, mantiveram os parâmetros estabelecidos pelo CDC como balizador de suas ações de controle de exposição ambiental a chumbo.

Convém ressaltar no entanto que, no inicio de 2012, o Comitê Assessor para Prevenção de Intoxicação por Chumbo em Crianças (ACCLPP), do CDC recomendou o uso de valor de referência (VR), ao invés de nível de ação, como balizador das medidas de prevenção nos EUA, definindo VR como a margem superior da distribuição das medidas laboratoriais de um determinado analito numa determinada população (ACCLPP-CDC, 2012). Nesse sentido o ACCLPP propõe que o nível de ação de 10 μg/dL seja substituído pelo VR de 5 μg/dL, valor este derivado do percentil 97,5% dos valores obtidos em crianças de 1 a 5 anos de idade amostradas pela NHANES (*National Health and Nutrition Examination Survey*), e que seja revisto a cada 4 anos (ACCLPP-CDC, 2012).

Os primeiros estudos de avaliação de crianças expostas ao chumbo por poluição ambiental no Brasil foram também realizados em Santo Amaro da Purificação, nas décadas de 80 e 90 pelo grupo da Universidade Federal da Bahia, liderado pelo professor Fernando Carvalho (CARVALHO *et al.*, 1984; CARVALHO *et al.*, 1995; CARVALHO *et al.*, 2003).

Como já referido anteriormente, nesse município, durante o período de 1960 a 1993 funcionou uma fundição primária de chumbo que poluiu as áreas urbana e rural ao seu redor com óxidos e outros sais de chumbo. Além disso, a escória do processo de fundição, contendo até 2% de chumbo, foi distribuída pela municipalidade ao longo dos anos, como material de pavimentação de ruas, calçadas e até de quintais domésticos, democratizando o risco de exposição até então definido pela distância das moradias da fonte de poluição (ANJOS, 2012).

Os estudos desenvolvidos no início dos anos 1980, contendo os primeiros resultados da avaliação de crianças expostas em Santo Amaro apresentaram, numa amostra de 555 crianças entre 1 e 9 anos morando dentro do perímetro de 900 metros da empresa, média de plumbemia de 59.1 ± 25.0μg/dL (CARVALHO *et al.*, 1985). Esses valores são extremamente elevados e, seguramente, produziram danos neurológicos nas crianças que se mantiveram expostas por tempo prolongado.

Em 1989, após a adoção de algumas medidas de controle ambiental, a média de plumbemia de 53 crianças, amostradas de forma representativa, foi de 36.9 ± 22.9μg/dL (SILVANY-NETO *et al.*, 1989).

Em 2003, 10 anos após o fechamento definitivo da fundição, amostrando crianças de 1 a 4 anos, o mesmo grupo de pesquisadores obteve média de plumbemia de 17.1 ± 7.3μg/dL, porém com 88% das crianças ainda com níveis acima de 10μg/dL e 32% acima de 20μg/dL (CARVALHO *et al.*, 2003) (Tabela 2). Desde essa última avaliação, os níveis de chumbo no sangue das crianças não foram mais monitorados.

Tabela 2 - Estudos epidemiológicos avaliando exposição ambiental a chumbo por crianças no Brasil.

Local	Fonte	Distância da fonte	Idade	Expostos		Controles		Referência
				n	Plumbemia μg/dL (média)	n	Plumbemia μg/dL (média)	
Sto Amaro, BA	Fundição 1ária	Até 900m	1–9	555	59,1 ± 25,0	-	-	Carvalho *et al*, 1985
Sto Amaro, BA	Fundição 1ária	Até 900m	1–9	53	36,9 ± 22,9	-	-	Sylvani-Neto *et al,* 1989
Sto Amaro, BA	Fundição 1ária	Até 1km	1–4	47	17,1 ± 7,3	-	-	Carvalho *et al,* 2003
Cubatão, SP	Complexo industrial	Rio Cubatão	4-5	199	5.02 - 18.51	-	-	Azevedo *et al,* 1989
Cubatão, SP	Complexo industrial	Rio Cubatão	1–10	251	17,8 ± 5,8	-	-	Santos Filho *et al,* 1993
Adrianópolis, PR	Fundição 1ária	500m a 1,5km	7–14	94	11,5 (mediana)	39	1,8 (mediana)	Paoliello *et al,* 2002
Bauru, SP	Recicladora de baterias	Até 1km	0 – 14	825	9,8	31	< 5,0	Freitas *et al*, 2002

Tabela 3 - Concentração de Pb em poeira doméstica em casas de crianças com plumbemias maiores de 20 μg/dl (Adrianópolis, PR)

Amostra	Valor de plumbemia da criança moradora	Concentração de Pb em μg/g (ppm)
A 1	37,8	1.100
A 2	37,8	569
B	24,1	538
C	29,0	218
D	19,5	299
E 1	24,0	994
E 2	24,0	3.268
F	23,0	552

Nota: EPA-USA 400 mg/kg (ppm), valor limite guia para solo (*soil screening guidance*) (ATSDR, 2000).

Em Cubatão, São Paulo, área de desenvolvimento industrial considerada um dos maiores complexos siderúrgicos, químicos e metalúrgicos do país, em operação desde os anos 50 e, além disso, considerada uma das áreas urbanas mais poluídas no mundo, um estudo publicado em 1993 avaliou 199 crianças de 4 a 5 anos em 10 escolas públicas. Foram encontrados níveis de plumbemia variando de 5.02 μg/dL a 18.51 μg/dL (AZEVEDO *et al.*, 1989; CETESB, 2001), ou seja, comparável com a faixa de plumbemias encontradas em Santo Amaro em 2003 (Tabela 2) . Corroborando esses dados, outro estudo em Cubatão, de Santos Filho e cols (1993) encontrou média de plumbemia de 17.8 ± 5.8μg/dL em 251 crianças de 1 a 10 anos (SANTOS FILHO *et al.*, 1993). Aparentemente, nenhuma medida de remediação específica foi tomada em Cubatão frente a esses resultados.

Na região do Vale do rio Ribeira, na fronteira entre São Paulo e Paraná, uma fundição primária de chumbo de menor capacidade que a de Santo Amaro da Purificação, pertencente à mesma empresa Plumbum, operou de 1946 a 1995, poluindo o ar e o solo na proximidade da empresa, e as águas e sedimentos do rio Ribeira onde foram despejados resíduos e escória do processo de beneficiamento durante algumas décadas até a agência de meio ambiente do estado do Paraná proibir esse procedimento no início da década de 1980.

Entre 1999 e 2000, Paoliello e cols (2002) avaliaram os níveis de plumbemia de 295 crianças entre 7 e 14 anos, obtendo mediana de 11.25 μg/dL (1,8 - 37,8 μg/dL) numa distância até 1,5km da fonte (nessa época já fechada) (Tabela 2) (Figura 1). Cerca de 72% das crianças apresentavam níveis maiores que 10 μg/dL, e 12,8% acima de 20 μg/dL. Crianças avaliadas como controle, morando em município a 40 km a montante da fonte de contaminação, mostraram média de plumbemia de 1,8 μg/dL (provavelmente este é o valor de referência para essa região do Brasil) confirmando o impacto do passivo ambiental deixado pela empresa na carga corpórea de chumbo das crianças (PAOLIELLO *et al.*, 2002).

Figura 1 - Localização da fundição primária de chumbo Plumbum em Adrianópolis, PR, com relação à vila Mota, área de estudo de avaliação de exposição humana.

Como ação isolada de remediação da área, uma montanha de rejeito da fundição disposta a céu aberto próximo das moradias da área, foi retirada do local. As crianças com níveis acima de 20 μg/dL foram encaminhadas para avaliação clínica geral e neurológica em Curitiba, pela Secretaria de Estado da Saúde.

No interior das casas localizadas dentro de um raio de 1000 metros da empresa foram coletadas amostras de poeira depositada em cima dos batentes de porta e de janelas, sobre guarda roupas e armários, e sobre superfícies de madeira e alvenaria às quais as crianças regularmente tinham acesso (Figura 2). Os resultados da análise de chumbo nessas amostras podem ser vistos na Tabela 3.

Figuras 2a e 2b - Detalhes do interior de casas localizadas próximas à fundição em Adrianópolis, PR, mostrando locais de acúmulo de poeira contaminada.

Frente a esses resultados foi proposto em relatório final à Secretaria de Estado da Saúde uma campanha de educação e higiene ambiental, junto com proposta de mutirão de limpeza e aspiração do interior das casas visando diminuir a carga de exposição a chumbo por parte das crianças. Essas propostas não foram implementadas até o momento, e proposta de realização de novas dosagens de chumbo no sangue das crianças , dez anos após o primeiro estudo, foram rechaçadas pelas autoridades locais e estaduais, quando feitas pela equipe de pesquisa entre 2010 e 2011.

Tabela 3 - Concentração de Pb em poeira doméstica em casas de crianças com plumbemias maiores de 20 μg/dl (Adrianópolis, PR)

Amostra	Valor de plumbemia da criança moradora	Concentração de Pb em μg/g (ppm)
A 1	37,8	1.100
A 2	37,8	569
B	24,1	538
C	29,0	218
D	19,5	299
E 1	24,0	994
E 2	24,0	3.268
F	23,0	552

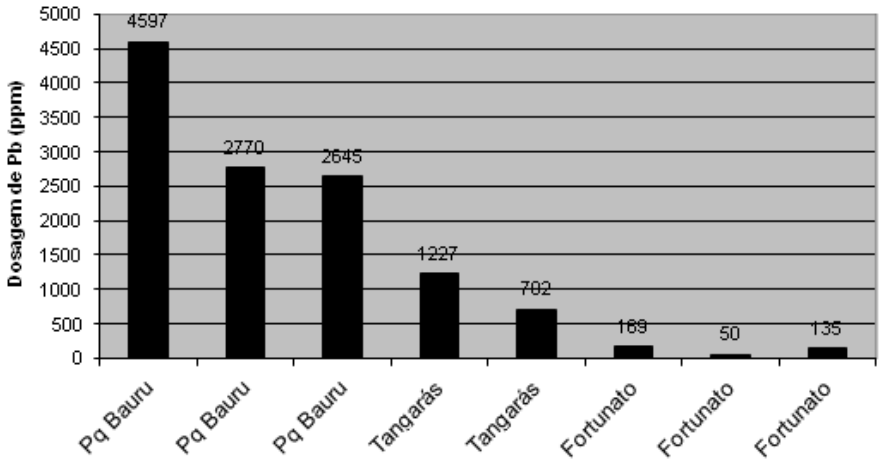
Nota: EPA-USA 400 mg/kg (ppm), valor limite guia para solo (*soil screening guidance*)(ATSDR, 2000).

Em Bauru, na região central do estado de São Paulo, a partir de medidas de chumbo no ar feitas pelo órgão de fiscalização ambiental do estado (CETESB) e posterior verificação de existência de solo contaminado com níveis elevados de chumbo ao redor de uma recicladora de baterias, onde funcionava uma fundição secundária de chumbo, 624 crianças de 0 a 12 anos foram amostradas em área residencial até 1 km de distância da empresa, em conjunto com as Secretarias Municipal e Estadual de Saúde e duas universidades. Um grupo de 31 crianças da mesma faixa etária, morando a 11 km de distância, foi também avaliado para servir como controle. A média de plumbemia das 624 crianças expostas mostrou ser de 9,28 μg/dL comparada com valores inferiores a 5,0 μg/dL no grupo controle (Tabela 2).

Das crianças com concentrações acima de 10 μg/dL (n=311) a média foi de 16,5 μg/dL (DP= 6,36). Uma reavaliação desse subgrupo de crianças feita 6 meses após o fechamento da empresa mostrou ainda níveis médios de 16,6 μg/dL (DP=8,52). Após medidas de controle da exposição, que incluíram a aspiração da poeira intradomiciliar e a retirada e substituição do solo superficial peridomiciliar onde moravam essas crianças, a média de plumbemia de 241 crianças foi de 9,05 μg/dL (DP=4,82), ou seja, 46,2% mais baixa ($p < 0,0001$), mostrando que medidas de remediação desse tipo tem impacto significativo no grau de exposição das crianças (FREITAS *et al.*, 2007).

Também em Bauru foram coletadas amostras de poeira domiciliar depositada em áreas inacessíveis e áreas acessíveis às crianças. Os resultados podem ser vistos no

Quadro 1 - Ressalte-se o gradiente de concentração decrescendo com a distância da fonte e os elevados níveis em casas dentro do perímetro de 1000 metros.



Quadro 1 - Concentração média de chumbo em poeira domiciliar em três bairros de Bauru-SP

As mesmas propostas de remediação com relação à educação e higiene ambientais feitas em Adrianópolis foram repetidas em Bauru, com implementação parcial das medidas de remediação, incluindo limpeza e aspiração de algumas das casas contaminadas, o que resultou em decréscimo das médias de plumbemia colhidas cerca de 6 meses após os procedimentos (Tabela 4).

Tabela 4 - Evolução das plumbemias de crianças com mais de 10 µg/dL na 1ª avaliação. Bauru, SP

Avaliação	n	Plumbemia µg/dL média (DP)	Plumbemia µg/dL mediana
1ª	311	16,52 (6,36)	14,7
2ª (6 meses após o fechamento da empresa)	241	16,63 (8,52)	15,0
3ª (18 meses após a primeira avaliação, e 6 meses após medidas de remediação)	241	9,05 (4,82)	8,0*

*46% de decréscimo

Em Montevidéu, Uruguai, no final dos anos 90, foi detectado um problema de contaminação por chumbo em área urbana comparável, em termos de magnitude dos níveis de chumbo no sangue de crianças detectados, com as áreas contaminadas no Brasil acima descritas (COUSILLAS *et al.*, 2008). A Tabela 5 mostra a evolução dos níveis de plumbemia em crianças moradoras nessa área ao longo dos anos, verificando-se um decréscimo fruto de múltiplas ações conjuntas da comunidade, do governo, das instituições de saúde, da universidade, etc. (Quadro 2).

Tabela 5 - Contaminação ambiental por chumbo em área urbana de Montevidéu (La Teja) – resultados crianças.

Ano	n	Idade (anos) (intervalo)	Plumbemia µg/dL (min-max)		Referência
1994	47	5,2 (2 – 11)	9,7	(4,7 – 19,1)	Schutz *et al,* 1997
1998	107	7,8 (0 – 14)	9,4	(5,5 – 18,6)	Cousillas *et al,* 2005
2004*	180	6,3 (0 – 14)	5,7	3,0 – 16,0)	Cousillas *et al,* 2008

Nota: * resultados após as medidas de comunicação de risco, educação e remediação.

Fonte: Cousillas et al, 2012. Impacts of multidisciplinary actions on environmental lead exposure in Uruguay. Environ Geochem Health. 34:207-211.

Quadro 2 - Ações de controle realizadas em La Teja, Montevidéu, Uruguai durante episódio de contaminação urbana por chumbo.

- Formação de um Comitê Interinstitucional e Multidisciplinar
- Avaliação de solo, água, poeira, visitas domiciliares
- Amplicação da oferta de plumbemias
  - Faculdade de Química da UdelaR
- Comunicação do risco
- Educação ambiental e de higiene e saúde
- Assistência médica especializada
  - CIAT (Centro de Informação e Assistência Toxicológica
  - Grupo de Pediatria ligado à Fa. Mediciana e ao CIAT (UPA)
  - Diagnóstico, tratamento, orientação e seguimento
- Localização, isolamento, contenção, e desocupação das fontes de contaminação (100 empresas avaliadas)
- Legislação
  - 2003 – lei sobre descarte de baterias
  - 2004 – banimento de gasolina com mais de 13 mg/L Pb
  - 2004 – Lei com dispositivos sobre tintas, descartes, teores em água etc.
  - 2004 – Lei de vigilância de trabalhadores expostos

Fonte: Cousillas *et al,* 2012. Impacts of multidisciplinary actions on environmental lead exposure in Uruguay. Environ Geochem Health. 34:207-211.

Em Santo Amaro da Purificação, as medidas de chumbo em sangue das crianças, aparentemente mostram um decréscimo nas últimas décadas (Tabela 2), resultado provável do fechamento da empresa, cessando completamente a fonte primária de contaminação do processo de urbanização, mudança de hábitos das pessoas, e outros fatores ainda desconhecidos. Nenhum programa de remediação foi implantado até o momento. Nenhuma medida prática de descontaminação da área foi implementada. Nem mesmo um programa regular de monitoramento biológico, diagnóstico e seguimento das crianças com problemas secundários à contaminação foi implantado.

O fato é que a contaminação do solo, água e sedimentos dos rios e riachos da bacia do Subaé continuam sendo fonte secundária de contaminação das ruas, do interior das casa, dos quintais, dos alimentos, dos peixes e crustáceos locais, colocando as crianças e adultos em contato direto com o chumbo em algum grau, exigindo a instalação de um programa abrangente de avaliação, planejamento e remediação a curto, médio e longo prazo da área.

Referências

ACCLPP-CDC. *Low level lead exposure harms children*: a renewed call for primary prevention. Atlanta: CDCPJan 2012.

ANJOS, J.A.S.A. Conflito no uso do solo de sítios contaminados por resíduos tóxicos: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação, Bahia. *46º Congresso Brasileiro de Geologia.* 2012.

AZEVEDO, F.A. *et al.* Avaliação tóxico-epidemiológica da exposição ambiental da população infantil do Município de Cubatão (SP-Brasil) a metais pesados: chumbo e mercúrio. *Rev Bras Toxicol*. 1989; v. 2, p. 25-32.

BARBOSA F., JR. *et al.* Elevated blood lead levels in a river side population in the Brazilian Amazon. *Environ Res*. 2009 Jul; v. 109, n. 5, p. 594-9.

BARBOSA JR, F. Monitoring Hg and Pb exposure in a riverside population of the Brazilian Amazon. *Rev Bras Toxicol*. 2012; v. 25, Supl 1, p. 33-4.

CARVALHO, F.M. Absorção e intoxicação por chumbo e cádmio em pescadores da região do Rio Subaé. Ciência Cultura. 1983; v. 35, n. 3, p. 360-66.

CARVALHO F. *et al.* Lead and cadmium concentrations in the hair of fishermen from the Subae River basin, Brazil. Environ Res. 1984 Apr; v. 33, n. 2, p. 300-6.

CARVALHO, F.M. *et al.* Lead poisoning among children from Santo Amaro, Brazil. Bull Pan Am Health Organ. 1985; v. 19, n. 2, p. 165-75.

CARVALHO, F.M. *et al.* Erythrocyte protoporphyrin versus blood lead: relationship with iron status among children exposed to gross environmental pollution. Environ Res. 1995 Oct; v. 71, n. 1, p. 11-5.

CARVALHO, F.M. *et al.* [Blood lead levels in children and environmental legacy of a lead foundry in Brazil]. Rev Panam Salud Publica. 2003 Jan; v. 13, n. 1, p. 19-23.

CDC. Preventing lead poisoning in young children - a statement by the Centers for Disease Control - Oct 1991: USDHHS-PHS-CDCP; 1991.

CETESB. Relatório Técnico - Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. São Paulo: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente2001.

COUSILLAS, A. *et al.* Comparative study of blood lead levels in Uruguayan children (1994-2004). Biol Trace Elem Res. 2008 Apr; v.122, n. 1, p. 19-25.

FREITAS, C.U. *et al.* Lead exposure in an urban community: investigation of risk factors and assessment of the impact of lead abatement measures. Environ Res. 2007 Mar; v.103, n. 3, p. 338-44.

KUNO, R.; OLIVEIRA-FILHO, M.T.; SITNIK, R.H. Níveis de plumbemia de um grupo populacional próximo à Indústria Incometal - Pindorama - SP. São Paulo: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental1994.

PAOLIELLO, M.M. *et al.* Exposure of children to lead and cadmium from a mining area of Brazil. Environ Res. 2002 Feb; v. 88, n. 2, p. 120-8.

PAOLIELLO, M.M.; DE CAPITANI, E.M. Environmental contamination and human exposure to lead in Brazil. Rev Environ Contam Toxicol. 2005; v. 184, p. 59-96.

ROSALÉM, A. Associação entre fatores ambientais de exposição ao chumbo e plumbemia com abortamento espontâneo. Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 2004.

SANTOS FILHO, E. *et al.* Lead and mercury in the hair of children living in Cubatao in the Southeastern region of Brazil. Rev Saude Publica. 1993; v. 27, n. 2, p. 81-6.

SILVANY-NETO, A.M. *et al.* Repeated surveillance of lead poisoning among children. Sci Total Environ. 1989 Jan; v. 78, p. 179-86.

SILVANY-NETO, A.M. *et al.* Lead poisoning among children of Santo Amaro, Bahia, Brazil in 1980, 1985, and 1992. Bull Pan Am Health Organ. 1996; v. 30, n. 1, p. 51-62.

TAVARES, T. *et al.* Lead in hair of children exposed to gross environmental pollution. J Environ Anal Chem. 1989; v. 36, p. 221-30.

TRIVELATO, Gd.C. Os (des)caminhos e riscos do chumbo no Brasil. Estudo de caso: Análise sistêmica da gestão de riscos na reciclagem de baterias chumbo-ácido, 1976-2005. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais; 2006.

WILHELM, M.; IDEL, H. Hair analysis in environmental medicine. Zentralbl Hyg Umweltmed. 1996; v. 198, n. 6, p. 485-501.

ZENTNER, L.E.; RONDO, P.H. Lead contamination among pregnant Brazilian women living near a lead smelter. Int J Gynaecol Obstet. 2004 Nov; v. 87, n. 2, p.147-8.

Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo em 1992 e monitorização biológica da comunidade do entorno da antiga fundição em 2011. O que mudou em quase 20 anos

José A. Menezes-Filho[1]
Vanesca Luana Silva[2]

Monitorização biológica da exposição ocupacional nos trabalhadores da extinta Plumbum em 1992

Nesta sessão apresentamos uma reformatação dos dados de avaliação da exposição ocupacional de todos os trabalhadores ativos da antiga fundição primária que fora realizada em 1992 e publicada em 2004 na Revista Brasileira de Saúde Ocupacional (Menezes-Filho, JA, Spínola, AG e Carvalho, WA, 2004).

Apresentação do problema

Os processos de fundição e refinaria são provavelmente, entre todas as modalidades de exposição ocupacional, as que apresentam maior risco de exposição ao metal, provavelmente porque envolvem operações nas quais o chumbo fundido e as ligas são aquecidas a temperaturas elevadas com desprendimento de vapores de chumbo (WHO, 1979; Gerhardsson, 1992 e Gover, 1991).

No ambiente laboral a absorção do chumbo resulta principalmente da inalação de pequenas partículas de tamanho respirável ou dos fumos do metal. Secundariamente, pode ocorrer absorção da ingestão de alimentos contaminados, água e por hábitos de trabalho, como o de fumar e por contaminação dérmica e do vestuário (WHO, 1979 e Gerhardsson, 1992).

Diversos estudos epidemiológicos e toxicológicos têm sido realizados recentemente em populações com exposição ocupacional ao chumbo com o objetivo de desenvolver marcadores biológicos de toxicidade subclínica adequados para aplicação em programas de saúde ocupacional, particularmente para baixos níveis de exposição (Landrigan *et al*., 1999; Gerhardsson, 1992 e Landrigan, 1989). Os Indicadores Biológicos de Exposição (IBE) mais comumente empregados e recomendados para monitorização biológica da exposição ocupacional ao chumbo do sangue (Pb-S), zinco protoporfirina (ZnPP) e ácido d-aminolevulínico (ALA-U). Outros indicadores com ácido d-aminolevulínico desidratase (ALA-D) e a coproporfirina urinária (CP-U), não são comumente empregados em saúde ocupacional, principalmente por apresentarem

---

1 Professor Doutor de Toxicologia, Faculdade de Farmácia – Universidade Federal da Bahia.

2 Bolsista de iniciação científica, Laboratório de Toxicologia, Faculdade de Farmácia – Universidade Federal da Bahia.

pouca especificidade (Correy & Galvão, 1985; Goyer, 1991; Cramer & Selender, 1965 e Moore *et al*., 1980).

O nosso objetivo foi avaliar o nível de exposição ao chumbo na fundição primária na época em que ainda operava em 1993. Essa avaliação da exposição ocupacional se deu através da monitorização biológica dos trabalhadores ativos, através da determinação dos indicadores biológicos de exposição e efeito do chumbo, a fim de estabelecer um mapeamento das áreas de risco da planta industrial.

Caracterização dos grupos ocupacionais e metodologias

Foram investigados cento e noventa e cinco trabalhadores adultos do sexo masculino da refinaria primária de chumbo em Santo Amaro, Bahia, Brasil no ano de 1993. De acordo com o fluxograma do processo de produção da planta industrial e de organização e distribuição de cargos e função da empresa, os trabalhadores foram distribuídos nos seguintes grupos de atividade laboral: sinterização (n = 23), fusão (n = 41), refinaria (n = 49), laboratório (n = 8), serviços gerais (n = 17), manutenção (n = 26) e administração (n = 31). Os grupos de sinterização, fusão e refinaria exerciam suas atividades laborais nos respectivos setores industriais, os indivíduos do grupo de serviços gerais, com atividade de limpeza; e os da manutenção com atividade de manutenção dentro da planta. O pessoal do laboratório participava da execução, coleta e determinação analítica das amostras destinadas ao controle de qualidade de produção e da monitorização ambiental nos programa de higiene industrial da empresa. O grupo controle foi constituído de 65 indivíduos pareados por sexo, idade, raça, hábitos alimentares, tabagismo e alcoolismo com o grupo de trabalhadores exposto na planta industrial, diferindo apenas quanto ao aspecto de não se referirem a exposição atual ou no passado aos compostos de chumbo.

Este foi um estudo de corte transversal incluindo os grupos exposto e controle nos quais foram realizadas as determinações de chumbo no sangue (Pb-S) por espectrometria de absorção atômica em forno de grafite, ácido d-aminolevulínico na urina (ALA-U) por espectrofotometria, zinco protoporfirina (ZnPP) por fluorescência direta e hemoglobina (Hb) no sangue total por analisador automatizado.

O sangue foi coletado por punção venosa em veia cubital, através do sistema a vácuo, em dois tubos de vidro com EDTA livre de resíduo de chumbo. O tubo de sangue destinado a determinação do chumbo foi armazenado em geladeira a até o momento da análise e o tubo coletado para a determinação de Hb foi imediatamente processado. A urina foi coletada em coletores de polietileno descontaminado com ácido nítrico a 2% em água pura Tipo I (Sistema Milli-RX45 acoplado a um Milli-Q, Millipore).

Nesta oportunidade todas as análises toxicológicas foram realizadas no Laboratório de Toxicologia do Hospital São Rafael da Fundação Monte Tabor, em Salvador, Bahia. A concentração de chumbo no sangue foi determinada em duplicata por espectroscopia de absorção atômica, usando o método eletrotérmico de digestão da amostra em forno de grafite, segundo o método de Fernadez modificado (Pruszakowasaka *et al.*,

1983), utilizando o equipamento Perkin Elmer 5000 equipado com forno de grafite P.E. HGA 500. A dosagem do ALA-U foi realizada pelo método espectrofotométrico (Tomokumi & Ogata, 1992), usando o espectrofotômetro Perkin Elmer, Lambda I. O resultado foi corrigido pelo valor da creatinina urinária, que foi dosada pelo método cinético de Jaffé no analisador bioquímico Mega (Merck Diagnósticos). A determinação da ZnPP foi executada por fluorimetria direta em sangue total, utilizando-se o hematofluorômetro Protofluor-Z (Helena Laboratories). A hemoglobina foi determinada imediatamente após a coleta do sangue, usando-se o sistema automatizado STKS (Colter®).

O controle de qualidade analítica para a determinação do Pb-S foi realizado usando o sangue controle fornecido pela Bio-Rad®, Liphochek Nível I e II, Além do controle externo de qualidade do Programa de Intercalibração de Controle de Qualidade do Instituto Nacional de Seguridad y Higiene del Trabajo (Espanha). O controle de qualidade das determinações bioquímicas foi realizado através do programa de Controle Externo de Qualidade da Sociedade Brasileira de Patologia Clínica e SEGULAB (Itália).

Após a estratificação por grupos de atividade, as médias aritméticas de cada grupo foram comparadas através do teste não paramétrico de Wilcoxon para médias não pareadas, análise de variância one-way (ANOVA) e análise de correlação, utilizando-se programa estatístico Epinfo 6.0.

Resultados e DisCu-Ssão

Os valores médios, mais desvio padrão (DP) e intervalo mínimo e máximo das determinações de Pb-S, ALA-U, ZnPP e Hb do grupo controle e dos grupos trabalhadores da metalúrgica de acordo com a função estão resumidos na Tabela 1.

Tabela 1 – Valores indicadores biológicos de efeito e exposição nos grupos expostos e controle.

Grupos Avaliados	Pb-S	ALA-U Mg/g creat.	ZnPP Pg/dl	Hb g/dl
Grupo Controle N=65	5,4 ± 3,1 (1,4 - 16,6)	1,9 ± 0,9 (0,5 - 6,3)	16,5 ± 7,0 (8,5 - 59)	14,0 ± 1,3 (0,7 - 17,4)
Administação n = 31	13,1 ± 8,4* (1,4 - 34,8)	4,6 ± 3,0 (1,2 - 17,4)	21 ± 28 (5,5 - 125)	14,4 ± 1,5 (11,6 - 16,9)
Ser. Gerais n = 17	25,1 ± 9,1* (11,7 - 46,3)	6,0 ± 3,8 (2,5 - 18,3)	25,5 ± 20 (9 - 80)	15,0 ± 0,8 (13,5 - 16,1)
Manutenção n = 26	28,5 ± 9,8 * (10,7 - 42,6)	6,9 ± 8,4 * (1,4 - 42,1)	33 ± 38 (10,5 - 150)	14,8 ± 0,9 (13,2 - 16,1)
Laboratório n = 8	23,1 ± 7,6* (11,0 - 56,5)	4,3 ± 1,0 (3,3 - 6,6)	25,5 ± 17 (10 - 63,5)	15,6 ± 0,4 (14,8- 16,1)
Sinterização n = 23	36,7 ± 9,8* (5,6 - 55,4)	11,9 ± 9,3* (2,54 - 32,55)	87,5 ± 107 * (14,5 - 458)	15,0 ± 0,9 (13,9 - 17,0)
Fusão n = 41	37,9 ± 8,5 * (24,8 - 55,0)	11,1 ± 6,9* (2,4 - 30,9)	65,5 ± 45,5* (11,5 - 150)	14,4 ±1,2 (11,9 - 16,9)
Refinaria n = 49	36,0 ± 9,1* (11,0 - 56,5)	10,3 ± 9,5* (1,2 - 47,0)	65,5 ± 61,5* (11 - 307)	15,1 ± 0,9 (12,9 - 16,8)

Comparando-se os valores de Pb-S do grupo controle (5,4±3,9µg/dL) com o grupo de indivíduos de área administrativa (13,1±8,4µg/d/L), constatou-se uma diferença estatisticamente significativa ($p<0,001$) entre eles, demonstrando que embora os trabalhadores administrativos não exerçam atividade na área de produção da planta, possuíam uma fonte adicional de exposição, oriunda provavelmente, da contaminação ambiental da metalúrgica. Não foi observado diferença signicativa ($p>0,05$) entre os indicadores de efeito (ALA, ZnPP e Hb) deste grupo quando comparado com o grupo controle. Diferença ainda mais significativa ($p<0,0001$) foi constatada comparando-se o Pb-S do grupo dos trabalhadores de Serviços Gerais (25,1±9,1 µg/dL), da Manutenção (28,5±9,8µg/dL), do Laboratório (23,1±7,6µg/dL) e da Sinterização (36,7±9,8 µg/dL). Entretanto não foi observado diferença significativa ($p>0,05$) entre o Pb-S dos grupos de Refinaria, Fusão e Sinterização, sugerindo níveis semelhante de exposição, bem como os grupos de Laboratório, Manutenção e Serviços Gerais. Em relação ao ALA-U, que é o biomarcador de efeito, foi constatada uma diferença altamente significativa ($p<0,0001$) quando comparada a média do grupo controle (1,9±0,9 mg/g creat.) com as médias dos grupos da Manutenção (6,9±3,8 mg/g creat.), Sinterização (11,9±9,3 mg/g creat), Fusão (11,9±6,9 mg/g creat.) e Refinaria (10,3±9,5 mg/g creat.), não sendo, porém, observada diferença estatística entre as médias deste grupo de trabalhadores. Considerando a ZnPP, outro marcador de efeito da ação do chumbo na síntese do grupamento Heme, constatou-se uma diferença altamente significativa ($p<0,0001$) entre as médias do grupo controle (13,5±0,9 µg/dL) e as médias dos grupos de Fusão (65,5±45,5 µg/dL), Sinterização (87,5±107,0 µg/dL) e Refinaria (65,5±61,5 µg/dL). Esta diferença foi menos significativa ($p<0,0001$) para o grupo de Manutenção (33,0±38,0 µg/d/L) e para o grupo de Serviço Gerais (25,5±20,0 µg/dL). Não sendo observada, porém, diferença significativa ($p>0,05$) entre os grupos controle (25,5±20,0 µg/dL) e o da Administração (21,0±28,0 µg/dL).

A Figura 1 apresenta uma distribuição gráfica dos valores médios de Pb-S, ZnPP e ALA-U dos grupos controle e dos grupos de trabalhadores expostos da metalúrgica.

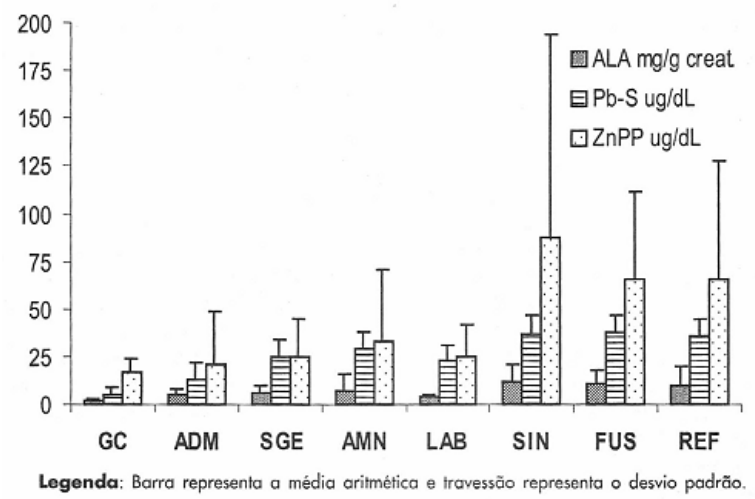


Figura 1 – Distribuição dos bioindicadores PB-S, ALA e ZnPP nos grupos controle e nos grupos de trabalhadores expostos.

Os níveis de chumbo no sangue da população geral têm diminuído ao longo do tempo em diversos países do mundo, provavelmente resultante das ações de controle de determinadas fontes de emissão de chumbo, como as de origem industrial e de derivados do petróleo. O uso do álcool adicionado à gasolina reduziu a utilização de antidetonante à base de chumbo, contribuindo substancialmente para redução da emissão atmosférica de chumbo pelos automóveis, como acontece no Brasil (WHO, 1996 e Torra *et al*., 1995).

O grupo da administração apresentou Pb-S de 13,1 µg/dL, significativamente mais elevado que o grupo controle ($p<0,001$), demonstrando que a proximidade do escritório administrativo da área de produção da planta industrial e o uso do mesmo refeitório de outras instalações da empresa, podem ter contribuído para uma maior exposição ambiental deste grupo, passando a apresentar níveis sanguíneos de chumbo semelhante aos de indivíduos que convivem próximo a áreas industriais de produção de chumbo reportada por outros pesquisadores (Carvalho *et al*., 1986; 0MS, 1979; WHO, 1996 e Fernícola & Azevedo, 1981).

Embora tenha ocorrido considerável aumento na produção e consumo dos compostos de chumbo na década de 1970, observou-se paralelamente uma redução substancial nos níveis de Pb-S de indivíduos ocupacionalmente expostos, refletindo uma melhoria e maior atenção aos programas de vigilância epidemiológica, de medidas mais eficazes de higiene industrial e monitorização biológica dos trabalhadores exposto (Landrigan, 1999; WHO, 1996 e Gerhadsson *et al*., 1996). Os processos de fundição e refinaria de chumbo são os que provavelmente representam maior risco de exposição, confirmando os resultados obtidos neste estudo no qual os trabalhadores nas áreas de refinaria, fusão e sinterização apresentam as concentrações mais elevadas

de chumbo no sangue (Wineger *et al*., 1997; Landrigan, 1999; WHO, 1996; Baker *et al*., 1979 e Lundstron *et al.*, 1997).

No Brasil o Ministério do Trabalho (Ministério do Trabalho, 1994) adota como valor de referencia do Pb-S de até 40 µg/dL e para exposições ocupacional o IBMP (Índice Biológico Máximo Permitido) de 60 µg/dL. Neste estudo constatamos que 43,5% dos trabalhadores do grupo de sinterização, 36,6% de fusão, 32,6% da refinaria e 23 % da manutenção possuíam chumbo superior a 40 µg/dL, considerado como normal pela legislação brasileira é igual ou superior ao LTB estabelecido em diversos países, enquanto 12,2% dos trabalhadores da área de fusão, 12,2% da de refinaria e 7% da de sinterização, totalizando 12 trabalhadores nos três grupos, revelaram Pb-S superior a 50 µg/dL, valor de chumbo sanguíneo mais elevado do que o estabelecido como LTB pela Organização Mundial de Saúde e a ACGIH dos Estados Unidos da América do Norte.

No que concerne o bioindicador de efeito, concentração urinária de ALA, observamos que 85,4% dos trabalhadores da área de Sinterização e de 81,6% da Refinaria possuíam ALA-U superior a 4,5 mg/g creat. que é estabelecido como valor de referência pela legislação brasileira, enquanto que 36,6% dos indivíduos da de Sinterização, 48,8% da de fusão e 30,6% da de refinaria apresentaram ALA-U superior a 10 mg/g creat., adotado pela legislação brasileira como Índice Biológico Máximo Permitido (IBMP).

É possível concluir, portanto, que os trabalhadores com maior risco de exposição ocupacional ao chumbo na planta da metalúrgica estudado são representados pelos grupos da fusão, sinterização e refinaria alguns deles com elevadas concentrações de chumbo no sangue e importante alterações na concentração de ZnPP sanguíneo e ALA urinário.

Apesar da constatação de considerável constatação nos níveis de Pb-S nos trabalhadores expostos em todo o mundo, motivando inclusive a revisão dos LTB's estabelecidos na legislação de saúde ocupacional de diversos países, mas recentemente tem enfatizado a importância da toxicidade subclínica do chumbo, demonstrando que concentrações de chumbo no sangue mesmo abaixo do LTB's adotados atualmente, podem desencadear importante toxicidade com nefropatia, neurotoxicidade central e periférica, efeitos sobre a reprodução, câncer renal e hipertensão arterial. Por outro lado, a associação de outros metais, como arsênico, cádmio e zinco presentes em determinados tipos de minério, como a galena, utilizada pela metalúrgica avaliada pode aumentar o risco de toxicidade metal, como também influenciar na cinética de produção de determinados indicadores biológicos utilizados na monitorização dos trabalhadores expostos (Landrigan, 1989, 1999; Gerhadsson *et al*., 1996; Lundstron, 1997 e Candela *et al*., 1991). Desse modo o zinco pode ativar o ácido delta-aminolevulínico desidratase (ALA-D), influenciando na produção de ALA-U[22], o cádmio pode aumentar a nefrotoxicidade do chumbo, bem como outros fatores, com o consumo de álcool, que influencia na produção de alguns destes indicadores (Candela *et al.*, 1991).

Monitorização biológica da exposição ambiental da população do entorno da extinta metalúrgica em 2011

Aplicação piloto do Protocolo de Avaliação

A aplicação piloto do Protocolo de Avaliação da População de Santo Amaro (SESAB) desenvolveu-se entre agosto de 2010 e setembro 2011, como uma ação conjunta da Secretaria de Saúde do Estado da Bahia, com envolvimento do Laboratório Central (Lacen) da Superintendência de Vigilância e Proteção da Saúde (SUVISA) e da Secretaria de Saúde do Município de Santo Amaro. O protocolo é composto de uma série de questionários que devem ser aplicados a cada morador por enfermeiros e médicos em cada PSF das subregiões do município, com prioridade para aquelas comunidades do entorno da antiga fábrica. Esses questionários têm por objetivo levantar dados sóciodemográficos, hábitos de vida, histórico de exposição ocupacional, anamnese médica entre outros. Em seguida, essas pessoas deveriam ser convidadas para coleta de sangue e urina, para avaliação clínica e dos biomarcadores de exposição a metais pesados, sendo eles: Chumbo sanguíneo (Pb-S), cádmio sanguíneo (Cd-S), cobre sérico (Cu-S), zinco sérico (Zn-S) e ácido delta-aminolevulínico urinário (ALA-U).

O Laboratório de Toxicologia (LabTox) da Faculdade de Farmácia, através de um convênio firmado entre a Universidade Federal da Bahia e a SESAB em 2009, passou a ser o Laboratório de referência para o Estado da Bahia em análises toxicológicas. Portanto, todas as determinações dos biomarcadores de exposição humana a metais pesados do Projeto Purifica seriam executadas pelo LabTox-UFBA.

Após diversas reuniões entre as equipes do LabTox e do Lacen, um procedimento operacional padrão foi elaborado, sob título: "Fluxo de Recepção, Cadastramento, Armazenamento e Transporte das Amostras Biológicas do Projeto "Purificação de Santo Amaro". De acordo com o próprio título, este documento padronizaria o procedimento de acompanhamento das amostras da coleta, recepção no Lacen, envio ao LabTox, assim como a emissão dos laudos e entrega dos resultados.

As análises toxicológicas foram executadas por metodologias de referência para análise de metais. Sendo espectroscopia de absorção atômica em forno de grafite com efeito Zeeman (AA GT240, Varian Inc), para análises de chumbo e cádmio sanguíneo de acordo com os métodos descritos no manual da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1996) e Kummrow *et al.*, 2008, respectivamente. Espectroscopia de absorção atômica no modo chama no equipamento EAA B55, Varian Inc. foi aplicada para as análises de zinco e cobre séricos, baseando em metodologias descritas por Ince *et al.*, 2008 e Kelson *et al.*, 1978, respectivamente. A dosagem de ALA na urina foi executada espectrofotometria no visível de acordo com o método descrito por Katsumara & Masana, 1978. Todas as análises foram acompanhadas por utilização em cada bateria de material de referência para fins de controle interno de qualidade, sendo Sangue níveis 1 e 2, Lyphocheck (BioRad), soro níveis 1 e 2 (Lyphocheck (BioRad). Além disso, o LabTox participa do Programa de Proficiência Analítica da Dosagem de

Chumbo Sanguíneo do Instituto Adolfo Lutz, do qual detém o Certificado de Proficiência Analítica nos anos de 2010 e 2011.

Resultados e disCu-Ssão

Foram avaliados 216 moradores atendidos no PSF do Trapiche. Foram 114 (52,8%) do sexo feminino e 102 (47,2%) do sexo masculino. Apenas 4,7% das pessoas avaliadas tinham menos que 17 anos. Na faixa etária entre 20 e 40 anos foram 13,6%, entre 40 e 60 anos foram 43,5% e acima de 60 anos foram 37% dos participantes. A Tabela 2 apresenta os resultados dos valores médios, mínimos e máximos do chumbo e cádmio no sangue, estratificados por faixa etária e sexo.

Tabela 2 - Níveis médios, mínimos e máximos de Pb-S e Cd-S estratificados de acordo com a faixa etária e sexo.

Faixa Etária	Sexo	N	Pb-S (µg/dL)	Cd (µg/L)
<20	M	03	5,8 (0,5 – 15,5)	0,37 (0,21-0,66)
	F	07	1,3 (0,5 – 2,4)	0,33 (0,05 -0,87)
20 – 39,9	M	08	5,7 (0,5 – 14,6)	0,67 (0,20 – 1,12)
	F	18	1,4 (0,8 – 8,6)	0,57 (018 – 1,79)
40 – 59,9	M	42	6,4 (0,5 – 22,8)	0,63 (0,18 – 1,66)
	F	48	3,3 (0,5 – 15,3)	0,67 (0,10 – 5,17)
>60	M	43	9,6 (0,5 – 33,6)	0,91 (0,09 – 3,38)
	F	32	4,6 (0,5 – 14,4)	0,94 (0,12 – 2,94)

A média do chumbo no sangue entre os homens foi de 7,7 µg/dL e nas mulheres 3,2 µg/dL, alcançando uma diferença estatisticamente significante ($p<0,001$). A maioria das pessoas avaliadas apresentaram plumbemia abaixo de 4,0 µg/dL. Apenas 6% tiveram plumbemia acima de 15 µg/dL e desses, somente cinco pessoas tiveram Pb-S acima de 20 µg/dL, sendo somente um caso com Pb-S igual a 33,6 µg/dL e todos do sexo masculino. Assim sendo, pode-se observar na Tabela 2 que em todas as faixas etárias os níveis médios da plumbemia são sempre maiores nos homens do que nas mulheres e tendem a aumentar com a idade em ambos os sexos, demonstrando seu caráter acumulativo no organismo. Os níveis maiores observados no sexo masculino podem estar associados à exposição ocupacional pregressa na antiga fábrica ou em atividades que envolvessem o manuseio do solo contaminado, como a agricultura, pavimentação de vias, instalação de rede sanitária etc. A Figura 2 apresenta representação gráfica dos níveis medianos da plumbemia de acordo com a faixa etária e sexo.

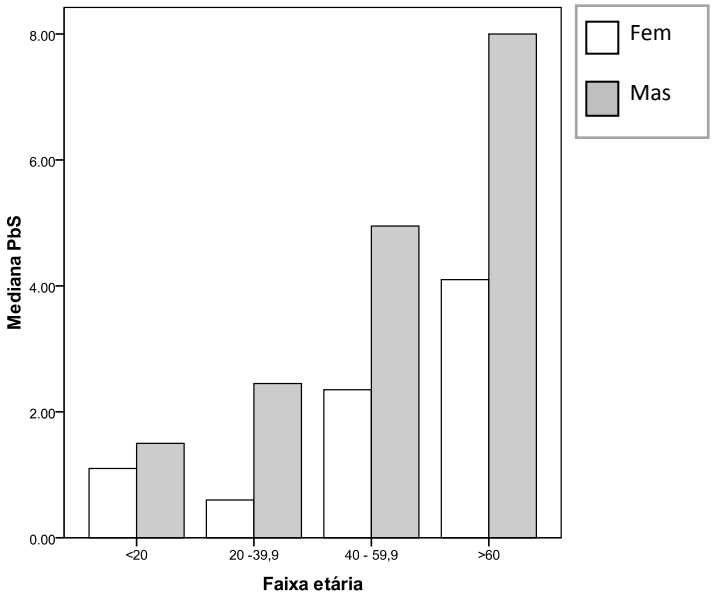


Figura 2 - Mediana da plumbemia (µg/dL) nas diferentes faixas etárias estratificadas de acordo com o sexo.

Os níveis de cádmio variaram entre 0,05 µg/L a 5,17 µg/L, com valor médio de 0,74 µg/L. O valor esperado na população geral não fumante é de 0,50 µg/L e de até 1,5 µg/L em fumantes (WHO, 1996). Infelizmente não tivemos acesso aos dados coletados na aplicação dos questionários do protocolo ou mesmo se todas as pessoas avaliadas passaram pela entrevista e aplicação dos questionários. Portanto não conhecemos o status dessas pessoas quanto ao hábito de fumar. Apenas 18 (8%) pessoas tiveram Cd-S acima de 1,5 µg/L. A Norma Regulamentadora Nº 7 do Ministério do Trabalho estabelece o valor de 5,0 µg/L para Índice Biológico Máximo Permitido (IBMP) para o Cd-S. O que significa dizer que trabalhador com valor de Cd no sangue maior que este deveria ser afastado da sua função. No entanto, estamos tratando de exposição ambiental e esta pessoa observada com Cd-S maior que 5,0 µg/L é uma mulher de quase 60 anos. Esses resultados refletem uma exposição excessiva por parte da população, as quais em tese deveriam ser afastadas da fonte de exposição. A Figura 3 mostra os histogramas das distribuições de frequência dos níveis de Cd-S estratificado pelo sexo. Enquanto que a Figura 4 apresenta as medianas dos níveis de Cd-S de acordo com a faixa etária e sexo.

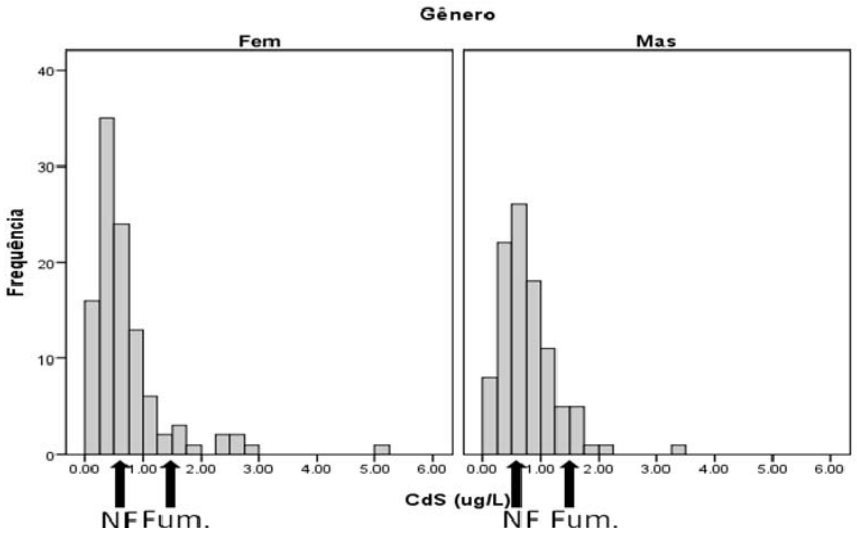


Figura 3 - Histogramas das frequências de indivíduos em cada nível de Cd no sangue de acordo com o sexo. Setas mostram os valores de referência do Cd-S para não fumantes (NF) e fumantes (Fum.).

Podemos observar na Figura 4 um significante aumento dos valores médios de Cd-S com a idade, refletindo dessa forma o forte potencial cumulativo do Cd. Este metal, diferente do chumbo que tem um tropismo pelos tecidos ósseos acumulando-se na forma de pirofosfato de chumbo com meia-vida de 5 a 25 anos, tem a capacidade de acumular-se no córtex renal onde fica depositado com uma meia-vida estimada em 30 anos (Roberts *et at*. 2001; WHO, 1996).

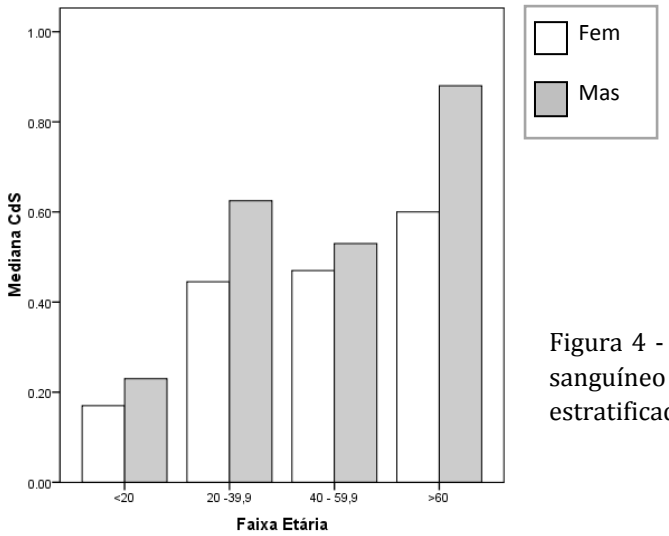


Figura 4 - Mediana dos níveis de cádmio sanguíneo nas diferentes faixas etárias estratificada de acordo com o sexo.

Quanto aos níveis de ALA-U, um biomarcador de efeito do chumbo, a média entre as mulheres foi 1,9 mg/g de creatinina, variando de 0,2 a 4,9 mg/g de creatinina. A média no grupo masculino foi 2,0 mg/g de creatinina, variando de 0,6 a 7,5 mg/g de creatinina. Segundo a NR-7 (MT-Br) o valor normal de ALA-U é de 4,5 mg/g de creatinina e o IBMP de 10,0 mg/g de creatinina. Dentre todas as pessoas avaliadas 3,6% apresentaram níveis de ALA urinário acima do valor de referência. A Figura 5 apresenta a distribuição de frequência dos níveis de ALA-U de acordo com o sexo.

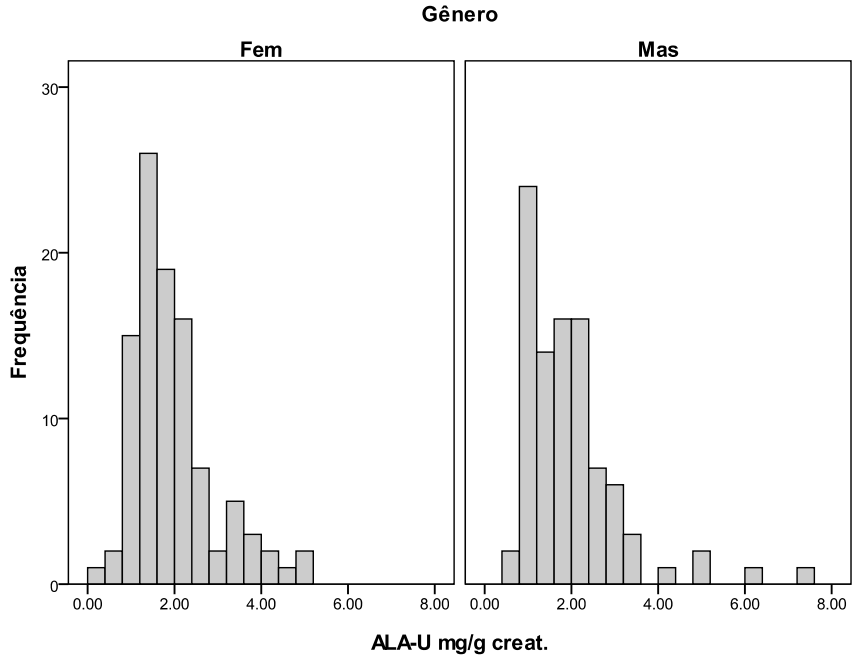


Figura 5 - Frequências dos indivíduos de acordo com os níveis de ALA-U estratificadas de acordo com o sexo.

Foi observada uma fraca correlação (Spearman rho=0,198, p=0,009) entre os níveis de Pb-S e os níveis de ALA na urina, somente quando este parâmetro não era corrigido pela creatinina urinária. Esta baixa correlação deve-se ao fato dos baixos níveis de Pb-S observados neste grupo, em que poucos valores de plumbemia estavam acima de 20 µg/dL. O aumento dos níveis de ALA reflete a inibição pelo chumbo da enzima ALA-desidrogenase nas mitocôndrias do sistema hematopoiético, resultando no seu acúmulo no organismo e consequente excreção através da urina. Esta inibição enzimática resultará na redução da síntese do grupamento Heme da hemoglobina, tendo como consequência uma anemia hipocrômica (WHO, 2002).

Os demais parâmetros analisados como Cu-S, Zn-S apresentaram valores dentro da faixa normal esperada na população geral, não havendo nenhuma correlação com os níveis de Pb-S ou Cd-S.

O que mudou em quase 20 anos

Após vinte anos de cessada a operação da fundição primária de chumbo, os níveis desse metal suspenso no ar têm decaído sensivelmente, o que se reflete nos valores de plumbemia na população adulta e, sobretudo na população infantil. Os níveis de plumbemia reportados ao longo desses anos apresentam médias cada vez menores em crianças. Carvalho *et al*. (1980) avaliaram 555 crianças de 1 a 9 anos e encontraram uma média de Pb-S de 59,1±25,0 µg/dL; em 1985 Silvany-Neto *et al*. (1989) avaliaram 53 crianças após adoção de medidas de controle de emissão na fundição e encontraram uma média de plumebemia de 36,9±22,9 µg/dL. Os últimos resultados de plumbemia em crianças dessa localidade disponíveis na literatura mostram que o valor médio em 47 crianças de 1 a 4 anos de idade foi de 17,1±7,3 µg/dL, onde 88% estavam acima de 10 µg/dL (Carvalho *et al*. 2003). Em adultos, de acordo com os dados apresentados nas sessões anteriores, em 1992 a média de Pb-S nos 31 trabalhadores da administração da empresa de fundição foi de 13,1±7,3 µg/dL, variando de 1,4 a 34,8 µg/dL. Já em 2011, o valor médio da plumbemia observada em adultos de 20 a 40 anos na população do entorno da antiga fábrica foi de 2,6±7,3 µg/dL. Esses dados demonstram como os valores de plumbemia tendem a aproximar-se dos valores esperados da população sem uma fonte pontual de contaminação após o encerramento das atividades da fundição primária de chumbo em dezembro de 1993.

A fonte de exposição atual é o solo contaminado das ruas próximas da antiga fundição e a montanha de 490.000t de escória contaminada (Anjos, 1998). Essas fontes podem contaminar produtos nele cultivados, lixiviar para os recursos hídricos, contaminando os frutos do mar, sobretudo os bivalves que são filtradores, assim concentrando os metais pesados. Como foi o observado por Carvalho *et al*. (2003) que o chumbo depositado no solo e na poeira torna-se uma fonte de exposição duradoura. Estima-se que os níveis de chumbo no sangue aumentem em 3 a 7µg/dL por cada aumento de 1 000 ppm do metal no solo ou poeira (CDC, 2002). Isto significa, que embora o risco tenha diminuído, o perigo continua, pois a mobilização do solo contaminado pode elevar outra vez os níveis de partículas de chumbo em suspensão na atmosfera e culminar com a reexposição da comunidade a concentrações perigosas.

Recomendações sobre os biomarcadores

Diante da necessidade de prover evidências científicas incontestáveis quanto aos níveis atuais e pregressos de exposição, aliado ao fato que deve haver uma otimização dos recursos públicos investidos neste estudo; é que, baseados nos resultados preliminares desta avaliação e, sobretudo, na toxicologia desses metais pesados, recomendamos uma revisão nos biomarcadores a serem monitorados nesta população:

Para monitorização da exposição ao cádmio

A concentração de cádmio no organismo aumenta continuamente até cerca de 60-70 anos, quando pode decrescer. Acumula-se principalmente em rins e fígado devido à

habilidade desses tecidos em sintetizar metalotioneina, proteína que inativa o metal e protege o sistema enzimático celular (Bernard, 2008) da ação tóxica do cádmio, a qual se deve à afinidade por radicais sulfidrila, hidroxila, carboxila, fosfatil, cisteinil e histidil e ação competitiva com elementos essenciais como zinco, cobre, ferro e cálcio (Ramirez, 2002). Depois de ligado a metalotioneina, o cádmio é filtrado nos glomérulos renais e reabsorvido nos túbulos proximais. A metalotioneina é então degradada nas células tubulares, liberando o metal, o qual estimula a produção tubular da proteína. Em altas concentrações de Cd no córtex renal, o metal livre alcança níveis também elevados, provocando dano tubular. Visto que a toxicidade do cádmio é dependente da concentração nos rins, os efeitos adversos não são observados após curto período de exposição (ATDSR, 2008). Assim sendo, a dosagem do cádmio urinário (CdU) é o melhor marcador para exposição de longo de prazo.

Ainda, sugerimos a inclusão de um ou mais biomarcador de efeito sub-clínico. O rim por ser um órgão compensatório só revela alterações dos valores de uréia e creatinina com perda de dois terços da função. Dessa forma, outros biomarcadores são recomendados a fim de detectar injúria precoce. Sugerimos a dosagem de um ou mais marcadores de lesão renal, como N-acetil-β-glucosaminidase (NAG), *retinol binding protein* (RBP) e/ou β2-microglobulina, os quais estão relacionados a danos provocados no túbulo contornado proximal. A β2-microglobulina, expressa em células nucleadas e encontrada em baixas concentrações no plasma, e a RBP, responsável pelo transporte de retinol do fígado para os tecidos epiteliais, consistem em proteínas de baixo peso molecular geralmente filtradas pelos glomérulos renais e reabsorvidas nos túbulos proximais. Em caso de dano tubular, teores elevados dessas proteínas são detectados na urina e, por isso, são marcadores utilizados na monitoração de disfunção renal (Prozialeck *et al*,, 2007).

Para monitorização da exposição ao chumbo

Com base nos dados aqui apresentados, os níveis de chumbo sanguíneo observados nesta população não são elevados o suficiente para refletir um aumento significativo nos níveis de ALA urinário. Como foi observado por Lee (1982) e Menezes-Filho *et al*. (2004) somente a um aumento da excreção de ALA quando os níveis de Pb-S são acima de 40 µg/L. Neste grupo estudado, o valor mais elevado de Pb-S foi de um homem que teve 33,6 µg/L e o ALA na urina de 1,0 mg/g de creatinina. Além do mais, o ALA não é um biomarcador específico dos efeitos do chumbo, ele pode estar elevado em doenças relacionadas ao sistema hematopoiético, sobretudo as porfirias. Deste modo, sugerimos que apenas indivíduos que tenha níveis de Pb-S acima de 40 µg/L sejam requisitadas a dosagem de ALA urinário e da zinco-protoporfirna eritrocitária (ZnPP).

Para os ex-trabalhadores da fundição primária, a dosagem de Pb-S não vai refletir os elevados níveis que estes trabalhadores tiveram no passado, como está descrito na primeira sessão deste capítulo. O ideal seria a quantificação dos níveis de chumbo depositados nos ossos, através de método não invasivo. Os ossos chatos ou trabecu-

lares, a exemplo do externo, patela, etc, por sua alta perfusão são considerados depósitos mais curto do chumbo, onde sua meia-vida é estimada de 5 a 10 anos. Os ossos corticais como fêmur, tíbia, etc são mais rígidos e a meia-vida do chumbo nesses tecidos é de 15 a 30 anos (ATSDR, 2005). Diversos estudos têm associado a exposição crônica ou pregressa de longo prazo ao Pb com uma série de efeitos como: hipertensão (Weaver *et al*., 2008), *neurobehavioral effects* (Dorsey *et al*., 2006) e danos na função renal (Muntner *et al*., 2007, Weaver *et al*., 2011). No entanto, esta metodologia baseia-se na fluorescência de Raio-X (XRF), a qual usa uma fonte radioativa de Cd^{109}. Do nosso conhecimento, só existe um grupo no mundo que detém esta tecnologia e presta esse serviço através de consultoria, está localizado em Nova York na Mount Sinai School of Medicine, sendo coordenado pelo Dr. Andrew Todd.

Referências

American Conference of Governamental Industrial Hygienists (ACGIH). Thereshold Limit Values for Chemical Suvstances and Physical Agents and Biological Exposure Indicerm Cincinnat, ACGIH, 2001.

Anjos, JASA. Estratégias para remediação de um sítio contaminado por metais pesado – Estudo de Caso. São Paulo, 1998, 157p. Dissertação (Mestrado) Escola Politécnica Universidade de São Paulo.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2005. Toxicological Profile for Lead. US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. Disponível on line em 04.11.2012.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2008. Toxicological Profile for Cadmium. US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. Disponível em: < http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>.

Bernard, A. Cadmium and its Adverse Effects on Human Health. Indian J Med Res, v.128, p.557-564, out. 2008.

Brasil Ministério do Trabalho, Portaria Nº 24, de 29.12.94. Norma Regulametada Nº 7. Diário Oficial da União de 30.12.94, Brasilia.

Candela, S; Piccinini, R. Viappiani, F. & Lari, U. Ifluenza Dell'Alcool sul Comportamento degli Indicatori di Dose e di Effeto in Lavatori Esposti a Piombo Inorganico: Compotamento Inateso dela ZnPP. Med. Lav. 82:523-541, 1991,.

Carvalho FM, Silvany-Neto AM, Lima MEC, Tavares TM, Waldron HA. Lead poisoning among children from Santo Amaro, Bahia, Brazil. Bull Pan Am Health Organ 19(2): 165–175, 1985.

Carvalho; F. M.; Silvany-Neto, A. M.; Tavares, T. M.; Lima, M.E C. & Waldron, H. A. Intoxicação por Chumbo entre Crianças de Santo Amaro da Purificação, Bahia. Bol. of. Sanit. Panam. 100(9), 1986.

Centers for Disease Control (CDC). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control. Preventing lead poisoning in

young children [site da Internet]. Disponível em: http://www.atsdr.cdc.gov/ HEC/CSEM/ lead/physiologic–effects.html.

Correy, G. & Galvão, L. A. C. Plomo, Serie Vigilancia 8, Metepec. Organizacion Panamericana the La Salud, 1985.

Cramér, K. & Selander, S. Studies in Lead Poisoning. Brit. J. Industr. Med. 22:311-314, 1965.

Dalton, C. B.; McCalmmon, J. B.; Hoffman, R. E. & Baron, R. C. Blood Lead Leavels in Radiator Repair Workers in Colorado. J. Occp. Eviron. Med. 35:58-62, 1977.

Dorsey CD, Lee BK, Bolla KL, Weaver VM, Lee SS, Kim JH, ToddAC, Shi W and Scwartz BS. Comparison of patella lead with blood lead and tibia lead with their associations with neurobehavioral test scores. J. Occup. Environ. Med. 48 (5) 489-496, 2006.

Fernícola, N. A. G. G & Azevedo, F. A. Níveis de Chumbo e Atividade da Desidratase do Ácido Aminolevulinico (d-ALA-D) no Sangue da População da Grande São Paulo, Brasil. Ver. Saúde Publ. 1981, 15:272-82.

Gerhardsson, L: Kazantzis, G & Schutz, A. Evaluantion of Selected Publications on Reference Values for Lead in Blood. Scand. J. Work Environ. Health. 1996, 22:325-31.

Gerhardsson, L; Chettle, D. R.; englyst, V.; Nordbarg, G. F.; Nyrlin,; Scott, M. C. & Tood, A. C. Kidney Effects in Long Term exposed Lead Smelter Workers. Br. J. Industry. Med. 49: 186-192, 1992.

Goyer. R. A. Toxic Effects of Metals. In: Amdur, M. O.; Doull, J.; Klassen, C. D.. Casarett and Doull's Toxicology, the Basic Science of Poisons, 4th Ed., New York, McGraw-Hill, 623-680, 1991.

Hammond, P. B.; O'Flaherty, E. J. & Gortsid, P. S. The Impact of Air-Lead on Lead in Man – a Critique of the Recent Literature. Fd. Cosmet. Toxicol. 19:631-638, 1981.

Ince, A.T. *et al.* Serum Copper, Ceruloplasmin and 24-h Urine Copper Evaluations in Celiac Patients. Dig Dis Sci. 53:1564–1572, 2008.

Katsumaro Ti and Masana O. Clínical Chemistry, Delta-aminolevulinic acid determination in lead exposed workers. 18:12, 1972

Kelson, J. R.; Shamberger, R. J. Methods compared for determination zinc in serum by flame atomic absorption spectrometry. Clinical Chemistry, 24:2, 1978.

Kim, R.; Landrigan, C; Massmann, P.; Sparrow, D. & Hu, H. Age and Secular Trends in Bone Lead Levels in Middles-Aged and Elderly Men: Three-years Longitudinal Fallow-up in the Normative Aging Study. 1997, Am. J. Epidemiol. 146:586-91.

Kummrow, F. *et al.* Biomonitoring method for the simultaneous determination of cadmium and lead in whole blood by electrothermal atomic absorption spectrometry for assessment of environmental exposure. Talanta, v. 75. 2008.

Landrigan, P. J. Toxicity of Lead at Low Dose. Brit, J. Industr. Med. 46:593-596, 1989.

Landrigan, P.J. Current Issues in the Epidemiology and Toxicology of Occupational Exposure to Lead. Environmental Health Perspective 89:61-66, 1999.

Landrigan, P.J.; Gehlbalch, B. F. ; Rosenblum, J. M Shoults, R. M . ; candelaria, W. F; Bartel, J. A., Liddle, A. L.; Shrek, N. W. ; Staehling, J. F & Sanders. Epidemic Lead Absorption Near an Ore Smelter; The Role of Particular Lead. N. Engl. J. Med. 283: 123-129, 1975.

Lee, B. K. Occupational lead Exposure of Storage Battery Workers in Korea, Br. J. Ind. Med. 39:283-289, 1982.

Lundstron, N. g.; Nordberg, G.; Englyst, J.; Gerhardsson, L.; Hagmar, L.; Jin, T.; rylander, L, & Wall, S. Cummulative Lead Exposure in Relation to Mortality an Lung Cancer Morbidity in Cohort of Primary Smelter Workeres. Scand. J. work. Eviron. Health. 1997, 23:24-30.

Mahaffey, K. R.; Amnest, J.L.; Roberts, J. H. & Murphy, R. S. Estimates of Blood lead levels: United States 1976-1980. Association with Selected Demographic and Socioeconomic Factors. N. Engl. J. Med. 1982.

Menezes-Filho, JA, Spínola, AG e Carvalho, WA, Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo em uma metalúrgica - Um estudo transversal. Revista Brasileira de Saúde Ocupacional, 28(105/106): 63-72, 2004.

Moore, M. R. Merredith, P. A. & Goldberg, A. Lead Heme Biosynthesis. In Singhal, R. L & Thomas, J. A. Lead Toxicity, Urban & Schwarzenberg, Blatmore, 1980, 78-117.

Muntner P, Menke A, Batuman V, Rabito F, He J and Todd AC. Association of tibia lead and blood lead with end-stage renal disease among African-Americans. Environ. Res. 104(3), 396-401, 2007.

Organizacion Panamericana de La Salud (OMS) Criterios de Salud Ambiental 3 – Plomo, Washington, OMS. 1979.

Prozialeck, W. C. *et al.* Kidney Injury Molecule-1 is an early biomarker of cadmium nephrotoxicity. Kidney Int., v.72, n.8, p.985-993, 2007.

Pruszkowaska, E.;Carnick, G. R. & Slavin, W. Blood Lead Determination with the Platform Furnace Techniue. At Soectros. 1983, 4:59-61.

Ramirez, A. Toxicología Del Cadmio. Conceptos Actuales para Evaluar Exposición Ambiental y Ocupacional con Indicadores Biologicos. Anales de La Facultad de Medicina, v.63, p.51-64, 2002.

Roberts, JR, Reigart, JR, Ebeling, M. Hulsey, TC. Time required for blood lead levels to decline in nonchelated children. J. Toxicol. Clin. Toxicol. 39, 153-160, 2001.

Selander, S. & Cramer, K. Interrelationships Between Lead in Blood, lead in Urine and ALA in Urine during Lead Work. Brit. J. Industr. Med. 27:28-29, 1970.

Silvany-Neto AM, Carvalho FM, Chaves MEC, Brandão AM, Tavares TM. Repeated surveillance of lead poisoning among children. Sci Total Environ 78:178–186. 1989.

Tolla, S.; Hernberg, S.; Asp, S. & Nikkaren, J. Parameters Indicative of Absorption and Biological Effect in New Lead Expousure: a Prospective Study. Brit. J. Industr. Med. 30:134-141, 1973.

Tomokuni, K & Ogata, M. Single Method for Determination of Urinary d-Aminolevulinic Acid as Index of Lead Exposure. Clin. Chem. 1972. 19(12):1534-6.

Torra, M.; Rodamilans, M.; Montero, F; Farre, C. & Carbella, J. Estudio de la Esposicion al Plomo em la Populacion de Barcelona; Evolucion Cronologica entre 1984 y 1995. Med. Clin. Barc.1997, 108-601-3.

Waldron, H. A. Correlation Between Some Parameters of lead Absorption and Lead Intoxication. Brit. J. Industr. Med. 27:28-29, 1970.

Weaver VM, ellis LR, Lee BK, Todd AC, Shi W, Ahn KD and Schwartz BS. Associations of blood and patella lead with blood pressure in lead workers. Am. J. Ind. Med. 51, 336-343, 2008.

Weaver VM, Kim NS, Jaar BG, Scwartz BS, Parsons PJ, Steuewald AJ, Todd AC, Simon DJ and Lee BK. Associations of low-level urine cadmium with kidney function in lead workers. Occup. Environ. Med. 68 250-256, 2011.

Wineger,D. A; Levy, B.S; Andrews, J. S; Landrigan, P.J; W. H & Krause, M.J. Chronic Occupational Exposure to lead; An Evaluation of the Health of Smelter Workers. J. Occp. Med. 19:603-607, 1997.

World Health Organization – Biological Monitoring of Chemical Exposure in the Workplace, Volume 1, Geneve, WHO, 1996; 112-131.

World Health Organization (WHO), Bulletin of the World Health Organization 2002: Lead, unsafe at any level, Geneva. 2002.

World Health Organization. Biological Monitoring of Chemical Exposure in the Workplace, vol 1, Geneva, WHO, 112-131, 1996.

Zielhius, R. L. Interrelationship of Biochemical Responses to the Absorption of Inorganic Lead. Arch. Eviron. Health., 23:299-310 1971.

Remediação de áreas contaminadas: proposições para o sítio da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA

Jose Ângelo Sebastião Araujo dos Anjos[1]
Luis Enrique Sánchez[2]
Luiz Carlos Bertolino[3]

Introdução

Num bairro da Zona Leste do município de São Paulo, cerca de cem famílias ocupam um terreno onde funcionou uma fábrica de revestimento cerâmico, constroem casas e criam alguns animais domésticos. Em abril de 1997, ao fazerem uma escavação para instalar uma manilha de águas servidas, descobrem uma substância com cheiro muito forte. Uma vaca pasta na área. Descobre-se que a substância é BHC, produto organoclorado usado como agrotóxico, proibido no Brasil, que nada tem a ver com a fábrica de revestimentos cerâmico e que foi provavelmente abandonado clandestinamente no terreno. Apela-se para diferentes repartições dos governos municipal e estadual. Alguma medida urgente parece necessária, tanto em vista a periculosidade desse produto químico. Diversas perguntas se colocam: o que fazer? como fazer? quem deve fazer o que? quando? Esta repartição pública tem atribuição legal para fazer alguma providência? É sua competência? Quais as consequências se nenhuma medida for tomada? Quais as consequências se alguma medida for tomada? (SANCHEZ, 2001)

Com o objetivo de limpar o solo e as águas subterrâneas de substâncias tóxicas foi formulado pela *Environmental Protection Agency* (EPA), em 1986, a primeira sequencia de procedimentos de correção para uma área contaminada. Estas ações corretivas foram desenvolvidas em cinco fases, sendo a inicial uma vistoria e avaliação preliminar do sitio, passando pela proposição de técnicas de remediação até a implantação das medidas corretivas e estabilizadoras (BERTENFELDER, 1992).

Neste período, no Brasil, em 1987, ocorre o acidente com o césio-137 em Goiânia e, segundo Terra e Ladislau (1991), "a não definição dos culpados pelo acidente é que retarda o devido atendimento às vitimas, seja médico, seja financeiramente" o que

1 Doutorado em Engenharia Mineral/Universidade de São Paulo. jangellotrabalho@gmail.com

2 Doutorado em Economia dos Recursos Naturais e do Desenvolvimento pela Escola de Minas de Paris. lsanchez@usp.br

3 Doutorado em Engenharia de Materiais. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. cbertolino@cetem.gov.br

caracteriza uma ação desarticulada das instituições, por falta de leis específicas sobre a contaminação industrial, e suas consequências na saúde humana.

Dentro deste contexto, a partir da década passada, em São Paulo, um número expressivo de trabalhos envolvendo o gerenciamento de áreas contaminadas por resíduos industriais e proposições para remediação de sítios foram se multiplicando, tais como Marker *et al.* (1994), Pompeia (1994), Sanchez (1995), Cunha (1997), Gloeden *et al.* (1997), Hassuda (1997), Leite *et al.* (1997), Sígolo (1997), Anjos (1988), Gloeden (1999), CETESB (1999), Crozera (2001), Silva, A.L.B. (2001), Silva, F. A. N. (2001), Toso Júnior (2001), Borba (2002), Sanchez (2006) e Marker (2008).

O termo *remediation*, na língua inglesa, refere-se à abordagem de cunho educacional, uma "ação ou processo de correção ou domínio do conhecimento ou problema" (WEBSTERS, 1995). Contudo, este termo foi introduzido nos Estados Unidos e Europa, pelos formadores de opinião, como um "conjunto de medidas objetivando a limpeza de sítios degradados por atividades industriais", notadamente a disposição de resíduos tóxicos, que tenha causado a contaminação do solo ou do aquífero (SÁNCHEZ, 1994).

A *USEPA* define remediação como um conjunto de ações corretivas aplicáveis a um determinado sítio contaminado por resíduos perigosos. Na prática, essas ações minimizam os efeitos da contaminação, o que significa que dificilmente pode-se recuperar o sítio (BERTENFELDER, 1992). Enquanto que Bitar (1997) define a remediação como técnicas de tratamento que se destinam a "eliminar, neutralizar, imobilizar, confinar ou transformar elementos ou substâncias presentes no ambiente e, assim, alcançar a estabilidade química do ambiente".

O termo remediação por vezes se confunde com recuperação. Gloeden (1999) e Sanchez (2001) discutiram as diferenças e aplicação destas terminologias, que segundo (GLOEDEN *op. cit.*) podem ser empregadas quando determinarem medidas para compatibilizar o uso atual e futuro da área contaminada. Dentro deste contexto, a recuperação de áreas contaminadas seria todo o processo de aplicação de medidas corretivas necessárias para minimizar ou eliminar a contaminação, visando a utilização da área para um determinado uso, enquanto a remediação está relacionada a medidas de contenção ou isolamento da contaminação. Enquanto Sanchez (*op. cit.*) enfatiza a recuperação como medidas para eliminar ou reduzir a quantidade de substâncias nocivas presentes no solo ou na água subterrânea, enquanto a remediação estaria relacionada a medidas para isolar os setores mais contaminados e remoção dos contaminantes a níveis seguros à saúde humana e ao ecossistema.

Todavia, a aplicação do termo remediação por vezes torna-se improcedente quando dependente de respaldo jurídico, visto que, até o momento, não existe lei específica no Brasil para remediação de sítios contaminados. Entretanto, o mesmo não ocorre com a especificação do termo recuperação na Constituição Federal de 1988, regulamentado pelo Decreto Federal 97.632/89 para projetos de mineração e denominado Plano de Recuperação de Áreas Degradadas. Nestas condições, a recuperação deve

ser entendida como o resultado da aplicação de técnicas de manejo objetivando tornar a área adequada para um novo uso (SANCHEZ, 2001).

Schianetz (1999) não utilizou o termo remediação e correlaciona o passivo ambiental[4] de áreas contaminadas por resíduos industriais a ações para a sua recuperação, tais como: necessidade de ações imediatas; objetivos da recuperação; duração da ação da recuperação; tipos de contaminantes e suas relações com o subsolo; recursos financeiros disponíveis e; aspectos legais referentes à segurança da operação.

Já o manual de gerenciamento de áreas contaminadas (CETESB, 1999), primeiro protocolo brasileiro sobre áreas contaminadas, define a remediação como a "aplicação de técnica ou conjunto de técnicas em uma área contaminada, visando à remoção ou contenção dos contaminantes presentes, de modo a assegurar uma utilização para a área, com limites aceitáveis de riscos aos bens a proteger".

Desta forma, o sistema de gerenciamento de áreas contaminadas da CETESB contempla uma etapa para investigação para a remediação (selecionar dentre as varias opções de técnicas existentes aquelas mais apropriadas para o caso considerado) e em seguida um projeto de remediação (base técnica para o órgão gerenciador ou órgão de controle ambiental avaliar a possibilidade de autorizar ou não a implantação e operação dos sistemas de remediação propostas).

Todavia, duas décadas após as primeiras regulamentações efetuadas pelos Estados Unidos[5] para limpeza de solos contaminados e, da intensa investigação tecnológica patrocinada pelos países industrializados, em especial, Estados Unidos, Canadá, Inglaterra, Holanda e Alemanha, constata-se que as dificuldades de recuperação dessas áreas contaminadas continuam. Esta conclusão decorre da complexidade que envolve a contaminação dos sítios, das técnicas aplicadas não atingirem seus objetivos plenamente e, notadamente, pelos elevados custos para implementação da remediação.

Estas condições vêm favorecendo a especificidade de técnicas de remediação com menores custos, como as apresentadas nas *Sixth and Seventh International* C*onference on* C*ontaminated* S*oil*, realizadas sequencialmente, em 1988, em *Edinburgh*, *UK* e 2000, em *Leipzig*, *Alemanha*. Nestas conferências foram enfatizadas as dificuldades de atingir padrões mais restritivos com as tecnologias atuais, a

---

[4] Segundo Schianetz (*op. cit.*), passivos ambientais são deposições antigas e sítios contaminados que produzem riscos para o bem estar da coletividade, segundo a avaliação tecnicamente respaldada das autoridades competentes. Porém, para Sánchez (*op. cit.*), o passivo ambiental é o acúmulo de danos (impactos) ambientais que devem ser reparados a fim de que seja mantida a qualidade ambiental de um determinado local.

[5] *Comprehensive Environmental Response*, *Compensation*, *and Liability Act* (CERCLA), aprovado em 1980, foi a primeira lei que tratou da contaminação do solo e das águas subterrâneas, também conhecida como "*Superfund*". Esta lei foi precedida das regulamentações especificas para água, ar e resíduos sólidos, respectivamente, *Water Pollution Control Act* (1948), *Clean Air Act* (1955) e *Solid Waste Control Act* (1965) (SÁNCHEZ 2001)

necessidade de conviver com as áreas contaminadas e a urgência na utilização do bom senso para determinação dos sítios com riscos imediatos, além de serem enfatizadas as pesquisas sobre técnica de atenuação natural dos contaminantes, caracterizada pelo seu baixo custo na execução da remediação.

Nessas circunstâncias, diversas organizações mundiais, em especial as instituições ligadas ao Mercado Comum Europeu[6], Leste Europeu e América do Norte, vêm apresentando propostas de cooperação, para troca de conhecimento científico e proposições de metodologias e testes de novas tecnologias de remediação para os solos e as águas subterrâneas.

No Brasil, desde 1992, algumas técnicas de descontaminação de solo já vinham sendo executadas pelo setor privado, dentre elas o processo *Bergmann* e tecnologias convencionais como: incineração, extração química, descoloração, biodegradação, estabilização e vitrificação. Todavia, um dos grandes empecilhos à implementação da remediação nos solos contaminados estava relacionado ao custo operacional das tecnologias que variava de US$ 122/m^3 quando utilizado o processo *Bergmann,* a US$ 1.282/m^3 o custo para a incineração com remoção do contaminante (ROHRIG; SINGER 1996).

Contudo, em 1997, a revista Química e Derivados apresentou uma grande discussão denominada de "Controle ambiental chega ao subsolo". Neste artigo são apresentadas as proposta dos planos de ação da CETESB para sítios contaminados em conjunto com a Agência Ambiental do Governo Alemão (*GTZ*) e, são enfatizados os procedimentos para desenvolvimento do Manual de Áreas Contaminadas, além do estabelecimento dos valores de referência e intervenção para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo (FURTADO, 1997).

Durante este período, a metodologia adotada para diagnóstico e avaliação de áreas contaminadas seguiu os procedimentos aplicados pela *USEPA*, e sequenciado em três fases:

Fase 1 – Auditoria de conformidade, quando serão levantadas as legislações ambientais pertinentes; licenças Municipais, Estaduais, Federais e Ambientais; mapas e laudos de riscos ambientais, saúde ocupacional, ergonômico e notificações de acidentes, além de inspeção e conhecimento dos equipamentos instalados a céu aberto e em sub-solo;

Fase 2 – Delineamento da contaminação, quando serão levantadas as informações que permitam quantificar o nível de contaminação existente no solo e água subterrânea, por meio do conhecimento geológico e hidrológico da área, utilização de proce-

---

[6] O Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union (CARACAS); Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe (CLARINET); Network for Industry Contaminated In Europe (NICOLE) e Risk Abatement Center for Central and Eastern Europe (RACE).

dimentos normalizados para amostragem e caracterização da/s fonte/s de contaminação e qualificação e quantificação das substâncias tóxicas por meio de análises químicas. Nesta fase também devem ser estabelecidas as prioridades para a remediação, o risco imediato à saúde publica, além dos custos e detalhamento para a remediação; e

Fase 3 – Programa detalhado de monitoramento e ações corretivas, por meio de programas de risco à saúde e ao ecossistema, aplicação de técnicas de remediação e avaliação sistemática da persistência das substâncias tóxicas no sitio contaminado.

Porém é cada vez maior o número de sítios contaminados que vêm sendo identificados no Brasil, principalmente, em função do descarte inadequado ou clandestino dos resíduos industriais[7] existentes no passado. Embora não exista um cadastro de áreas contaminadas no Brasil, somente o estado de São Paulo contempla um programa para a região metropolitana e, que já teria 2300 áreas potencialmente identificadas. Dados apresentados por Gloeden (1999) apresentam somente para a bacia do Guarapiranga, no Estado de São Paulo, 1267 áreas potencialmente contaminadas.

Todavia, com a implantação de protocolos específicos para os sítios contaminados no Estado de São Paulo, em especial o Manual para Gerenciamento de Áreas Contaminadas (Figura 1), os Valores de referência de qualidade do solo e águas subterrâneas e a nova legislação implementada pela prefeitura de São Paulo para ocupação de lotes urbanos que dispõe de diretrizes e procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no Município[8], o Estado de São Paulo tornou-se pioneiro na América do Sul por possuir mecanismos específicos e legais para avaliação de sítios contaminados.

A partir da implementação dos protocolos estaduais, a CETESB apresentou em maio de 2002 o primeiro cadastro de áreas contaminadas, compreendendo 255 sítios já em fase de remediação. Este cadastro, disponível na internet (www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/relacao_areas.htm), é compreendido por uma ficha com dados sobre a área contaminada.

Em 2009, foi promulgada a Resolução CONAMA 420/2009 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quando à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

---

7 Segundo a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), órgão do governo federal, as áreas com maior potencial de risco a saúde humana são: Santana, no Estado do Amapá, presença de arsênio; Santo Amaro da Purificação, no Estado da Bahia, contaminação por chumbo e cádmio; Duque de Caxias, no Rio de Janeiro, contaminação por pesticidas; Goiânia, Goiás, contaminação por material radioativo e, em São Paulo, entre outros o Condomínio Barão de Mauá, presença de benzeno, Recanto dos Pássaros em Paulínea, presença de organoclorados e Fabrica de Bateria Ájax, contaminação por chumbo.

8 Decreto n° 42.319, de 21 de agosto de 2002.

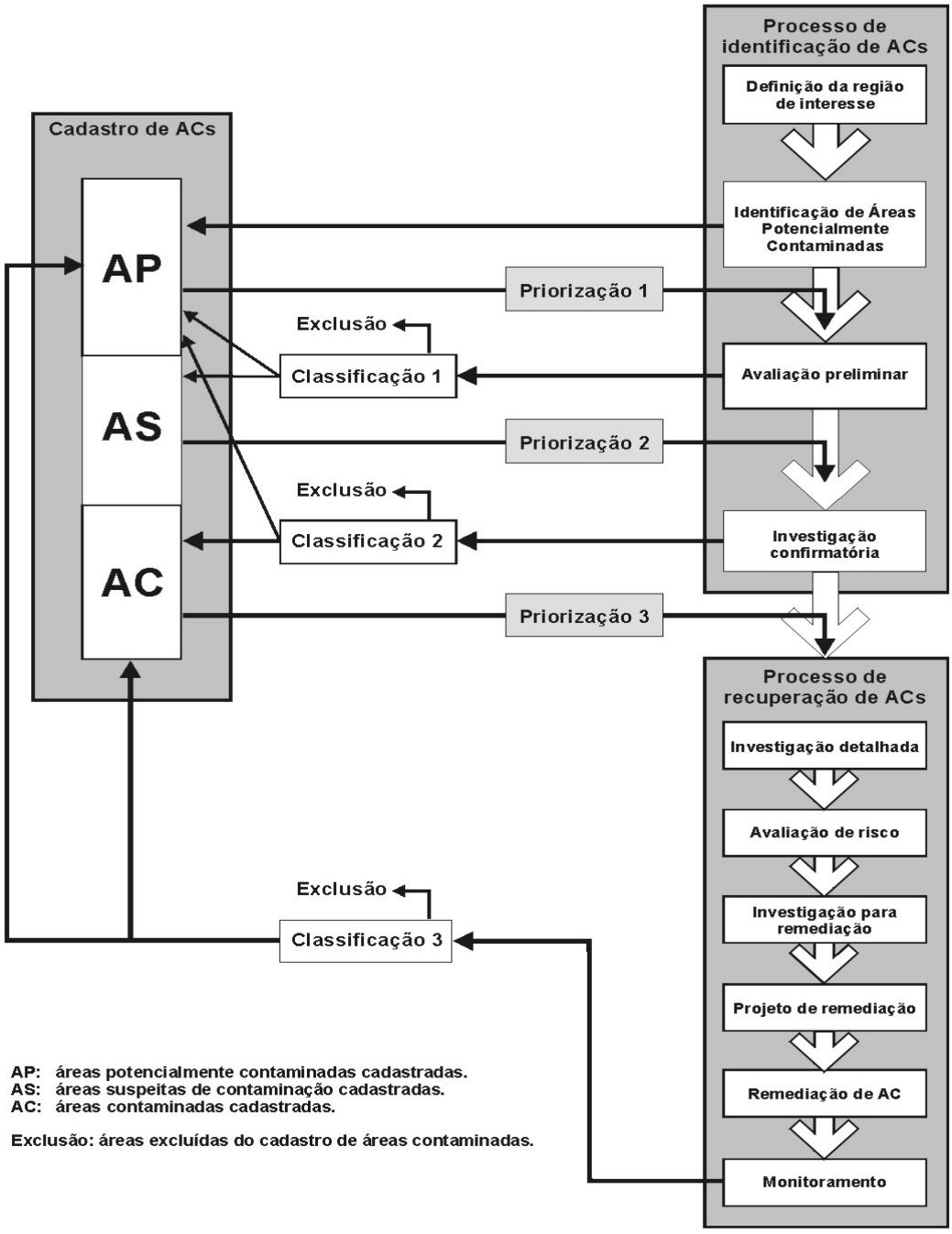
Nesta Resolução fica estabelecido que a avaliação da qualidade do solo, quanto à presença de substancias químicas, deve ser efetuada com base em Valores Orientadores de Referencia de Qualidade, de Prevenção e de Investigação, sendo que os Valores de Referência de Qualidade do solo-VQRs (concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinada com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos) para substâncias químicas naturalmente presente serão estabelecidos pelos órgãos ambientais competente dos Estados e do Distrito Federal, em até 04 anos após a publicação desta Resolução, de acordo com o procedimento estabelecido no anexo I desta Resolução (CONAMA 420/2009). O prazo final para estabelecimento do VRQs finda em 27 de dezembro de 2013.

Todavia, em 2011 foi negada pelo órgão ambiental do Estado da Bahia, a licença de localização do projeto imobiliário MCMV – Residencial Solar Paraíso, vinculado ao PAC- Programa de Aceleração do Crescimento do Governo Federal, localizado na Fazenda Mucumbe, à 200 (duzentos) metros da metalurgia da Plumbum. Embora o projeto estivesse fora da área de restrição do uso do solo segundo o plano diretor do município de Santo Amaro, o órgão ambiental considerou que a área apresentava risco à saúde humana.

1. Tecnologias de remediação

Após a revolução industrial, responsável pela concentração e disposição inadequada de resíduos tóxicos, e dos problemas causados à saúde humana pela migração dos metais pesados no solo e águas subterrâneas nas formas potencialmente disponíveis, tais como os exemplos mundialmente conhecidos do "*Love Canal*", nos Estados Unidos, "*Lekkerkerk*" na Holanda, e "*Minamata*" no Japão.

As técnicas de remediação evoluíram rapidamente, principalmente as oriundas dos processos consagrados na metalurgia. Porém, as pesquisas sobre sítios contaminados conviveram, por muito tempo, dividida em dois grandes grupos de tecnologias de remediação (ANDERSON, 1994a; 1994b; 1994c; 1994d e 1994f; USEPA, 1990). A realizada *ex situ,* caracterizada por técnicas que promovem a remoção do solo para descontaminação e posterior reposição no local de origem ou disposição em aterro adequado. E a técnica *in situ,* realizada no local da contaminação, e sendo largamente utilizada tanto para remover a contaminação do solo como para as águas subterrâneas.



Fonte: CETESB (1999)

Figura 1 – Fluxograma de procedimentos para avaliação de sítios contaminados

Segundo Schianetz (1999), as técnicas de remediação podem ser diferenciadas entre processos *in site* (sem remoção do material), *on site* (remosão e tratamento no local) e *off site* (tratamento fora do local). Estas técnicas apresentam vantagens e desvantagens que devem ser avaliadas, conforme o Quadro 1.

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens dos processos de remediação

	Processo *in site*
Vantagem	• relativamente barato
Desvantagens	• dificuldade de descontaminar de forma uniforme; • problemas consequentes são de difícil avaliação; • grande despêndio de tempo; e • êxito da recuperação não pode ser constatado com confiabilidade
	Processo *on site*
Vantagem	• êxito da recuperação é de fácil repetibilidade
Desvantagens	• após o tratamento o solo fica biologicamente morto e mineralogicamente alterado; • a utilização de solventes para a extração compromete sua separação no final do processo; • na escavação ocorrem riscos ao meio ambiente e a saúde; e • é 2 a 3 vezes mais caro que os processos *in site*
	Processo *off site*
Vantagens	• geralmente rentável; e • a área ter um destino imediato a uma utilização
Desvantagens	• problema é transferido; • são necessários centros de tratamento para a descontaminação; e • grande dispêndio no transporte e proteção no trabalho

Fonte: Schianetz (1999)

As principais técnicas de remediação testadas pela *USEPA*, durante o período de 1990, nos países industrializados, e aplicadas em escala piloto e reais (ROEHRING; SINGER, 1996), se deram em função do número expressivo de áreas potencialmente contaminadas na Comunidade Européia, cerca de 1.500.000 (CROZERA, 2001), e das 500.000 áreas na América do Norte (SANCHEZ, 2001).

Isso foi possível graças a políticas especificas para esses sítios e à disponibilidade de recursos financeiros pelos Governos envolvidos. Segundo Cunha (1997), entre 1980 e 1986 foi destinado pelo *Superfund*, respectivamente, US$ 1,6 bilhão e 9,0 bilhões, e segundo Sanchez (2001), o custo médio da remediação do *Superfund* por sítio ficou em US$ 29 milhões.

Porém, já no ano fiscal de 1993, a USEPA realizou a primeira seleção de tecnologias de remediação mais frequentemente usadas nos sítios contaminados e controladas

pelo *Superfund*. A aplicação e desenvolvimento destas técnicas nos sítios *Superfund* proporcionaram a elaboração de uma coletânea denominada *Innovatie site remediation technology*, organizada pela *Americam academy of environmental erngineers* com a assistência da USEPA, composta por oito volumes. Este trabalho foi desenvolvido por mais de 100 especialistas, que classificaram como principais tecnologias de remediação, a biorremediação, o tratamento químico, o tratamento por extração, os processos de solidificação e estabilização, a lavagem e vaporização do solo, a dessorção termal, a destruição termal e a extração por vapor a vácuo.

Esta publicação se constituiu em uma grande avaliação dos resultados quantitativos das principais técnicas empregadas pela *USEPA*, sendo discutido amplamente o potencial de aplicação das técnicas, seus processos e evolução, suas limitações e seu potencial como tecnologia inovadora (ANDERSON, 1994a e 1994b).

Em USEPA (1990), foram apresentadas três classes de tecnologias utilizadas especificamente para metais pesados. Elas foram classificadas como contenção, solidificação/estabilização e separação/concentração (Quadro 2).

Quadro 2 - Tecnologias de remediação

Classificação da tecnologia	Tecnologia especifica
Contenção	• Cobertura • Barreiras verticais • Barreiras horizontais
Solidificação/Estabilização	• Micro-encapsulamento de polímeros • Vitrificação
Separação/Concentração	• Lavagem de solo *in situ* • Lavagem solo *ex situ* • Pirometalurgia • Eletrocinetica

Fonte: USEPA (1990)

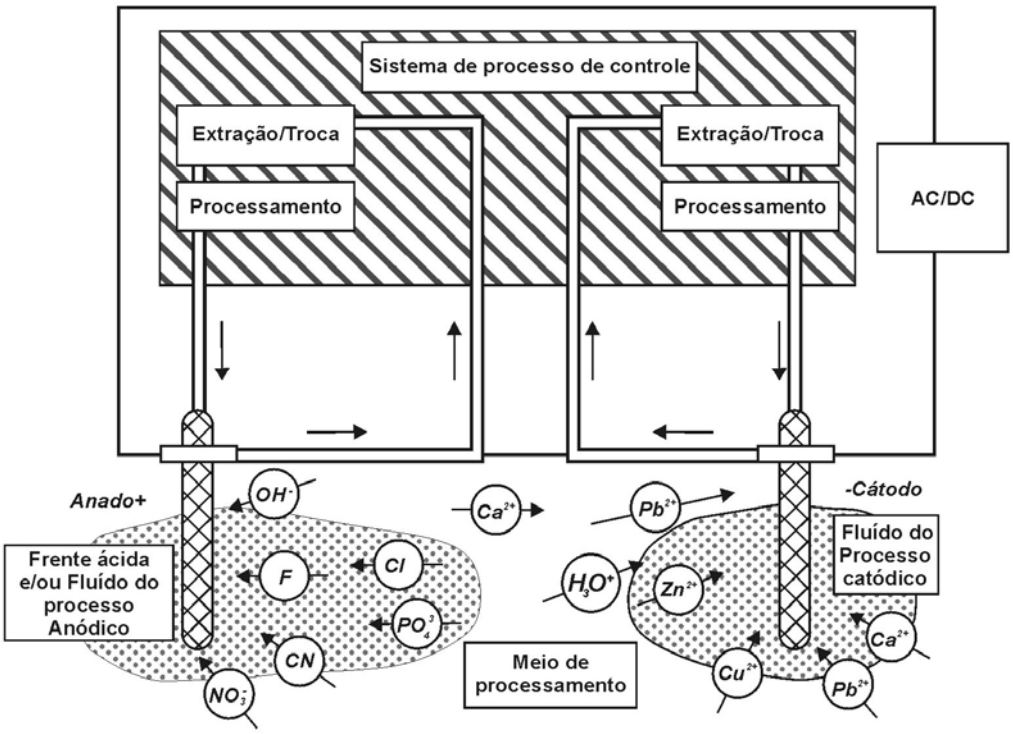
Na USEPA (1990) foram selecionadas as mais promissoras tecnologias *in situ* de remediação para sítios contaminados por compostos orgânicos e inorgânicos. Esta proposição foi determinada pelo aumento significativo destas tecnologias nos processos de seleção e avaliação das remediações desenvolvidas nos sítios *Superfund*. As tecnologias para tratamento de solo foram:

— Eletrocinética – a) eletromigração (transporte e troca de espécies químicas dentro do gradiente elétrico, acarretando a captura dos contaminantes (Figura 2); b) eletro-osmose (transporte de fluído no gradiente elétrico); e c) eletrólise (reações químicas associadas com o campo elétrico).

— Fitorremediação – a) fitoextração (tecnologia que usa plantas hiperacumuladoras para transporte de metais (Ni, Co, Cu, Cr e Zn) do solo para dentro da raiz); b) fi-

toestabilização (uso de plantas para limitar a mobilidade e biodisponibilidade dos metais (Zn, Pb e Cu) no solo; e c) rizofiltração (uso de raízes de plantas aquáticas para absorver, concentrar e precipitar metais de resíduos).

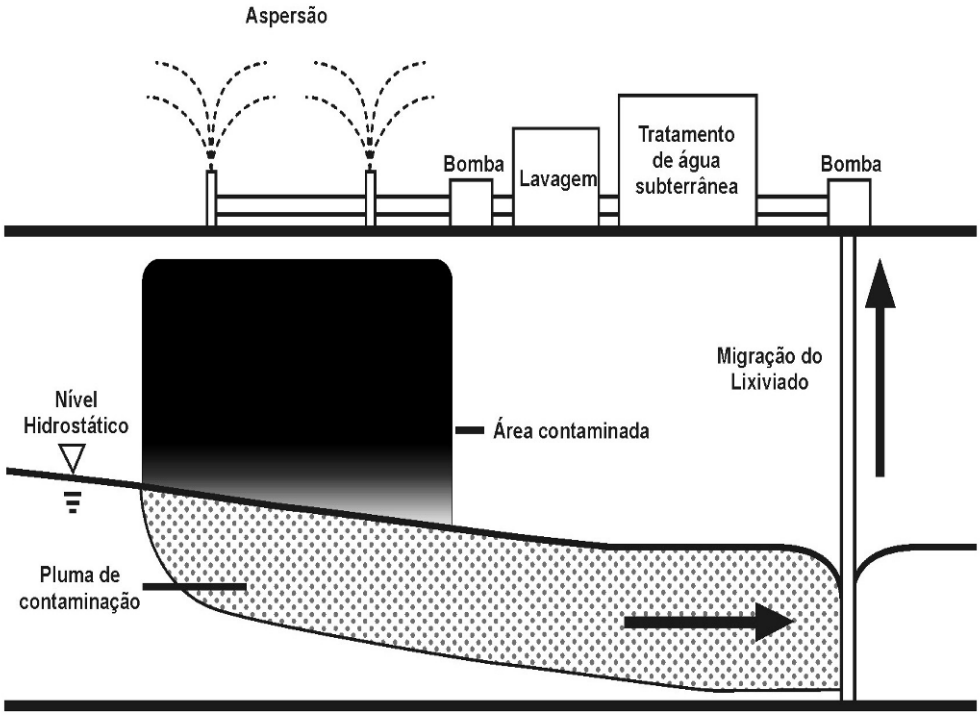
– Lavagem do solo *in situ* (*soil flushing*) – usado em solos com alta permeabilidade quando são utilizadas águas ou reagentes químicos para solubilização e extração dos contaminante (Figura 3).



Fonte: USEPA (1990)

Figura 2 – Remediação de solo contaminado por eletromigração

– Solidificação/estabilização (S/S) – solidificação é o processo de troca das características físicas no resíduo para controle e redução da mobilidade dos contaminantes, criando uma barreira física para a lixiviação. Enquanto a estabilização é o processo de tratamento que converte o contaminante para baixas formas de mobilidade através interações termais e químicas (imobilização). Exemplos de S/S são a vitrificação do solo e a utilização de reagentes de estabilização *in situ* (Quadro 3).



Fonte: USEPA (1990)

Figura 3 – Remediação por lavagem do solo.

Jaagumagi (2002) apresentou, além das técnicas *in situ* e *ex situ* (remoção seguida de tratamento e disposição), a atenuação natural como a terceira e mais nova categoria básica de remediação para limpeza de sedimentos de canais de porto. Segundo o autor, a atenuação natural é uma abordagem baseada em procedimentos e monitoramento de processos biológicos e químicos que ocorrem naturalmente, reduzindo a contaminação do solo e águas subterrâneas. Requer o conhecimento detalhado de químicos, físico-químicos, hidrologistas e biólogos. Esta nova forma de remediação vem se consagrar com a *European conference on natural attenuation* realizada em outubro de 2002, em Heidelberg na Alemanha.

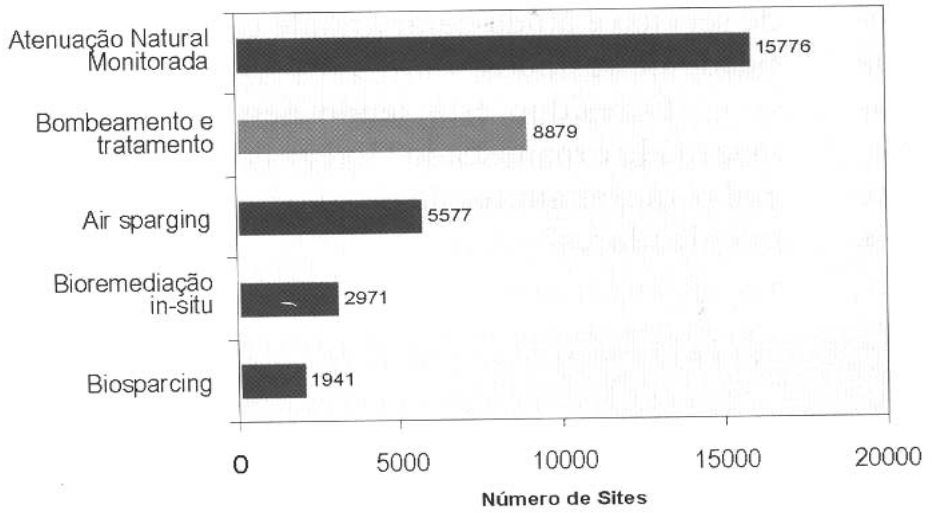
Segundo Oliveira (2000), a Atenuação natural monitorada (ANM) se caracteriza como a tecnologia de remediação com maior viabilidade econômica para o acompanhamento geoquímico e atividade microbiológica de contaminantes orgânicos em subsuperfície. Estes dados são referendados pelos projetos de remediação utilizando ANM em tanques subterrâneos nos Estados Unidos (Figura 4). Entretanto, para o National Reserch Council (NRC) dos Estados Unidos a ANM é uma técnica de remediação até o momento desenvolvida para os contaminantes orgânicos, BTEX,

hidrocarbonetos oxigenados (álcoois, cetonas e ésteres de baixo peso molecular) e cloreto de metileno.

Quadro 3 - Tecnologias de solidificação/estabilização

Reagentes de estabilização *in situ*	**Vitrificação**
Adição de reagentes pozzolanicos com ou sem aditivos para converter quimicamente e fisicamente contaminantes para baixas formas de mobilidade	Uso de energia para dissolver solos e encapsular contaminantes quimicamente e fisicamente produzindo baixa mobilidade e maior forma estável
Aplicado para muitos metais tais como o arsênio, mercúrio e cromo hexavalente	É aplicada geralmente para arsênio , chumbo, cromo, cádmio, cobre, zinco, asbesto e metais radioativos
A sua eficiência depende de baixas percentagens de argilas	A presença de voláteis e altas concentrações de contaminantes orgânicos pode diminuir a sua eficiência.

Fonte: USEPA (1990)



Fonte: Tulis et al. (1997 apud Oliveira, 2000)

Figura 4 – Programas de remediação em tanques subterrâneos

Outra forma de implementar técnicas de remediação em sítios contaminados é definida por meio da caracterização do alvo a ser atingido no projeto de remediação (SMITH *et al.,* 1995). Por meio deste procedimento devem ser enfatizado critérios e opções aproximadas para os principais objetivos da remediação, sendo preponderante a redução do volume do contaminante; o estabelecimento de forma de estacionar a mobilidade do meio contaminado e diminuir sua mobilidade. Estes procedimentos são distribuídos nos seguintes grupos:

1. Tratamento por imobilização - são técnicas *in situ* que se caracterizam pela redução da mobilidade dos contaminantes na matriz do solo ou no transporte dos contaminantes nas águas, por meio dos seguintes mecanismos: redução da infiltração no meio contaminado por meio do uso de barreiras; redução da infiltração através da modificação da permeabilidade da matriz contaminada; redução da solubilidade e consequentemente a mobilidade do contaminante nas águas subterrâneas; e o controle do fluxo dos contaminantes nas águas para permitir a coleta e tratamento (SMITH *et al,.* 1995). As técnicas mais empregadas são:

— Sistema de encapsulamento;

— Barreiras verticais;

— Barreiras horizontais, e

— Solidificação/Estabilização.

2. Tratamento de redução da toxicidade - são técnicas aplicadas para redução da toxicidade por processos químicos e biológicos. Geralmente converte os contaminantes metálicos da matriz do resíduo sólido para uma forma menos tóxico. As principais tecnologias de tratamento químico são:

— Oxidação química – reações que alteram o estado de oxidação dos átomos através da perda dos elétrons. As reações predominantes são a precipitação e a solubilização, e são processos utilizados basicamente para compostos orgânicos;

— Redução química – é um processo de redução no qual o estado de oxidação de um átomo tende a decrescer. As principais reações são a precipitação e a solubilização, e

— Neutralização química – reações que regulam as concentrações de soluções de íons hidróxido e hidrogênio. São utilizados para tratamento de sólidos que são excessivamente ácidos ou básicos.

— Os processos biológicos empregados na remediação de áreas contaminadas obtidos por intermédio da decomposição da molécula orgânica em moléculas mais simples, por exemplo: CO_2, CH_4, sais inorgânicos e água. Este processo envolve reações de absorção, oxidação, redução, biolixiviação, bioextração, biosorção e redução ou oxidação biológica. As principais tecnologias de tratamentos biológicos são:

  - Bioacumulação – é o processo de transferência de metal da matriz contaminada para a biomassa, podendo o metal ser acumulado em organismos vivos seletivos ou biomassas não vivas;
  - Oxido-redução biológica – é uma técnica utilizada para selecionar microorganismos através da redução ou oxidação dos metais, e
  - Metilização – é o processo através do qual organismos atacam o grupo metil (CH_3) para formar metais inorgânicos.

3. Tratamento por concentração e separação – são tecnologias desenvolvidas a partir das técnicas de tratamento de minério. As principais técnicas são os processos físicos de separação pirometalúrgicas e hidrometalúrgicas. As tecnologias *in situ* são os processos por lavagem de solos e a extração eletrocinética por águas subterrâneas. O principal problema que envolve a implementação destas tecnologias é o elevado custo e a obtenção de um desejável nível dos resultados.

Principais tecnologias de remediação aplicada para metais

Algumas tecnologias para tratamento de solos e águas contaminadas por metais pesados, especialmente, chumbo, cádmio, zinco e cobre, são encontradas em grande densidade na literatura. Daí, sua aplicação e eficiência no processo de remediação dependem do tipo de remediação proposto (contenção, estabilização ou limpeza), do acesso a tecnologias disponíveis no mercado além do custo para a remediação. Estes fatores têm levado muitos sítios contaminados a utilizarem mais de uma tecnologia de remediação para que haja êxito no processo de recuperação.

A USEPA (1990) apresentou uma listagem dos principais contaminantes que sofreram tratamento *in situ* enfocando somente a contaminação no solo. Os metais identificados são: chumbo (445 sítios); arsênio (388 sítios); cromo (352 sítios); cádmio (276 sítios); níquel (276 sítios) e zinco (273 sítios), além do mercúrio e cobre em menores proporções em sítios *Superfund*. O Quadro 4 apresenta as tecnologias de contenção aplicadas nos principais sítios do *Superfund*.

Quadro 4 - Tecnologias de contenção

Nome do sitio	Tecnologia especifica	Metais	Tecnologia associada	Situação
Ninth Avenue Dump, IN	Contenção	Pb	Barreira vertical e cobertura	Selecionado
Industrial Waste Control, AK	Contenção	As, Cd, Cr e Pb	Cobertura e drenos	Em operação
E.H. Shilling Landfill, OH	Contenção	As	Cobertura e berma de argila	Selecionado
Chemtronic, NC	Contenção	Cr e Pb	Cobertura	Selecionado
Ordnance Works Disposal, WV	Contenção	As e Pb	Cobertura	Selecionado
Industriplex, MA	Contenção	As, Pb e Cr	Cobertura	Selecionado

Fonte: USEPA (1990)

O Quadro 5 apresenta as tecnologias de solidificação/estabilização aplicada no *Superfund*.

Quadro 5 - Tecnologias de solidificação/estabilização

Sitio	**Tecnologia especifica**	**Metais**	**Tecnologia associada**	**Situação**
DaRewal Chemical, NJ	Solidificação	Cr, Cd e Pb	Bombeamento e tratamento	Selecionada
Marathon Battery Co.,m Ny	Fixação química	Cd e Ni	Dragagem e disposição *off-site*	Em operação
Nascolite, Millville, NJ	Estabilização de solo em *wetlands*	Pb	Disposição *on-site*	Selecionada
Roebling Steel, NJ	Solidificação/estabilização	As, Cr e Pb	Cobertura	Selecionada
Waldick Aerospace, Nj	Solidificação/estabilização	Cd e Cr	Disposição *off-site*	Executado
Palmerton Zinc, Pa	Estabilização	Cd e Pb	_	Em operação
Tonnoli Corp., PA	Solidificação/estabilização	As e Pb	Barreira química	Selecionada
Whitmoyer Laboratories, PA	Oxidação/ficação	As	Bombeamento e tratamento, cobertura e revegetação	Selecionada
Bypass 601, NC	Solidificação/estabilização	Cr e Pb	Cobertura e bombeamento e tratamento	Selecionada
Flowood,MS	Solidificação/estabilização	Pb	Cobertura	Executada
Independente Nail, SC	Solidificação/estabilização	Cd e Cr	Cobertura	Executada
Papper's Steel and Alloys, FL	Solidificação/estabilização	As e Pb	Disposição *on-site*	Executada
Gurley Pit, AR	Solidificação/estabilização	Pb		Executada
Pesses Chemical, TX	Estabilização	Cd	Cobertura com concreto	Executada
E.I. Dupont de Nemours, IA	Solidificação/estabilização	Cd, Cr e Pb	Cobertura e revegetação	Executada
Shaw Avenue Dump, IA	Solidificação/estabilização	As e Cd	Cobertura e monitoramento das águas subterrâneas	Executada
Gould Site, OR	Solidificação/estabilização	Pb	Cobertura e revegetação	Em operação

Fonte: USEPA (1990)

O Quadro 6 apresenta as tecnologias de lavagem de solo *ex-situ* (*soil washing*)[1] e *in-situ* (*soil flushing*)[2] aplicada no *Superfund*.

Quadro 6 - Tecnologias de lavagem de solo

Sitio	Tecnologia especifica	Metal	Tecnologia associada	Situação
Ewan Property, NJ	Tratamento da água[1]	As, Cr, Cu e Pb	Pré-tratamento com extração de solventes para remoção de orgânicos	Selecionada
GE Wiring Divices, PR	Água com solução aditiva de Kl[1]	Hg	Tratamento de resíduo, disposição *on site* e cobertura com solo argiloso	Selecionada
King of Prússia, NJ	Água tratada com aditivos[1]	Ag, Cr e Cu	Disposição de solo no solo	Executada
Zanesville Well Field, OH	Lavagem de solo[1]	Hg e Pb	SVE para remover orgânicos	Selecionada
Twin Cities Army Ammunition Plant, MN	Lavagem de solo[1]	Cd, Cr, Cu, Hg e Pb	Lixiviação do solo	Executado
Sacrament Army Depot CA	Lavagem de solo[1]	Cr e Pb	Disposição de resíduos líquidos off-site	Selecionado e posteriormente retirado
Lipari Landfill, NJ	Lavagem de solo e resíduos[2]	Cr, Hg e Pb	Contenção com barreiras horizontais e *wetlands*	Em operação
United Chrome Products, OR	Lavagem de solo[2]	Cr	Eletrocinetica	Em operação

Fonte: USEPA (1990)

No ConSoil' 98 diversas tecnologias de remediação para metais pesados foram apresentadas. Entre elas as técnicas hidrometalúrgicas para a remoção de metais por lixiviação apresentaram resultados significativos com a utilização de ácido cítrico (H_3C), Na_2 EDTA e HCl-$CaCl_2$ (Quadro 7), a lavagem de partículas finas do solo contaminado com zinco por flotação e a utilização de tecnologias usando fosfatos, sedimentos de origem biológicas e cinzas para a estabilização de solos altamente contaminados nas área de mineração (KONTOPOULOS; THEODORATOS 1998) .

Quadro 7 - Testes de lixiviação para extração de metais

	Pb	**Zn**	**Cd**	**As**	**Ca**	**Mg**	**Al**	**Fe**	**Mn**
Conc. inicial do solo (mg/kg)	34800	2020	100	2800	72800	15200	12900	60000	3500
Ácido cítrico (H_3C)									
3,3 moles H3C/kg solo %	54,6	61,4	72,0	3,6	65,2	37,5	9,3	3,5	74,3
6,6 moles H3C/kg solo %	66,1	72,8	92	10	70,9	53,3	12,1	5,5	86
Na_2 EDTA%									
2,5 moles Na_2H_2L/kg solo	75,6	55,4	96,0	21,0	78,7	6,4	6,3	2,8	82,9
2,5 moles Na_2H_2L/kg solo	79,9	67,8	100	26,1	82,6	6,7	7,9	4,2	90,0
HCL									
5,6 moles HCL/kg solo %	88,1	87,8	87,4	0,01		88,1		1,4	93,0
6,7 moles HCL/kg solo %	91,1	91,3	91,8	6,1	91,7	93,9	47	7,0	94

Fonte: Papassiopi *et al.* (1998)

Enquanto que no Prague (2000[9]), foi dada grande ênfase na remediação *in situ* de sedimentos, principalmente em canais de portos com grandes movimentações de produtos industrializados. Estes sedimentos geralmente precisam ser dragados, remediados e dispostos adequadamente. Desta forma as principais tecnicas de remediação *in situ* para metais pesados em sedimentos são apresentadas no Quadro 8.

[9] Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, 12-14 setembro de 2000, Praga/Republica Checa.

Quadro 8 - Remediações *in situ* de sedimentos

Remediação	Tipo de contaminante	Tecnologia utilizada	Implementação da tecnologia
Remoção dos contaminantes e concentração biológica	Ni, Zn, Cu e Cd	Fitoextração (entrada de metais na planta)	Introdução da espécie vegetal, cultivo e incineração
Transformação química	Metais	Precipitação de metais	Infiltração de sais e construção de *wetlands*
Fixação de contaminantes por sorção ou imobilização	Metais	Precipitação de metais como hidróxidos ou complexos insolúveis. Encapsulamento de metais em matriz inorgânica.	Aumento do pH por adição de cal ou hidróxidos alternativos; Precipitação ou adsorção perto das raízes das plantas. Adição de cimento; Vitrificação usando corrente elétrica; Adsorção de metais nas superfícies de aluminossilicatos e argilas.
Redução da dispersão advectiva próximo a superfície da água.	Todos os contaminantes	Aumento da resistência hidrológica. Redução da erosão. Isolamento hidrogeológico.	Recobrimento por camadas; Desnitrificação do sedimento. Introdução de espécies vegetais Desvio de drenagens
Redução da dispersão advectiva próximo a água subterrânea.	Todos os contaminantes	Aumento da resistência hidrogeológico. Isolamento hidrogeológico.	Aplicação de camada de argila. Medidas de controle do nível hidrostático.
Ações para contenção	Todos os contaminantes	Redução do risco	Troca de função do canal navegável

Fonte: Zeman; Patterson (2000)

Pesquisas desenvolvidas por Marseille *et al.* (2000) enfocaram a mobilidade dos metais pesados nas espécies vegetais (Quadro 9) e sedimentos contaminados dragados do rio *Scarpe,* no norte da França. A contaminação, oriunda de uma metalurgia de zinco, apresentou as seguintes concentrações (mg/kg) nos sedimentos: Zn (6000); Pb (600); Mn (230); Fe (17000) e Ti (1400).

Quadro 9 - Concentrações de Zn, Pb, Cd e Cu nas raízes

Espécies	**Zn (mg/kg)**	**Cd (mg/kg)**	**Pb (mg/kg)**	**Cu (mg/kg)**
Urica diosca	1040±10	29,4±0,4	30±0,7	33,6±0,4
Epilobium parviflorum	430±7	8,7±0,2	5,3±0,2	9,5±0,1
Epilobium hirsutum	330±10	7,1±0,7	5,2±0,2	8,0±0,2
Polygonum hydropiper	2400±90	88±4	210±20	63±3
Rononculus sceleratus	1000±1600	50±60	100±140	30±43
Ellytdrigia repens	1700±50	44±4	184±6	60±3

Fonte: Marseille *et al.* (2000)

Quanto aos sítios contaminados por metais pesados no estado de São Paulo e que se encontram em processo de remediação e disponíveis no *site* da CETESB, constata-se que em muitos sítios contaminados, já estão sendo aplicadas técnicas de controle (Quadro 10).

Entre estes sítios avaliados pela CETESB encontra-se a Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda, à margem do ribeirão Furnas Iporanga/SP. O plano de recuperação ambiental para este sítio contaminado prevê as seguintes etapas (POMPEIA, 2002): remover e isolar as fontes ativas de contaminação; minimizar o transporte secundário de metais pesados; reduzir o risco de exposição humana aos poluentes; tornar os níveis remanescentes de contaminação em superfícies compatíveis com os usos de preservação ambiental e turismo; e estabelecer mecanismos de monitoramento da contaminação remanescente.

Quadro 10 - Sítios contaminados por chumbo e metais associados

Sitio	Contaminante	Ações imediatas	Remediação
Tonolli do Brasil, Jacareí/SP	Chumbo	Cobertura do resíduo; Remoção do resíduo/solo; Tratamento de líquidos contaminados; Monitoramento ambiental	A ser definida
Saturnia Sistema de Energia Ltda, Sorocaba/SP	Chumbo	Cobertura do resíduo Prevenção/consumo de água; Tratamento de Líquidos contaminados; Monitoramento ambiental	Bombeamento e tratamento das águas subterrâneas
Acumuladores Ájax Ltda, Bauru/SP	Chumbo	Prevenção do consumo de alimentos; Monitoramento ambiental	A ser definido
CAF Argentifera Furnas Mineração, Iporanga/SP	Chumbo	Remoção de resíduos/solo	Projeto - Remoção de resíduos
Emplas Comércio e Beneficiamento de Metais Ltda, Elias Fausto/SP	Chumbo	Monitoramento ambiental	A ser definida
Gerdau S/A, Cotia/SP	Chumbo e Ácido clorídrico	Prevenção ao consumo de água; Tratamento de líquidos contaminados; Monitoramento ambiental	A ser definida
Mangels Insdústrias Ltda, São Bernardo do Campo/SP	Chumbo, zinco e bário	Tratamento de líquidos contaminados	Bombeamento e tratamento de águas subterrâneas
Panasonic do Brasil Ltda, São José dos Campos/SP	Chumbo, cádmio e zinco	Barreira física e hidráulica; Remoção de resíduos/solo; Tratamento de líquidos contaminados; Monitoramento ambiental	Bombeamento e tratamento de águas subterrâneas
Prolub Rerrefino de lubrificantes Ltda, Presidente Prudente/SP	Chumbo, cádmio e cromo	Monitoramento Ambiental	A ser definido
Região dos lagos de Santa Gertrudes, Santa Gertrudes/SP	Chumbo, cádmio, zinco e boro	Cobertura de resíduos; Estabilidade de aterro; Isolamento da área; Prevenção ao consumo de água e alimentos; Monitoramento ambiental	Remoção de contaminante e cobertura de sedimento de fundo de lagos
Polibrasil Resinas S.A, Mauá/SP	Chumbo, cádmio e mercúrio	Monitoramento ambiental	A ser definido

Fonte: www.cetesb.sp.gov.br/Solos/areas_contaminadas/relacao_areas.htm (2002)

Proposições para remediação do sitio da PLUMBUM

A estratégia para a recuperação da área afetada pela Plumbum deve alcançar toda a área contaminada em ações que contemplem intervenções imediatas, a médio e em longo prazo. O planejamento e ações seqüenciadas para recuperação do sítio deverão contemplar medidas de intervenção que deverão começar nas instalações industriais da metalurgia, até a área contaminada do estuário do rio Subaé.

Como estratégia inicial de ação foi avaliada a extensão da contaminação por meio da análise de todos os dados disponíveis sobre a área. Nesta averiguação foram delimitadas três áreas distintas para intervenção: a primeira representada pela metalurgia e seu entorno imediato; a segunda compreendendo as áreas de aterros de escória (quintais de residências, sub-base de calçamento das ruas de Santo Amaro e aterros em vias públicas na zona urbana) e; a terceira reunindo a zona rural, o rio Subaé e seu estuário.

Todavia, a implementação de medidas de remediação para o sítio da Plumbum depende do grau de recuperação que se deseja alcançar na área, o que está relacionado com seu uso futuro. Esta condição está subordinada a valores de intervenção do solo estabelecido pela CETESB (2009), e ao aporte de recursos a ser disponibilizados para o Plano de Recuperação Ambiental, que envolve diretamente os custos para implementação das tecnologias de controle, monitoramento ambiental e, principalmente, a remediação do solo e da escória.

De acordo com estas premissas foram levantadas as principais etapas a serem desenvolvidas para formulação do Plano de Recuperação Ambiental no sitio da Plumbum, que são as seguintes (ANJOS, 2003):

Delimitação das áreas de abrangência da contaminação: foram delimitadas as seguintes áreas (Figura 5):

- a área de influência direta e fonte principal de contaminação é delimitada pelas instalações da Plumbum e seu entorno imediato;
- avaliação da fonte de contaminação na área industrial, com o objetivo determinar a extensão e o grau de comprometimento da fonte de contaminação, do solo e sedimento, além das águas superficiais e subterrâneas;
- a área de influência indireta, compreendendo as fontes primárias e secundárias de contaminação situadas na zona urbana da cidade, que ocorreram por meio da deposição inadequada, em forma de aterros, da escória, em ruas sem calcamento e disposição de escória nas sub-base de estradas calçadas ou asfaltadas, dos contaminantes carreados para o do rio Subaé, além da poeira, e
- a área de influência aqui denominada regional é composta pelo entorno da cidade de Santo Amaro até a nascente do rio Subaé e o seu estuário.

Determinação dos valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas:

- determinação das áreas de investigação (agrícola e APMax; residencial e industrial); e
- estabelecimento de diretrizes para o gerenciamento ambiental da área contaminada e uso do solo;

a. **Definição da área emergencial de intervenção**: por se tratar da principal fonte de contaminação, a área industrial da Plumbum e seu entorno deverão sofrer intervenções, em curto prazo, por meio de um Plano de Recuperação Ambiental para o sítio industrial;

b. **Delimitação das áreas de intervenção a curto e médio prazo**: áreas urbanas, em especial a Av. Ruy Barbosa e o alto da COBRAC;

c. **Complementação da avaliação de risco à saúde humana**: Reavaliação e complementação dos estudos nos compartimentos ambientais e seu risco à saúde humana, desenvolvido pela FUNASA em 2003.

d. **Plano de remediação para o sítio da PLUMBUM:** definição das tecnologias e técnicas de remediação para intervenção a curto, médio e longo prazo.

e. **Plano de recuperação das edificações:** projeto de uso futuro da área que contemple a reutilização ou demolição das instalações;

f. **Programa de Educação Ambiental:** que contemple a compatibilidade de viver em área contaminada; e

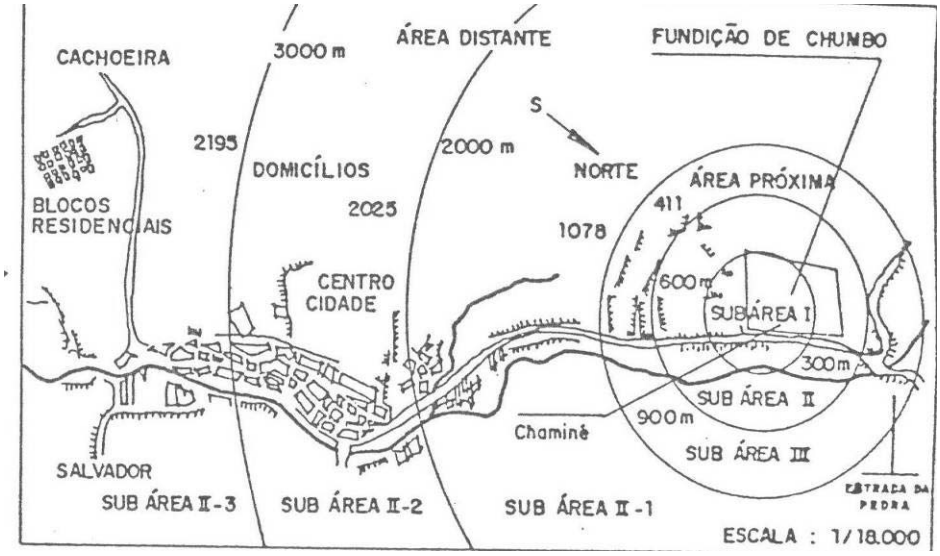
g. Plano de monitoramento Ambiental.

Estratégia para recuperação da área

A estratégia para definição do Plano de Remediação proposta para a área pauta-se nos seguintes critérios:

- delimitação das áreas de validação dos dados disponíveis e intervenção: a) área de influência direta compreendida pelas instalações da Plumbum e seu entorno imediato (Sub-área 0); b) área do entorno até 300m (Sub-área I); c) área entre 300 e 600m (Sub-área II); área entre 600 e 900m (Sub-área III); área entre 900 e 2.000m (Sub-área II-a); área entre 2.000 e 3.000m (Sub-área II-b) e área entre 3.000 e final da zona urbana e estuário do Subaé (Sub-área II-C) (adaptado de TAVARES, 1990) (Figura 5)
- a validação dos levantamentos realizados nas áreas, para determinação de todas ocorrências da escória e resíduos finos depositados nas instalações industriais, sub-base das ruas e quintais, além da poeira e águas superficiais e subterrâneas;

– determinação de todos os metais tóxicos contidos na fonte de contaminação, solo e sedimentos;



Fonte: Tavares (1990)

Figura 5 – Delimitação das áreas e subareas para intervenção

Proposições para intervenção na Subárea 0 – instalações da Plumbum

a. **Remoção da escória e solo contaminado para tratamento ex-situ**: O tratamento *ex-situ*, fora da cidade de Santo Amaro, da escória poderá ser viabilizado por meio de tecnologias de hidrometalurgia (PURIFICA, 2002) ou pirometalurgia, retirando-se os metais contidos na escória e a tornando inerte;

b. **Disposição da escória e solo contaminado das ruas e quintais em aterro industrial dentro das instalações da Plumbum:** A disposição controlada se dará por meio de aterro industrial para os solos contaminados e escória (PURIFICA, 2002), e o controle da contaminação via águas superficial por meio de célula de *wetlands* (ANJOS, 2003)

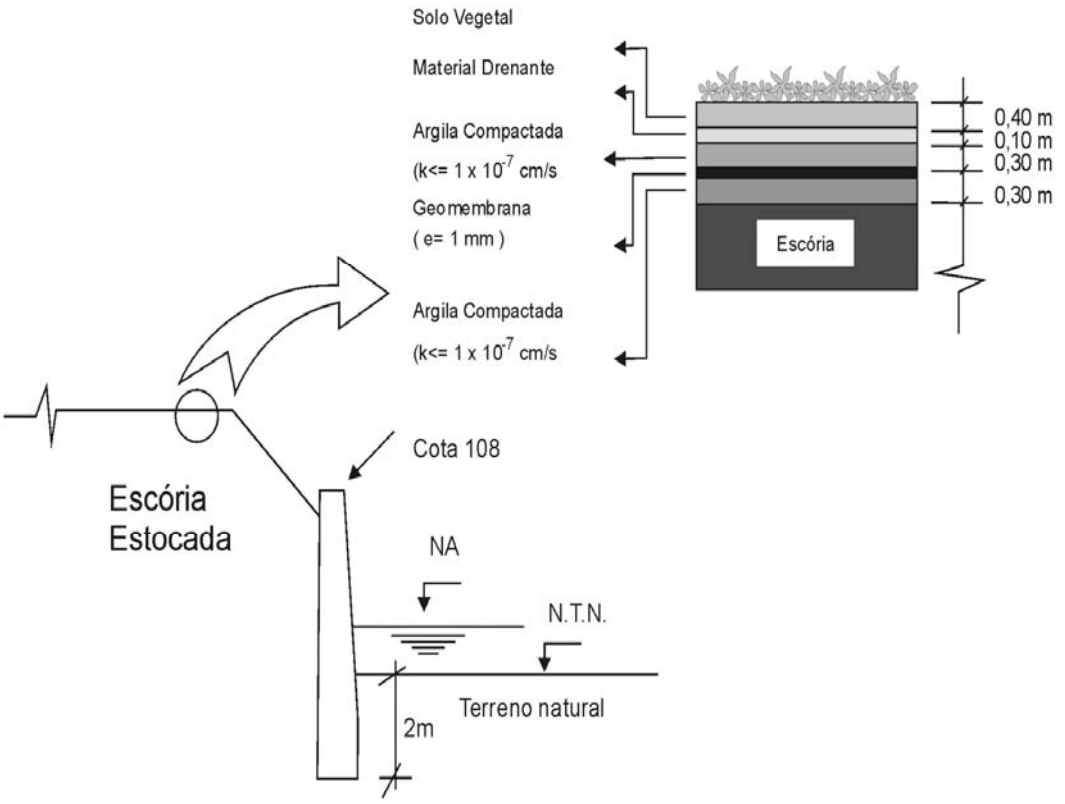
O aterro industrial terá as seguintes características (PURIFICA, 2002):

Primeira etapa – isolamento da área! – se caracteriza pela construção de cerca em todo domínio da Plumbum e que tem como objetivo impedir o acesso de pessoas e animais na área contaminada.

Segunda etapa – deslocamento e aterramento da escória: Esta fase corresponde ao serviço de terraplanagem para deslocamento da escória que se encontra no entorno da fábrica e disposição da mesma no vale onde grande quantidade de escória já se encontra em forma de um barramento. A execução desta etapa tem como objetivo

dispor os 57.160 m³ de escória de forma adequada até a cota 115 e um deslocamento até 53m em direção à zona alagadiça estudada.

Terceira etapa – Sistema de impermeabilização: Esta etapa tem como objetivo a execução do sistema de impermeabilização do topo e laterais do barramento da escória, com o intuito de evitar a lixiviação da escória. O sistema de impermeabilização do topo do barramento é composto por camadas superpostas de solo vegetal, material drenante e uma barreira hidráulica composta por argila compactada (espessura mínima de 0,6, grau de compactação superior a 95%, teor de umidade dentro da faixa de ± 2% e permeabilidade inferior a 10-7 cm/s) intercalada por uma geomembrana de polietileno com espessura de 1mm. Complementando o sistema foi prevista a impermeabilização do fundo da lagoa com camadas de argila compactada de 0,3m e uma geomembrana de 1mm de espessura e uma alvenaria de pedra com fundação situada a 2m de profundidade da superfície e topo na cota 108 (Figura 6).



Fonte: Machado (2001)

Figura 6 – Esquema do sistema de impermeabilização

Quarta etapa – sistema de drenagem: Nesta etapa foram dimensionados os elementos de drenagem superficial composto por canaletas e bermas com o objetivo de interceptar e desviar o escoamento das águas pluviais para fora da área do barramento e evitar o aparecimento de erosão, além de sugerir uma galeria para a remoção e condução das águas acumuladas a montante do barramento da escória.

Quinta etapa – sistema de contenção: Se refere à construção de um muro de gravidade com cerca de 4m de altura total, incluindo a altura da base (2 m), que tem como objetivo evitar a percolação da água da lagoa.

A célula da *wetland* proposta consiste tem como características: solo com alta capacidade de atenuação física (condutividade hidráulica do solo igual a 10 –9 cm/s), atenuação química dada pela alta capacidade de troca catiônica da montimorilonita e matéria orgânica; terreno plano e de fácil adaptação às obras da *wetland.*

Referências

ANDERSON, W. C. **Innovative site remediation technology**: chemical treatment. Washington, USEPA, Springer, 1994a. v. 2, p. 1.1 – 1.7.

_____ **Innovative Site Remediation Technology**: Soil washing/soil flushing, Washington, USEPA, Springer, 1994b. v. 3, p. 1.1 – 1.6.

_____ **Innovative site remediation technology**: stabilization/solidification, Washington, USEPA, Springer, 1994c. v. 4, p. 1.1 – 1.5.

_____ **Innovative site remediation technology**: thermal desorption, Washington, USEPA, Springer, 1994d. v. 6, p. 1.1 – 1.6.

_____ **Innovative site remediation technology**: thermal destruction, Washington, USEPA, Springer, 1994e. v. 7, p. 1.1 – 1.8.

_____ **Innovative site remediation technology**: vacuum vapor extraction, Washington, USEPA, Springer, 1994f., v. 8, p. 1.1 – 1.6.

ANJOS, J. A. S. A. **Estratégias para remediação de um sítio contaminado por metais pesados - estudo de caso**. São Paulo, 1998. 157p. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

_____. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (*wetland*) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação-BA**. 271. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) – Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 2003.

BARTENFELDER, D. Stabilization: a strategy for RCRA corrective action. In: RCRA CORRETIVE ACTION STABILIZATION TECHNOLOGIES. **Proceedings**. Washington: USEPA, 1992. p. 1 - 9.

BITAR, O. Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo, 1997. 185p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

BORBA, R. P. **Arsênio em ambiente superficial: processos geoquímicos naturais e antropogênicos em uma área de mineração aurífera.** Campinas, 2002. 115p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de Campinas.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo, 1999.

———— **Estabelecimento de valores de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrânea no estado de São Paulo.** São Paulo**,** 92p. 2009

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA**: n. 420, de 28 de dezembro de 2009. IBAMA, 2009. p. 81-84.

CROZERA, E. H. **Identificação das áreas contaminadas no município de Ribeirão Pires – São Paulo**. São Paulo, 2001. 189p, Tese (Doutorado) – Instituto de Geociência –Universidade de São Paulo.

CUNHA, R. C. A. **Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas - estudo de caso**. São Paulo, 1997. 152p, Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

FURTADO, M. R. Controle ambiental chega ao subsolo. **Química e Derivados**. 1997. p. 8-22.

GLOEDEN, E. et al. Gerenciamento de áreas contaminadas. In: WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS, São Paulo, 1997. **Resumos Expandidos**. Cetesb/GTZ/USP p. 7 - 9.

———— **Gerenciamento de áreas contaminadas na Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga**. São Paulo, 1999. 225p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

HASSUDA, S. **Critérios para a gestão de áreas suspeitas ou contaminadas por resíduos sólidos – estudos de caso na região metropolitana de São Paulo.** São Paulo, 1997. 142p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

JAAGUMAGI, R. Canadian sediment quality guidelines and their application to sediment remediation. In: **SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DO SEDIMENTO NA BAIXADA SANTISTA**. São Paulo, 2002. 9p.

LEITE, C. B. B. et al. Aspectos metodológicos no estudo e caracterização de contaminação de solo e água. In: WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS., São Paulo, 1997. **Resumos Expandidos**. CETESB/GTZ/USP, p. 35 – 6.

KONTOPOULOS, A; THEODORATOS, P. **Stabilization of highly polluted soils.** In: SIXTH INTERNATIONAL FZK/TNO CONFERENCE. Edinburgh, Thomas Telford, v. 2. p. 1115 – 1116, 1998.

MACHADO, S. L. **Projeto preliminar de atividade de confinamento da escória no entorno da área da antiga fábrica da Plumbum**. Salvador, Universidade Federal da Bahia, 2001. 10p.

MARKER, A.; CUNHA, R. C. A.; GUNTHER, M. A. Avaliação das águas contaminadas na RMSP. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, n. 25, p. 36 - 9, 1994.

MARKER, A. **Avaliação ambiental de terrenos com potencial de contaminação**: gerenciamento de riscos em empreendimentos imobiliários – Brasilia: CAIXA, 2008, 164p

MARSEILLE, F. et al. Impact of vegetation on the mobility and bioavailability of trace elements in a dredged sediment deposit: two scales of investigation, the pilot deposit and the greenhouse**.** In: SEVENTH INTERNATIONAL FZK/TNO CONFERENCE ON CONTAMINATED SOIL. Leipzig, Thomas Telford, 2000, v. 2, p. 697 – 704.

OLIVEIRA, O. M. C. **Diagnóstico geoambiental em zonas de manguezal da baía de Camamu – Ba**. Niterói, 2000. 249p. Tese (Doutorado) – Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense.

OLIVEIRA, E. Monitorando a atenuação natural monitorada. **Revista Meio Ambiental Industrial**. São Paulo, 2000. n. 27, Setembro/Outubro, p. 98 – 99.

PAPASSIOPI, N. et al. Integrated leaching processes for the removal of heavy metals from heavily contaminates soils. In: SIXTH INTERNATIONAL FZK/TNO CONFERENCE. Edinburgh, Thomas Telford, 1998. v. 1., p. 461 – 470.

POMPÉIA, S. L. Procedimentos técnicos para recuperação de áreas degradadas por poluição. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO, SIMPÓSIO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, Foz do Iguaçu, 1994. **Anais**. Curitiba, FUPEP, 1994. v. 1, p. 63 - 74.

POMPEIA, S. L. **Recuperação ambiental de área degradada por mineração de chumbo à margem do ribeirão Furnas Iporanga – SP**. Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda/Consultoria Paulistas de Estudos Ambientais. São Paulo, v. 2, p. 1 – 30, 2002.

PURIFICA – **Proposta para remediação de áreas degradadas pela atividade extrativa de chumbo em Santo Amaro da Purificação, Salvador**, 2003.

ROEHRIG, J; SINGER, E. M. Técnicas de remediação de sítios contaminados. **Revista Saneamento Ambiental**, São Paulo, 1996. v. 7, n. 37, p. 19 a 27.

SÁNCHEZ, L.E. Gerenciamento ambiental e a indústria de mineração. **Revista de Administração**, São Paulo, 1994. v. 29, n. 1, Jan/mar, p. 67-75.

_____. **Recuperação de áreas degradadas**. São Paulo, Escola Politécnica/EPUSP, Universidade de São Paulo, 1995. (Notas de aulas, PMI - 504: Recuperação de áreas degradadas).

_____. **Desengenharia: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais**, São Paulo, EDUSP, 2001. p. 116 – 121.

SCHIANETZ, B. **Passivos ambientais:** levantamento histórico: avaliação da periculosidade: ações de recuperação. Curitiba, Editora Santa Mônica, 1999. 205p.

SÍGOLO, J. B. Resíduos de origem industrial, os metais pesados e o solo: estudo de casos. In: WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS, São Paulo, 1997. **Resumos Expandidos**. Cetesb/GTZ/USP, p.25-8.

SILVA, A. L. B. **Caracterização ambiental e estudo do comportamento do chumbo, zinco e boro em áreas degradadas por indústrias cerâmicas região dos lagos de Santa Gertrudes, SP**. São Paulo, 2001. 157p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

SILVA, F A.N. **Avaliação ambiental preliminar de antigas áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de São Paulo**. São Paulo, 2001. 104p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

SMITH, L. A. et al. **Remedial options for metals-contaminated sites**. New York, CRC Press, 1995, p. 17-33.

TAVARES, T. M. **Avaliação de efeitos das emissões de Cádmio e Chumbo em Santo Amaro da Purificação - BA**. São Paulo, 1990. 271p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo.

TERRA, P.; LADISLAU, W. Césio 137. In: **Ecologia e desenvolvimento**. Rio de Janeiro, 1991. ano 1, n. 9, novembro, p. 36 – 41.

TOSO JUNIOR, E. **Avaliação da contaminação e do risco associado em áreas de indústria e duas adjacências, em Cotia-SP**. São Paulo, 2001. 130p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Washington, EPA-625/R-99/010, 1990.

WEBSTER, N. **Webster's new world college dictionary**. 3a ed, 1995.

Avaliações ecológicas e ecotoxicológicas relacionadas ao caso da Plumbum em Santo Amaro (BA)

Júlia Carina Niemeyer[1]
Silvia Egler[2]
Eduardo Mendes da Silva[3]

Introdução

Em áreas contaminadas por metais, estudos envolvendo a avaliação e o monitoramento dos ecossistemas envolvidos são necessários para entender e prever a biodisponibilidade, a transferência, a bioacumulação e os efeitos dos poluentes para as comunidades biológicas e para a saúde humana (DOUAY *et al*., 2009). Estes estudos geralmente envolvem a determinação da concentração de metais nos compartimentos ambientais (solo, água subterrânea, água superficial, sedimentos, poeira) e na biota (DOUAY *et al*., 2012), visando a proteção da saúde humana e dos ecossistemas, além de envolver a realização de avaliações ecotoxicológicas e da estrutura e funcionamento dos ecossistemas impactados.

Este capítulo tem como objetivo dar uma visão geral dos estudos envolvendo ecologia e ecotoxicologia relacionados à contaminação por metais gerada pela atividade da antiga Plumbum Mineração e Metalurgia em Santo Amaro (BA). Tais estudos foram realizados no solo da região de influência da antiga fábrica, na zona urbana de Santo Amaro, nos sedimentos do rio Subaé e na baía de Todos os Santos, desde a época em que a usina estava em funcionamento até o presente. Estes estudos, embora dispersos, buscaram caracterizar a contaminação e as possíveis rotas de exposição aos metais no solo e sua biota; água, sedimento e biota do rio Subaé; além do risco ecológico envolvendo tanto ecotoxicidade dos metais quanto impacto físico da disposição do resíduo sobre os organismos do solo.

Dentre os fatores que controlam o destino dos contaminantes inorgânicos, como os metais, nos ecossistemas, estão a proximidade em relação à fonte, a persistência no ambiente, os fatores de bioconcentração e bioacumulação, e a biodisponibilidade (WALKER *et al*., 2006). Os metais não se degradam e podem acumular-se nos componentes do ambiente onde manifestam sua toxicidade, sendo os solos e sedimentos seus locais de maior deposição, e a biota associada a estes compartimentos é a de maior preocupação pela possibilidade de causar risco à saúde humana. Além de poder causar toxicidade aos organismos terrestres e aquáticos, pela absorção direta ou biomagnificação, os metais também podem se depositar na superfície das plantas.

---

1 Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento. UFBA - Universidade Federal da Bahia.

2 Mestrado em Ecologia. UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas.

3 Doutorado em Biogeografia. Universitat des Saarlandes. Alemanha

Através do consumo de água ou da biota contaminada, inalação de poeira ou ingestão acidental de solo pelas crianças, alguns metais podem fazer parte da cadeia alimentar humana e causar intoxicação (JÄRUP, 2003), como já constatado em Santo Amaro (CARVALHO *et al*., 1996).

O caso de Santo Amaro tem sido alvo de vários estudos sobre a caracterização da contaminação nos compartimentos ambientais, através de análises químicas para a determinação da concentração de metais. Porém, no foco ambiental e envolvendo risco ecológico, poucos trabalhos têm estudado como a contaminação existente afeta ainda hoje a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas atingidos, e consequentemente, os serviços oferecidos pelos ecossistemas para a vida humana. Esta abordagem pode incluir tanto levantamentos de campo, como por exemplo, a análise da estrutura e diversidade da comunidade vegetal ou de comunidades aquáticas *in situ*, quanto os ensaios de ecotoxicidade, usando organismos vivos e os expondo ao material coletado nos locais em análise. Em geral, há uma ausência de estudos integrados e de longa duração com estas abordagens.

Avaliações biológicas são especialmente importantes porque o risco ecológico não é previsível a partir de análises químicas. Isto porque a biodisponibilidade dos metais vai depender das características do meio (por exemplo, pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica) e pode ser alterada ao longo do tempo por fatores físicos do meio, ou pode ser alterada pela atividade dos organismos (atividade enzimática de microrganismos do solo, pH intestinal de invertebrados de solo, bioturbação de mariscos que vivem no sedimento, dentre outros) (ALLEN, 2002).

Dentre as avaliações biológicas disponíveis, os ensaios de ecotoxicidade têm sido usados em conjunto com as análises químicas para avaliar o risco ecológico de áreas contaminadas por metais, como áreas de mineração e áreas industriais desativadas (ALVARENGA *et al*., 2008; ANTUNES *et al*. 2008; WEEKS *et al*., 2004). Os ensaios de ecotoxicidade são usados para expor organismos-teste a um meio (água, sedimento ou solo) contaminado, com o objetivo de avaliar se a contaminação é alta o suficiente para causar algum efeito adverso sobre a sobrevivência, crescimento, reprodução ou outros atributos destes organismos (USEPA, 1994). Dentre as vantagens dos ensaios de ecotoxicidade estão o fato de que eles revelam o efeito combinado da mistura de contaminantes presentes, incluindo contaminantes não analisados ou para os quais não existem limites máximos estabelecidos (FERNANDEZ *et al*. 2005; JENSEN; MESMAN, 2006; WEEKS *et al*. 2004). Alguns ensaios são especialmente úteis em estudos de "varredura", usados para identificar os locais onde há maior toxicidade e consequentemente maior risco ecológico, como os ensaios de comportamento de fuga, enquanto que outros ensaios revelam os efeitos crônicos sobre a biota em uma exposição prolongada (JENSEN; MESMAN, 2006).

A bacia do rio Subaé

A bacia hidrográfica do rio Subaé encontra-se localizada no Recôncavo Norte, abrangendo parte de sete municípios: Feira de Santana, São Gonçalo dos Campos, Santo Amaro, São Francisco do Conde, São Sebastião do Passé, Amélia Rodrigues e Conceição do Jacuípe, numa área de 655 km^2. Está localizada entre as coordenadas geográficas de 12^o 15' e 12^o 40' latitude sul e 38^{o}37' e 39^{o}00' longitude oeste. O principal curso d'água é o rio Subaé, o qual tem sua nascente na chamada Lagoa do Subaé (bairro Subaé e Loteamento Parque do Subaé) no perímetro urbano de Feira de Santana, servindo como corpo receptor de efluentes industriais do Centro Industrial do Subaé e esgotos domésticos provenientes de vários bairros adjacentes. Este aporte provoca diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na estação seca e pH do sedimento de neutro a básico (HATJE *et al*., 2006; 2010). Seus principais afluentes são: a) margem direita: rio Sergi (principal afluente), rio Pirauna, rio da Serra e rio Serji-Mirim e b) margem esquerda: rio Traripe (principal afluente) e rio do Macaco. Sua foz está localizada no município de São Francisco do Conde na baía de Todos os Santos, em frente à ilha de Cajaíba. O rio Subaé é considerado como a principal fonte de material em suspensão para a baía de Todos os Santos (HATJE *et al*., 2006), transportando e distribuindo partículas contaminadas para as águas e sedimentos da baía.

De um modo geral a área da bacia hidrográfica é recoberta com espécies que comumente constituem a Floresta Perenifólia (vegetação secundária) e manguezais que recobrem as margens desde a foz do rio Subaé até as proximidades da cidade de Santo Amaro. A vegetação típica de Mata Atlântica vem sendo degradada devido à ação antrópica, inicialmente pelo extrativismo e posteriormente por culturas diversas e pastagens. Atualmente, restam cerca de 5% da sua cobertura original.

Primeiros indícios de contaminação e de ecotoxicidade relacionados à Plumbum

Uma completa revisão sobre o histórico de contaminação em Santo Amaro pode ser vista na tese de Anjos (2003). É lá que encontramos o relato de que, em 16 de dezembro de 1961, o jornal de maior circulação no município, "O Archote", trazia como manchete principal "COBRAC: fábrica de chumbo e de morte". A reportagem referia-se a um estudo desenvolvido pelo engenheiro químico Dr. Hans Dittmar, contratado por pecuaristas da região, alarmados com a grande mortalidade de gado e suínos. Após um estudo minucioso, o Dr. Dittmar atribuiu às atividades da fábrica a morte de cerca de 250 burros, 200 bovinos, além de outros animais, relacionando-as às emissões atmosféricas tóxicas, e alegou que os processos usados pela fábrica para o processamento do chumbo eram dos mais primitivos. A polêmica levou a fábrica a tomar algumas medidas de controle da contaminação atmosférica, além da aquisição de terras no seu entorno, buscando continuar sua produção (ANJOS, 2003).

Em 1975, o prof. José Oscar N. Reis realizou estudos sobre a qualidade das águas do rio Subaé. Os valores encontrados para Cd variaram entre 0,0042 mg/L e 0,0813 mg/L e para Pb entre 0,04 mg/L e 6,18 mg/L, superando os limites máximos para esses elementos na água estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde – O.M.S. (REIS, 1975 *Apud* SANTOS, 2011). Como resultado, a Secretaria do Meio Ambiente do Governo Federal firmou convênio com o Centro de Pesquisa e Desenvolvimento (CEPED), na época responsável pela execução da política ambiental no estado, e a equipe da UFBA do Projeto de Estudos Ecológicos do Recôncavo, para estudos dos níveis de contaminação por metais nas águas, nos sedimentos e na fauna na área da baía de Todos os Santos (OLIVEIRA, 1977). Estes levantamentos mostraram a região do estuário do rio Subaé como sendo a mais crítica de contaminação de Pb e Cd. Nos moluscos, as concentrações de metais foram em média superiores aos limites para consumo humano estabelecidos pela FAO/WHO para Pb, 2 ppm (matéria úmida) e 10 ppm (matéria seca) e para Cd 500 µg (valor máximo semanal) (OLIVEIRA, 1977).

Em um estudo preliminar dos poluentes metálicos da baía de Todos os Santos, Donnier *et al*. (1977, *apud* CARVALHO *et al*., 1982) encontraram em sedimentos do rio Subaé, concentração média de 23,7 ppm de Cd, com intervalo entre 0,5 – 120 ppm. Estes autores reportaram teores de cádmio (em peso seco) variando de 80 a 135 µg/g em amostras de ostra, de 13 a 40 µg/g em amostras de siri e de 40 a 60 µg/g em amostras de sururu, na época em que a usina estava em funcionamento, segundo dados relatados na dissertação de Santos (2011). A zona mais crítica de contaminação dos sedimentos e biota compreendia o estuário do rio Subaé. As altas concentrações de Pb e Cd encontradas nos mariscos levaram à realização de estudos voltados para as populações consumidoras.

Entre o período de 1975 e 1980, a equipe do Projeto Estudos Ecológicos do Recôncavo (PEER) da UFBA e do CEPED realizaram vários estudos sobre a contaminação por Pb e Cd em diferentes compartimentos ambientais. Costa (2001, Tabela 7, p. 44) apresenta os resultados das concentrações obtidas para estes metais:

1. Rio Subaé: a) águas: Pb média = 1,6 mg/L; próximo à PLUMBUM: Pb máximo = 6,0 mg/L). Valores de referência para água: Cd = 0,003 mg/L e Pb = 0,01 mg/L (W.H.O., 2011).
2. Alimentos: a) ostras: Cd média = 4 µg/g; b) frutas e verduras: Cd mínima = 0,004 µg/g, Pb em banana e laranja mínima = 0,010 µg/g, e vegetais folhosos: Cd máxima = 11,8 µg/g e Pb máxima = 215 µg/g. Valores de referência para alimento Cd = < 10 µg/g (W.H.O., 2004).

Em 1996, os resultados dos estudos da Universidade Federal da Bahia, através do Programa de Monitoramento dos Ecossistemas ao Norte da Baía de Todos os Santos (UFBA, 1996 *Apud* FUNASA, 2003), mostraram que as concentrações médias de metais nas amostras de sururu coletadas em São Brás (Pb = 1,36 µg/g e Cd = 0,86 µg/g) e São Francisco do Conde (Pb = 33,7 µg/g e Cd = 0,25 µg/g) representavam um importante indicativo sobre a possível exposição humana a alimentos contaminados.

Em 2001, Cunha e Araújo (2001, apud FUNASA, 2003) realizaram um estudo pericial onde, em amostras de águas superficiais na área da Plumbum, as concentrações máximas para Pb foram de 37,2 mg/L e para Cd de 0,46 mg/L. O estudo também incluiu amostras de frutas (sete amostras), com concentrações de Pb = 12,35 ± 0,30 µg/g e de Cd = 1,88 ± 0,03 µg/g, tubérculos (quatro amostras) com concentrações de Pb = 14,1 ± 1,55 µg/g e de Cd = 2,32 ± 0,54 µg/g e gramíneas, concentrações de Pb = 85,0 µg/g e de Cd = 41,3 µg/g. Outro estudo foi realizado com amostras de gramíneas no mesmo ano, 2001, coletadas a 300 m da Plumbum e a 1, 6, 10 e 14 km de Santo Amaro por Costa (2001). As concentrações (em peso seco) encontradas em gramíneas a 300 m da Plumbum foram Pb = 30,2 ± 2,7 µg/g e Cd = 1,23 ± 0,05 µg/g; e a 14 km, Pb = 0,897 ± 0,386 µg/g e Cd = 0,302 ± 0,036 µg/g. Correlações positivas foram encontradas entre as concentrações de Pb nas plantas e no solo. Para comparação com concentrações de Pb e Cd de áreas não contaminadas, a autora considerou como valores de referência 1 µg/g para Pb, e 0,3 µg/g para Cd.

Em um estudo mais recente, realizado pela Funasa (2003), coletas de sedimento foram realizadas a 500 m à montante da Plumbum, da Plumbum até o início do mangue em Santo Amaro, e do mangue de Santo Amaro até São Brás. Os metais determinados nos sedimentos foram: As, Cu, Hg, Pb, Ni e Zn. Os resultados obtidos foram divididos em duas faixas, T = 0-5 cm e F = 5-10 cm, onde as concentrações de metais determinadas foram: Pb na faixa T = 24,39 ± 10,64 ppm (n = 17) e F = 32,25 ± 31,15 ppm (n = 17); As na faixa T = 0,94 ± 0,31 ppm (n = 5) e F = 0,63 ± 0,08 ppm (n = 4); Cd na faixa T = 0,54 ± 0,08 ppm (n = 4) e F = 0,73 ± 0,33 ppm (n = 4). Também foram coletadas nove amostras de moluscos (sururu) no mangue entre Santo Amaro e São Brás, onde em um ponto a concentração máxima de Pb foi de 5,73 ppm.

O estudo realizado pela Funasa (2003) relata que, na colônia de pesca de Caieira, onde os pescadores e suas famílias vivem à beira do rio Subaé, quando questionados sobre a qualidade do pescado e da água do rio, os pescadores informaram que entre 1994 e 1995 o "*mangue morreu*", e que "*hoje é necessário andar mais, para se encontrar mariscos*". Relatam ainda que a quantidade e a qualidade das espécies foram reduzidas (FUNASA, 2003). Estes relatos mostram um possível efeito tóxico para os ecossistemas em questão, com um impacto sobre um serviço do ecossistema essencial para a sobrevivência destas comunidades, que pode ser resultado da contaminação gerada pela Plumbum ou por outros impactos que o rio Subaé vem sofrendo.

A contaminação dos compartimentos ambientais e da biota atualmente

A Tabela 1 apresenta uma compilação dos dados existentes sobre a determinação dos metais Pb e Cd nos compartimentos ambientais e na biota. Pode-se notar que a contaminação persiste na biota associada a solos e sedimentos contaminados.

Uma das conclusões da análise de risco à saúde humana realizada pela Funasa (2003) é a de que os mariscos contaminados constituíam-se em uma rota presente e possivelmente em uma rota futura de contaminação humana. Os dados levantados neste

estudo e em estudos anteriores corroboraram a contaminação passada, presente e possível contaminação futura da cadeia trófica deste compartimento aquático. Os autores recomendaram a realização de estudos que determinem os pontos de maior concentração dos metais nos sedimentos, principalmente nas proximidades da Plumbum, para melhor delimitar as áreas que oferecem riscos.

Hatje *et al*. (2006) estudaram a contaminação por metais no rio Subaé, a estrutura da comunidade de organismos bentônicos (coletados no sedimento), e a contaminação por metais em amostras de solo nas vizinhanças da usina da Plumbum. As estações de coleta no canal principal do rio estavam distribuídas desde o estuário, na baía de Todos os Santos, até a montante da cidade de Santo Amaro. Os metais analisados na fração < 63 μm foram: Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn. Além da digestão para a análise total com água-regia, foi realizada outra com solução de HCl 1M, utilizada para obter dados sobre biodisponibilidade. A menor concentração total no sedimento foi de Cd (0,223 mg/kg) e a maior de Zn (877 mg/kg). Nas amostras de solo, as maiores concentrações foram de Pb (> 15091 mg/kg) e de Zn (2291 mg/kg). Das extrações com HCl 1M, Cd, Zn, Mn e Pb apresentaram as maiores porcentagens de recuperação com 60 a 90%, 60%, 60% e 80%, respectivamente, sugerindo que esses metais foram, principalmente, solubilizados pela dissolução de óxidos metálicos. Os resultados obtidos com a análise das comunidades bentônicas indicaram que estas foram negativamente afetadas pelas altas concentrações de metais, especialmente de Co em todas as estações amostradas. Os autores concluíram que o passivo da usina da Plumbum representa uma fonte contemporânea (alta mobilidade e contínuo alto potencial de impacto ambiental) de contaminação fluvial, subterrânea e atmosférica de metais como Pb, Zn e Cd.

Hatje *et al*. (2010) determinaram a concentração de As em amostras de sedimento coletadas em 11 pontos ao longo do canal principal do rio Subaé. A fração analisada foi a < 63 μm. Além do AsT (arsênio total) foi realizada a análise das espécies As(III) e As(V). De acordo com CRA (2004, a*pud* HATJE, 2010) as concentrações de *background* de AsT na baía de Todos os Santos variam de 5 a 17 mg/kg. As concentrações de As(V) são maiores, representando entre 69 e 83% do As presente no sedimento. Esta espécie é menos tóxica que o As(III) e menos móvel, apresentando maior adsorção ao sedimento. A concentração de AsT (5-15 mg/kg) e As(III) (1-3 mg/kg) diminuiu da foz para montante. Os autores atribuíram esta distribuição às regiões petrolíferas na baía de Todos os Santos e ao passivo da usina da Plumbum.

O trabalho de Santos (2011) confirma que a exposição humana à biota contaminada continua atualmente. Em amostras oriundas de três associações de pescadores em São Francisco do Conde, coletadas durante os anos de 2010 e 2011, foram encontrados altos teores de Pb em amostras de sururu (*Mytela guyanensis*), variando numa faixa de 0,28 μg/g a 5,4 μg/g, e em amostras de camarão (*Penaeus brasiliensis)*, variando de 0,19 μg/g a 3,4 μg/g, peso seco, excedendo o limite estabelecido pela Anvisa (BRASIL, 1998) de 2,0 μg/g. Em relação ao cádmio, o sururu (*M.guyanensis)*, com teor máximo de 1,1 μg/g, ultrapassou o limite desse metal estabelecido pela Anvisa

(BRASIL, 1998), que é de 1,0 µg/g. As amostras de tainha (*Mugil brasiliensis*) e de robalo (*Centropomus undecimalis*) apresentaram baixos teores de chumbo (0,10 a 0,81 µg/g e 0,14 a 1,5 µg/g , respectivamente), dentro dos valores recomendados pela Anvisa, o que está de acordo com o comportamento dos metais, já que tendem a se depositar no sedimento e não permanecem na coluna d'água.

No trabalho de Ramos *et al*. (2012a), as concentrações de Zn, Cu, Pb, Hg e Cd foram determinadas em exemplares de *Callinectes exasperatus* (siri) capturados na baía de Todos os Santos por pescadores locais utilizando técnicas artesanais, e adquiridos no porto de Acupe, distrito de Santo Amaro. Os resultados das análises para o Pb apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção, tendo o mesmo ocorrido com o Cd nas amostras de tecido muscular. Os principais locais de armazenamento de cobre e zinco foram as brânquias e músculo, respectivamente; para o cádmio e o mercúrio, as vísceras constituíram o principal local de armazenamento. Os valores de metais encontrados no estudo, em peso seco, variaram entre 73,29 e 202, 74 µg/g para o Zn; 47,66 e 290,7 µg/g para o Cu; 0,71 a 1,96 µg/g para o Cd, e 1,13 a 4,43 µg/g para o Hg. Após conversão para peso úmido, foi verificado que os níveis de mercúrio (vísceras) e cobre (vísceras e brânquias), estão acima dos limites estabelecidos pelos órgãos sanitários, devendo os riscos associados ao seu consumo ser avaliados (RAMOS *et al*., 2012a).

Os teores de cobre encontrados por Ramos *et al*. (2012b) em *Ucides cordatus* (caranguejo-uçá), coletados na região entre Acupe e São Francisco do Conde, variaram entre 41,33 e 329 µg/g e 43 e 284 µg/g, em peso seco, em fêmeas e machos, respectivamente. As brânquias constituíram o principal local de acumulação do cobre. Em relação aos níveis de zinco, estes variaram entre 86,94 e 300,55 µg/g (peso seco) nas fêmeas, e 68,94 e 266,11 µg/g (peso seco) nos machos, sendo o tecido muscular o principal sítio de acumulação do zinco.

Em relação à contaminação no solo, o trabalho de Rabelo (2010) concluiu que as antigas emissões atmosféricas ainda desempenham um papel importante na contaminação de áreas no entorno da Plumbum, onde se verificou uma clara correlação entre os valores de concentração no solo e os valores obtidos na simulação da concentração atmosférica, indicando que, quanto mais próximo da fábrica, maiores os níveis de contaminação no solo. Os resultados deste trabalho também evidenciaram que o aumento dos níveis de contaminação na área urbana está diretamente relacionado ao uso de escória para pavimentação de ruas e aterro de quintais da cidade. Em geral, os resultados confirmam a persistência nos níveis de contaminação por chumbo e um pequeno decréscimo para o cádmio, quando comparados com estudos realizados anteriormente.

A atual contaminação do solo se reflete na contaminação de frutas e verduras, onde os vegetais folhosos têm apresentado concentrações mais altas de metais do que as frutas locais. Magna *et al*. (2011) estudaram vegetais que ocorriam em quintais e hortas de moradores próximos a usina da Plumbum e gramíneas em áreas adjacentes a

usina. Os alimentos vegetais selecionados foram: acerola (*Malpighia glabra* L.), aroeira (*Schinus molle* L.), alumã (*Vernonia bahiensis* Toledo), banana (*Musa paradisiaca* L.), boldo do Chile (*Peumus boldus* Molina), capim santo (*Cymbopogon citratus* (DC) Stapf.), cana (*Arundo donax* L.), cidreira (*Lippia alba* (Mill.) N.E. Br. ex Britton & P. Wilson), goiaba (*Psidium cattleyanum* Sabine), limão (*Citrus limonum* Risso), laranja (*Citrus aurantium* L.) e manga (*Mangifera indica* L.). As espécies de gramíneas analisadas foram capim de burro (*Eleusine indica* (L.) Gaertn.) e capim braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf.). Na localidade de referência, Oliveira dos Campinhos, foram selecionadas as espécies vegetais banana, limão, aroeira, cana, cidreira, capim santo, alumã e boldo do Chile. Os resultados obtidos detectaram a presença de Pb (de 0,18 até 118,2 mg/kg) e Cd (de 0,04 até 7,39 mg/kg). Todos os alimentos vegetais avaliados apresentaram conteúdos médios de Pb e Cd acima dos valores limites permitidos pela OMS. As gramíneas apresentaram conteúdos de Pb (máximo de 820 mg/kg) e Cd (máximo de 7,99 mg/kg). Os valores de concentração obtidos nos alimentos vegetais e gramíneas variaram conforme a espécie vegetal.

Apesar do risco de consumo de alguns grupos de alimentos cultivados em solo dos quintais contaminados ou consumo de mariscos oriundos de sedimento contaminado, o trabalho realizado por Almeida e Pena (2011), com o objetivo de compreender os significados do risco da contaminação alimentar para os feirantes de Santo Amaro, apontou que a possível contaminação pelo chumbo é percebida pelos entrevistados como algo distante. Os autores concluíram que a percepção do risco está presente no pensamento e na reflexão quando há questionamento acerca do tema, mas não na prática cotidiana, o que aponta para a necessidade de trabalhos de conscientização desta população.

Efeitos ecológicos e ecotoxicológicos já demonstrados

No caso da área da antiga Plumbum e seus arredores, uma Análise de Risco Ecológico (ARE) foi realizada por Niemeyer *et al*. (2010) entre os anos de 2006 e 2008, integrando informações de três linhas de evidência: química, ecotoxicológica e ecológica (JENSEN; MESMAN, 2006). Foram analisados 11 pontos, distantes até 1000 m da área da antiga fundição da Plumbum, distribuídos em dois transectos, e mais três locais de referência, distantes três e nove km da área. Os resultados da fase de varredura da ARE ou fase 1 são apresentados em Niemeyer *et al*. (2010), enquanto que os resultados da fase 2 estão publicados em Niemeyer *et al*. (2012a, 2012b) e serão apresentados em uma tese de doutorado que encontra-se em fase de finalização (NIEMEYER, *in preparation*).

A linha de evidência química da fase 1 da ARE apontou altas concentrações totais de metais, especialmente Pb, Cd, Cu e Zn, no solo superficial da área da Plumbum e arredores. Apesar da baixa extractabilidade dos metais em extrações brandas realizadas com uma solução $CaCl_2$ 0,01M, o que significaria baixa biodisponibilidade dos metais para os organismos, altos valores de risco ecológico foram determinados para vários

locais dentro da área da Plumbum, indicados pelos ensaios de ecotoxicidade e por avaliações ecológicas em campo (NIEMEYER *et al*., 2010).

A linha de evidência ecotoxicológica da fase 1 da ARE incluiu ensaios comportamentais com invertebrados de solo, os chamados ensaios de comportamento de fuga, normatizados internacionalmente pela Norma ISO 17512-2 (ISO, 2011) para colêmbolos, e pela Norma ISO 17512-1 (ISO, 2008) para minhocas, esta última já adotada nacionalmente pela Norma ABNT NBR/ISO 17512-1 (ABNT, 2011). Os ensaios comportamentais com minhocas e colêmbolos mostraram que estes organismos evitaram os solos de todos os pontos contaminados quando comparados aos locais de referência. Isto significa que, no ambiente, temos a perda destes grupos de organismos no solo e consequentemente temos um impacto sobre os processos de ciclagem de nutrientes, estrutura e fertilidade do solo, além de impacto sobre a cadeia trófica, já que tais organismos servem de alimento para outros. As minhocas são organismos considerados "engenheiros do ecossistema" porque estão entre os invertebrados de solo mais importantes em termos de biomassa e atividade, influenciando a estrutura e a composição química do solo, e particularmente os processos de decomposição do material orgânico (RÖMBKE *et al*. 2005). Já os colêmbolos são considerados "catalisadores" do processo de ciclagem de nutrientes (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004). Além dos ensaios com a matriz solo, ensaios de ecotoxicidade aquáticos com bactérias e cladóceros foram realizados com elutriatos dos solos, e apontaram um comprometimento da função de retenção do solo nos locais correspondentes aos depósitos de escória dentro da área da Plumbum, indicando risco da contaminação migrar para águas subterrâneas ou superficiais (NIEMEYER *et al*., 2010).

Na linha de evidência ecológica da fase 1 da ARE foi observado um baixo índice de cobertura vegetal nos pontos dentro da área da Plumbum, e baixa atividade alimentar de organismos do solo, usando-se o ensaio *bait lamina*, indicando impacto para plantas e invertebrados de solo (NIEMEYER *et al*., 2010). Ao integrar os resultados das três linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica) na fase de varredura da ARE, um alto risco ecológico foi indicado nos pontos dentro da área da Plumbum (NIEMEYER *et al*., 2010), o que foi confirmado posteriormente através de ensaios de ecotoxicidade crônica (Niemeyer *et al*., *in preparation*) e avaliações ecológicas mais detalhadas (Niemeyer *et al*., 2012a, 2012b).

Os solos de áreas de deposição de rejeitos costumam ser instáveis e podem ser fontes de contaminação de outros compartimentos ambientais. Esta situação é visível atualmente na área da antiga fábrica da Plumbum, como se pode ver na Figura 1, mostrando a ausência de vegetação em épocas secas, com a possível dispersão de poeira, e as evidências do escoamento superficial ocasionado pelas chuvas, descobrindo o rejeito que está logo abaixo de uma fina camada de solo. O trabalho de Oliveira *et al*. (2011) apresentou dados sobre a contaminação por poeira em ar condicionados na cidade de Santo Amaro, o que evidenciou a exposição atual da população por esta rota, neste caso provavelmente a contaminação é ocasionada pela poeira das ruas e quintais contaminados.

Outro trabalho, ainda não publicado (NIEMEYER *et al*. i*n preparation*), incluiu uma amostragem de sedimento no canal que liga a área da Plumbum ao rio Subaé, além de um ponto a montante e outro a jusante no próprio rio. Os resultados apontaram altas concentrações de metais no sedimento do canal, especialmente Pb, Cd, Zn, Cu, Hg e As. Além da análise química, os sedimentos dos três pontos foram avaliados em ensaios de ecotoxicidade. O ensaio realizado com *Heterrocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda) para avaliar o efeito sobre o crescimento após seis dias de exposição ao sedimento, apresentou 100% de mortalidade para os organismos expostos ao sedimento do canal, indicando alta toxicidade. O ensaio realizado com larvas do inseto *Chironomus riparius* (Insecta, Diptera), para avaliar o crescimento após 10 dias de exposição, apontou um crescimento significativamente inferior nas larvas expostas ao sedimento do canal em relação aos outros pontos, indicando toxicidade. Já o ensaio realizado com peixes da espécie *Danio rerio* para observar a sobrevivência após 96 h de exposição, indicou ausência de toxicidade na coluna de água obtida pela adição de água ao sedimento de cada um dos pontos (NIEMEYER *et al*., *in preparation*). Os resultados deste trabalho, bem como os resultados já mostrados por Anjos (2003), apontam a contaminação do canal e a provável migração dos contaminantes da área da Plumbum para o rio Subaé, o que indica a necessidade de medidas de intervenção na área da Plumbum para impedir a migração destes contaminantes para dentro do rio.

Figura 1 – Esquerda: a área da Plumbum na estação seca (ausência de cobertura vegetal). Direita: evidência de escoamento superficial após a chuva em uma área de deposição de rejeitos. Imagens registradas em 2008. Fotos: Júlia Niemeyer.

O estabelecimento de uma cobertura vegetal torna-se essencial para estabilizar a área descoberta e para minimizar os problemas de contaminação de outros compartimentos ambientais (OLIVEIRA *et al*., 2006), e está entre as diversas técnicas de controle e de remediação que podem ser aplicadas na área da Plumbum (ANJOS; SÁNCHEZ, 2001). Um exemplo da importância da vegetação pode ser visto em Anjos (2003) que avaliou a eficiência de uma zona úmida (ou *wetland*), situada à juzante do principal barramento de escória na área da Plumbum e com extensão de cerca de 90 m, no controle da contaminação das águas superficiais. Esta zona úmida teve origem em um aterro para canalização de águas pluviais do empreendimento. O autor concluiu que esta zona úmida se mostrava eficaz para o controle da contaminação das águas superficiais, uma vez que retinha a grande maioria dos metais.

Na restauração de áreas contaminadas, além da escolha correta das técnicas de controle e remediação, faz-se necessário a escolha de uma vegetação apropriada para o local, tanto em termos de tolerância às condições locais, quanto com os objetivos de estabilização do solo (fitoestabilização), melhoramento do aspecto visual e diminuição da exposição humana ao solo contaminado (WONG, 2003). Em trabalhos de restauração de áreas degradadas, também é importante que o processo de sucessão ecológica ocorra da forma mais semelhante possível em relação à condição natural da região. Para tanto, faz-se importante entender como os processos sucessionais ocorrem em cada área, e tais estudos ainda são escassos em áreas contaminadas no Brasil.

Em solos contaminados por metais, além da toxicidade, outros fatores podem ser adversos ao estabelecimento da vegetação, tais como, ausência de solo superficial, erosões periódicas, estação seca, compactação, ampla flutuação da temperatura e escassez de nutrientes essenciais (WONG, 2003). Por isso, faz-se importante a utilização de espécies que tenham potencial para tolerar tais condições. No caso de Santo Amaro, Viana (2008) estudou o potencial da mamona (*Ricinus communis* L.) para uso em processo de fitorremediação na área da antiga Plumbum e arredores. Esta espécie ocorre naturalmente no local e poderia servir como alternativa econômica para a região, já que pode ser explorada comercialmente para a ricinoquímica e produção de biodiesel a partir da semente. Os resultados apontaram que a mamona não concentra As, Cd, Pb, Zn e Cu no óleo, porém acumula Zn e Cu na casca e na torta, produzida durante a extração do óleo, indicando a necessidade de estudos adicionais sobre o aproveitamento da torta como adubo orgânico neste caso. O estudo de Azzollini (2008), realizado em áreas de depósito de cinza de carvão mineral no sul do Brasil, conclui que a mamona pode auxiliar no processo de restauração das áreas degradadas, favorecendo o estabelecimento de outras espécies que necessitam de condições mais específicas de substrato, e que pode contribuir para a fitoestabilização de cromo e níquel, principais contaminantes nos locais estudados pelo autor.

Além da importância da vegetação para os objetivos relacionados acima, a microbiota do solo e os processos realizados por ela também estão estreitamente relacionados à vegetação e ao uso do solo (FAGOTTI *et al*., 2012; NOGUEIRA *et al*., 2006; ZAK *et al*., 2003). A vegetação contribui para reduzir a toxicidade dos metais, oferecendo condi-

ções favoráveis aos microrganismos na rizosfera (DIAS-JUNIOR *et al*., 1998), e pelo fornecimento de material orgânico que serve como fonte de carbono e energia para os microrganismos. No caso da área da Plumbum, Niemeyer *et al*. (2012a) concluíram que, além do efeito direto da toxicidade dos metais sobre a atividade e a biomassa microbiana no solo, há efeitos indiretos relacionados às mudanças na cobertura vegetal, taxas de carbono orgânico do solo, pH e disponibilidade de nutrientes. Esses atributos têm alterado o microclima e as propriedades físico-químicas do solo, e dessa forma o solo deixa de servir como habitat para os microrganismos (o que chamamos de perda da função de habitat), e consequentemente temos um impacto sobre os processos-chave desempenhados por estes organismos, como a ciclagem do carbono e dos nutrientes.

O processo de decomposição de material orgânico foi avaliado por Niemeyer *et al*. (2012b) em locais dentro e fora da área da antiga Plumbum, distantes até 1 km, e em três locais de referência, distantes 3 km e 9 km. A técnica utilizada foi a montagem de bolsas de decomposição, os chamados *litter bags*, seguindo-se as recomendações da Norma OECD (2006) e o recomendado por Römbke *et al*. (2003). As bolsas foram preenchidas com folhas de aroeira-vermelha *Schinus terebinthifolius* Raddi e expostas por períodos de 15, 43, 83 e 131 dias. Os resultados mostraram baixas taxas de decomposição dentro da área da fábrica, onde este processo foi significativamente comprometido, e os resultados apontaram que a taxa de decomposição foi negativamente correlacionada com as concentrações de metais. Isto pode ser explicado pela reduzida atividade microbiana nestes locais (NIEMEYER *et al*. 2012a), reduzida atividade alimentar da fauna do solo (NIEMEYER *et al*. 2010), e menor densidade de detritívoros, aliados às condições de baixa umidade e altas temperaturas nos locais mais expostos sem cobertura vegetal. Ou seja, o impacto sobre este serviço do ecossistema (decomposição) está relacionado não só aos efeitos diretos da toxicidade dos metais, mas também aos efeitos indiretos ocasionados pelas características físicas dos locais com disposição de rejeitos e pela ausência de cobertura vegetal, resultando em condições adversas para os microrganismos e para a fauna do solo (NIEMEYER *et al*. 2012b).

Conclusão geral

Os dados existentes sobre a determinação de metais em solos da área da Plumbum e arredores, e nos quintais das casas das ruas Rui Barbosa e Sacramento, e em sedimentos do estuário do rio Subaé, indicam a persistência da contaminação por metais nestes compartimentos. Os dados das determinações de metais na biota apontam para a biodisponibilidade de Pb e Cd para mariscos no estuário do Rio Subaé, e para plantas (gramíneas, frutas e ervas) nos arredores da Plumbum e nos quintais das casas que receberam escória. Os níveis de Pb e Cd em mariscos continuam acima dos níveis máximos recomendados pela Anvisa para consumo humano.

As avaliações ecológicas e ecotoxicológicas realizadas na área da Plumbum e arredores indicaram impacto negativo sobre serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal, e impacto sobre a função de retenção do solo, o que indica que a contaminação ainda pode migrar para outros compartimentos ambientais, como água subterrânea e águas superficiais próximas, como o rio Subaé.

Em geral, os resultados indicaram risco ecológico para os organismos e processos do solo mesmo após quase duas décadas do término das atividades da Plumbum, relacionado à exposição dos receptores ecológicos ao solo contaminado. A avaliação de risco ecológico realizada na área da Plumbum e arredores apontou um alto risco ecológico em locais dentro da área da Plumbum, indicando a necessidade de medidas de remediação e posterior restauração da área. A restauração ecológica das áreas degradadas e o reestabelecimento dos processos ecológicos (por exemplo, a partir da reestruturação da comunidade vegetal de acordo com o ecossistema no qual está inserida), são essenciais para melhorar as condições ecológicas do local e assim evitar que a contaminação continue se dispersando através da poeira e do escoamento superficial para outros locais.

Referências

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Qualidade do solo — Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento. Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). NBR ISO 17512-1. Rio de Janeiro, 2011.

ALLEN, H.E. (Ed.). *Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems:* Importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes, and plants. SETAC Press, Pensacola, FL, US, 2002. 176 p.

ALMEIDA, M. D.; PENA, P. G. L. Feira livre e risco de contaminação alimentar: estudo de abordagem etnográfica em Santo Amaro, Bahia. *Revista Baiana de Saúde Pública,* v. 35, p. 110-127, 2011.

ALVARENGA, P. *et al*. Evaluation of tests to assess the quality of mine-contaminated soils. *Environ Geochem Health*, v. 30, p. 95-99, 2008.

ANJOS, J.A.S.A. Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. Salvador, 2003. Tese (doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

ANJOS, J.A.S.A., SÁNCHEZ, L.E. Plano de gestão ambiental para sítios contaminados por resíduos industriais –o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. *Bahia Análise & Dados*, v. 10, p. 306-309, 2001.

ANTUNES, S. C. *et al*. Contribution for tier 1 of the ecological risk assessment of Cunha Baixa uranium mine (Central Portugal): II. Soil ecotoxicological screening. *Science of the Total Environment*, v. 390, p. 387–395, 2008.

AZZOLINI, M. Restauração ecológica de áreas impactadas por cinzas de carvão mineral: contribuição da Mamona (Ricinus communis L.) e respostas da espécie a metais pesados. Porto Alegre, 2008. Tese (Doutorado em Botânica), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria 685, de 27 de agosto de 1998. ANVISA, 1998.

CARVALHO, F. *et al*. Absorção e Intoxicação por Chumbo e Cádmio em Pescadores da Região do Rio Subaé. *Ciencia e Cultura*, v. 35, p. 360-366, 1982.

CARVALHO, F. *et al*. Intoxicação pelo chumbo: zinco protoporfirina no sangue de crianças de Santo Amaro da Purificação e de Salvador, BA. *Jornal de Pediatria* , v. 72, p. 295-298, 1996.

COSTA, A.C.A. Avaliação de alguns efeitos do passivo ambiental de uma metalurgia de chumbo em Santo Amaro da Purificação, Bahia. Dissertação (mestrado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, Brasil, 2001.

DIAS-JUNIOR, H. E. *et al*. Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 22, p. 631-640, 1998.

DOUAY, F. *et al*. Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France. *Science of the Total Environment,* v. 407, p. 5564–5577, 2009.

DOUAY, F. *et al*. Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. *Environmental Monitoring Assessment*, *online first*, 2012.

FAGOTTI, D.S.L. *et al*. Gradients in N-cycling attributes along forestry and agricultural land-use systems are indicative of soil capacity for N supply. *Soil Use Manage, online first*, 2012.

FERNANDEZ, M.D. *et al*. Ecological risk assessment of contaminated soils through direct toxicity assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 62, p. 174–184, 2005.

FUNASA (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE). *Avaliação de risco à saúde por exposição a metais pesados em Santo Amaro da Purificação-BA.* 2003. Disponivel em: < http://www.acpo.org.br/ saudeambiental/CGVAM/02_Avaliacao_de_Risco/05_Santo%20Amaro_BA/Parte%20 01%20Ficha%20t%E9cnica%20e%20%EDndice.pdf>. Acesso em: 05 de maio de 2009.

HATJE, V. *et al*. Trace metal contamination and benthic assemblages in Subaé estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 969-987, 2006.

HATJE, V. *et al*. Inorganic As speciation and bioavailability in estuarine sediments of Todos os Santos Bay, BA, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, p. 2225-2232, 2010.

ISO - International Organization for Standardization. Soil quality – Avoidance test for testing the quality of soils and the toxicity of chemicals – Test with earthworms (*Eisenia fetida*). ISO 17512-1. International Organization for Standardization, Geneva, 2008.

ISO - International Organization for Standardization. Soil quality – Avoidance test for testing the quality of soils and effects of chemicals – Part 2: Test with collembolans (*Folsomia candida*) ISO 17512-2. International Organization for Standardization, Geneva, 2011.

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, v. 68, p. 167–182, 2003.

JENSEN, J; MESMAN, M. (Eds.). Ecological risk assessment of contaminated land – Decision support for site specific investigations. RIVM report 711701047. The Netherlands, 2006. 136 p

MACHADO, S. Estudo da Influência na Contaminação do Solo por Metais Pesados Derivada das Emissões Atmósfericas de uma Metalúgica Desativada no Município de Santo Amaro – BA, In: *X Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.* 28 de fevereiro a 3 de março 2010. Centro Cultural e de Exposições de Maceió. Maceió, AL. 9 p. 2010.

MAGNA, G.A.L. et al. Conteúdo de Cd e Pb em alimentos vegetais e gramíneas no Município de Santo Amaro–BA. In: Anais do VII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e VI Simpósio Brasileiro de Geossintéticos REGEO/Geossintéticos 2011 – Belo Horizonte, MG, Brasil, 21 a 24 de novembro de 2011.

NIEMEYER, J.C. *et al*. Environmental risk assessment of a metal contaminated area in the tropics. Tier I: screening phase. *Journal of Soils and Sediments*, v. 10, p. 1557-1571, 2010.

NIEMEYER, J.C. *et al*. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. *Applied Soil Ecology,* v. 59, p. 96-105, 2012a.

NIEMEYER, J.C**.** *et al*. Functional and structural parameters to assess the ecological status of a metal contaminated area in the tropics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 86, p. 188-197, 2012b.

NOGUEIRA, M.A. *et al*. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in Southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems* & *Environment,* v. 115, p. 237-247, 2006.

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development. *Breakdown of organic matter in litter bags.* Paris, France, 2006.

OLIVEIRA, E.R. *Parecer técnico sobre a ampliação da Companhia Brasileira de Chumbo, em Santo Amaro, Ba. Salvador*. CEPED - Centro de Pesquisa e Desenvolvimento/Secretaria do Planejamento, Ciências e Tecnologia. Programa de Proteção ao Meio Ambiente, 1977. 88 p.

OLIVEIRA, D. M. *et al*. *Fitorremediação: o estado da arte.* Rio de Janeiro: CETEM/MCT, (Série Tecnologia Ambiental, 39), 49 p. 2006.

OLIVEIRA, L. B. *et al*. Determinação dos teores de Cd, Pb, Cu e Zn em material particulado atmosférico da cidade de Santo Amaro/BA. In: *Anais da 34ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química,* 2011. Florianópolis, SC, Brasil, 23 a 26 de maio de 2011.

RABELO, T. S. *Estudo da contaminação remanescente de chumbo e cádmio no município de Santo Amaro – BA*. Dissertação (mestrado), Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica. Salvador, 2010.

RAMOS, M. A. V. *et al*. Avaliação dos teores de metais traços em *Callinectes exasperatus* (Crustacea: Decapoda) capturados na baía de Todos os Santos, Brasil. In: *XXIX Congresso Brasileiro de Zoologia*, 2012. Salvador, BA, Brasil, 5 a 9 de março de 2012. 2012a.

RAMOS, M. A. V. *et al*. Avaliação dos níveis de cobre e zinco em diferentes tecidos de *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) capturados na Baía de Todos os Santos. In: II COBESA, 2012 Feira de Santana, BA, Brasil 08 a 13 de Julho de 2012. 2012b.

RÖMBKE, J. et al. (Eds.). Effects of Plant Protection Products on Functional Endpoints in Soils (EPFES). SETAC Press, Pensacola, US, 2003.

RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; DIDDEN, W. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* v. 62, p. 249–265, 2005.

SANTOS, L. F. P. *Avaliação dos teores de cádmio e chumbo em pescado proveniente de São Francisco do Conde, Bahia.* Dissertação (mestrado), Universidade Federal da Bahia, Escola de Nutrição, Salvador, 2011. 75 p.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency. *Using toxicity tests in ecological risk assessment*. ECO Update. Publication 9345.0-051. EPA 540-F-94-012. PB94-963303. Intermittent Bulletin, Volume 2, Number 1. September 1994.

VIANA, A.S. Potencial de absorção do fruto da mamona (Ricinus communis, Linnaeus 1764) no processo de fitorremediação de solo contaminado por metais pesados - o caso da Plumbum LTDA., Santo Amaro da Purificação, Bahia. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas), Faculdade de Tecnologia e Ciências de Salvador, 2008.

WALKER, C. H. *et al*. *Principles of Ecotoxicology*. 3. ed. Boca Raton, Fl: Taylor & Francis, 2006. 315 p.

WEEKS, J.M. *et al*. *Biological Test Methods for Assessing Contaminated Land, Stage 2:* A demonstration of the use of a framework for the ecological risk assessment of land contamination. Environment Agency of England and Wales, Science Report P5-069/TR1, 2004. 108 p.

W.H.O. (WORLD HEALTH ORGANIZATION). *Lead in drink water.* 2003. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/75370/1/WHO_SDE_WSH_03.04_09_eng.pdf.> Acesso em: 20 de outubro de 2012.

W.H.O. (WORLD HEALTH ORGANIZATION). *Cadmium in drink water.* 2004. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/75364/1/WHO_SDE_WSH_03.04_80_eng.pdf.> Acesso em: 20 de outubro de 2012.

W.H.O. (WORLD HEALTH ORGANIZATION). Chapter 12: Chemical Fact Sheet. In: *Guidelines for drink water quality.* 2011. Disponível em:<http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_chapters/en/index.htm>.
Acesso em: 20 de outubro de 2012.

WONG, M.H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, v. 50, p.775-780, 2003.

ZAK, D.R. *et al*. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? *Ecology,* v. 84, p. 2042-2050, 2003.

ZEPPELINI FILHO, D.; BELLINI, B.C. *Introdução ao estudo dos Collembola*. João Pessoa, Universidade Federal da Paraíba, 2004. 82 p.

Tabela 1 - Resumo dos dados existentes sobre a contaminação por metais nos compartimentos ambientais e biota relacionados ao caso da Plumbum em Santo Amaro (BA).

Compartimento Ambiental	**Concentração de metais (mg/kg ou mg/L)**						**Valores de referência**		**Fonte**
	Chumbo			**Cádmio**					
	Mínima	Média	Maxima	Mínima	Média	Máxima	Pb	Cd	
Águas do rio Subaé	0,04		6,18	0,0042		0,0813	0,01	0,003	Reis, 1975*
		1,6	6,0						CEPED #
			37,2			0,46			Cunha; Araújo, 2001•
Sedimentos do rio Subaé				0,5	23,7	120			Donnier *et al*., 1977@
Sedimentos do rio Subaé em São Brás		119			1,19				UFBA, 1996•
Sedimentos do rio Subaé em São Francisco do Conde		62,2			0,189				UFBA, 1996•
Sedimentos da baía de Todos os Santos				877		0,223			Hatje *et al*., 2006
Peixes		1,03			0,19		2,0ⁿ	1ⁿ	Cunha; Araújo, 2001•
Tainha	0,1		0,81						Santos, 2011
Robalo	0,14		1,5						
Ostras					4		2,0$^{\Delta}$	1$^{\Delta}$	CEPED #
				80		135			Donnier *et al*., 1977@
Siris									CEPED #
				13		40			Donnier *et al*., 1977@
Vísceras de siris				1,13		4,43			Santos, 2012a
Sururus				40		60			Donnier *et al*., 1977@
		5,73							Funasa, 2003
Sururus - São Brás		1,36			0,86				UFBA, 1996•
		1,15			1,06				Cunha; Araújo, 2001•
Sururus - São Francisco do Conde		33,7			0,25				UFBA, 1996•
	0,28		5,4			1,1			Santos, 2011
Camarão - São Francisco do Conde	0,19		3,4						Santos, 2011

n ANVISA, decreto, 1965
Δ ANVISA, 1998
" peso seco
* *Apud* Santos, 2011
# período de 1975 a 1980
@ *Apud* Carvalho *et al*., 1982
• *Apud* FUNASA, 2003

Tabela 1 – Continuação...

Compartimento ambiental	Concentração de metais (mg/kg ou mg/L)						Valores de referência		Fonte
	Chumbo			Cádmio					
	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Pb	Cd	
Frutas e verduras				0,004			0,5ⁿ	0,5ⁿ	CEPED #
		12,35			1,88				Cunha; Araújo, 2001•
Banana e laranja	0,01								CEPED #
Manga	0,530	0,601	0,685						Funasa, 2003
Frutas e chás	0,18		118,2	0,04		7,39			Magna *et al*., 2011
Tubérculos		14,1			2,32				Cunha; Araújo, 2001•
Aipim	0,610	0,691	0,808						Funasa, 2003
Vegetais folhosos			215			11,8			CEPED #
Gramíneas		85			41,3		1	0,03-0,3"	Cunha; Araújo, 2001•
Gramíneas									
300 m		26,4			1,07				Costa, 2001 (peso umido)
< 1 km		4,13			0,635				
> 6 km		6,03			0,201				
> 10 km		4,19			0,096				
> 14 km		0,767			0,263				
Gramíneas			820			7,99			Magna *et al*., 2011

n ANVISA, decreto, 1965
∆ ANVISA, 1998
" peso seco
* *Apud* Santos, 2011
# período de 1975 a 1980
@ *Apud* Carvalho *et al*., 1982
• *Apud* FUNASA, 2003

Metalurgia do chumbo: processos de produção e refino

Luis Gonzaga dos Santos Sobral[1]
Débora Monteiro de Oliveira[2]
Carlos Eduardo Gomes de Souza[3]
Silvia Cristina Alves França Silva[4]
Paulo Fernando Almeida Braga[5]

Introdução

Esta compilação bibliográfica tem por objetivo descrever os processos de produção primária e secundária de chumbo. Na produção primária o minério de chumbo é processado em dois estágios:

1. A ustulação do sulfeto de chumbo (galena – PbS), com formação do óxido do chumbo correspondente (litargírio – PbO) que é, posteriormente, reduzido a chumbo metálico por reação pirometalúrgica com a adição de coque e
2. Refino do chumbo metálico impuro, também por processo pirometalúrgico.

Tais processos são praticados, convencionalmente, no mesmo local. Na produção secundária de chumbo, o que se caracteriza como um processo de reciclagem, o chumbo é extraído de materiais usados, tais como sucatas e baterias automotivas. O chumbo, nesse caso, pode ser recuperado por fusão ou por refino, dependendo do tipo de sucata que o contém. Após processo de refino, o chumbo é, em seguida, transformado em outros produtos tais como ligas (liga fusível, anodos (Pb-Sn, Pb-Sb, Pb-Ag, Pb-Tl)) e folhas de chumbo.

O minério de chumbo mais importante é a galena (PbS – sulfeto de chumbo), que ocorre, frequentemente, em combinação com o zinco, a pirita (FeS_2) e a prata. A cerusita (carbonato de chumbo – $PbCO_3$) e a anglesita (sulfato de chumbo – $PbSO_4$) são outros minerais comercialmente importantes originários da oxidação e intemperismo da galena. A Figura 1 mostra os aspectos físicos dos referidos minerais de chumbo.

O chumbo tem sido utilizado desde a época dos Romanos no Reino Unido. A indústria do chumbo ganhou ímpeto no começo de 1800, quando se utilizou minério local-

1 Doutorado em Hidrometalurgia. Imperial College of Science and Medicine. UK.

2 Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos.Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ.

3 Graduação em Química Industrial. Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ.

4 Doutorado em Engenharia Química. Coordenação dos Programas de Pós Graduação em Engenharias. UFRJ.

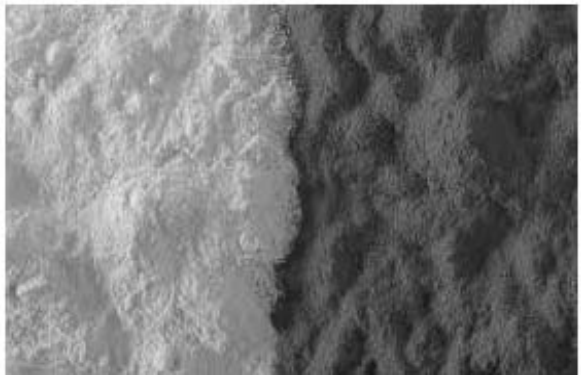
5 Mestrado em Engenharia Mineral. Universidade de São Paulo, USP.

mente prospectado em muitas localidades naquele país, tais como Derbyshire e Cornwall. Esses minérios eram, usualmente, fundidos e transformados em barras de chumbo próximo às fontes desses metais e de carvão. O chumbo, assim obtido, era, então, refinado em instalações de pequeno porte.

(a) (b) (c)

Figura 1 - Aspectos físicos da galena (a), cerusita (b) e anglesita (c).

Esta autossuficiência resultou na especialização regional em tipos de chumbo e produtos químicos desse metal. Londres começou a produzir o chamado chumbo branco (carbonato de chumbo – $PbCO_3$) para a indústria de tintas e para exportação. Os óxidos de chumbo, o litargírio (PbO), e o chumbo vermelho (Pb_3O_4), foram produzidos na região central da Inglaterra para as indústrias de vidro e cerâmica. Peltre (liga principalmente de estanho, com antimônio, cobre e chumbo) e balas de chumbo foram produzidas a partir de chumbo duro (argentífero) em Bristol. A Figura 2 mostra os aspectos físicos dos óxidos de chumbo.



PbO Pb_3O_4

Figura 2 - Aspectos físicos dos óxidos de chumbo.

Em meados do século 19, Newcastle tornou-se uma das principais áreas de produção de chumbo, com a vantagem da importação de minério de chumbo e barras de chumbo impuro da Espanha (já inicialmente fundido neste país). Os produtos manufaturados foram o chumbo branco, o chumbo vermelho, o litargírio, chumbo laminado, tubos e em grãos. Hull, Liverpool e Swansea eram portos que tiveram a vantagem de importar minérios com preços baixos.

No início do século 20, a produtividade de chumbo do Reino Unido conhecia o seu declínio. À medida que o suprimento de minério diminuía e se tornava gradativamente mais caro a sua prospecção, as instalações menores e mais antigas tenderam a parar de funcionar em favor de plantas localizadas em regiões onde as importações eram mais baratas. Nesse momento as principais fontes e produtores de chumbo são os Estados Unidos, Austrália, os estados que eram anteriormente parte da União Soviética, México, Canadá e Peru.

Desde a década de 50, a indústria de chumbo do Reino Unido se envolveu, mais intensamente, com o processamento de fontes secundárias desse elemento. O reuso mais intenso de chumbo é devido à sua resistência a corrosão e a facilidade de sua separação de outros materiais. Somente um segmento primário de produção de chumbo opera no Reino Unido nos dias atuais. Todo o *bullion* de chumbo produzido naquele seguimento é exportado para ser refinado em outra unidade. Existem quatro unidades fundidoras de chumbo no Reino Unido, lidando com materiais contendo chumbo, na produção secundária e existem quatro outras plantas refinando chumbo a partir de sucatas para a produção, principalmente, de lençóis de chumbo. A Figura 3 mostra bobinas de lençol de chumbo.

O chumbo é um metal cinzento, azulado brilhante, não elástico, mole, riscável com unha, deixa traço cinzento no papel, dúctil, maleável, trabalhável a frio, razoável condutor de calor e eletricidade, possui condutividade térmica de 0,83 cal/cm^3/cm/°C/S a 0°C e 0,81 cal/cm^3/cm/°C/S a 100°C, coeficiente de expansão térmica linear de 29,10^{-5} a 1°C e aumento em volume (de 20°C ao ponto de fusão) de 6,1 %. Peso específico de 11,37, baixo ponto de fusão (327 °C), peso atômico 207,2 e ponto de ebulição de 1717°C, emitindo, antes desta temperatura, vapores tóxicos. Apresenta retração linear na solidificação de 1 a 2,5% e alongamento de 31%.

Figura 3 - Bobinas de lençol de chumbo.

As ocorrências minerais de chumbo no vale do rio Ribeira do Iguape, (São Paulo – Paraná), são conhecidas desde o século XVII, mas a exploração de chumbo e prata somente começou no inicio deste século na Mina de Furnas, inclusive exportando minério para a Espanha, durante a primeira guerra mundial (ROCHA, 1973).

Os primeiros estudos geológicos na mina de Panelas, no Paraná, foram realizados por Moraes Rego em 1935, e a lavra foi iniciada em 1938, por Adriano Seabra Foncesa (ROCHA, 1973).

As ocorrências na região de Macaúbas, na Bahia, são, também, conhecidas desde o século XVII e em 1928, no Compêndio de Minerais do Brasil, Luiz Caetano Ferraz registra a ocorrência de anglesíta no município de Macaúbas (ROCHA, 1973).

Em 1954 foi formada a Mineração Boquira para lavrar a jazida do município de Macaúbas, posteriormente município de Boquira. Em 1955 começou a produção em Boquira (BA), que se constituiu na maior mina em atividade no país, mesmo sendo uma mina de tamanho médio, de acordo com os padrões internacionais (ROCHA, 1973).

Naquela ocasião, encontrava-se em atividade a mina de Boquira, com reservas para sete anos, explorada pela Mineração Boquira e as minas de Panelas e Rocha, com reservas para quatro anos, exploradas pela PLUMBUM. Essas companhias eram relacionadas à *Societè Minière et Metallurgique de Peñarroya*, que também mantinham minas e metalúrgicas na França, Espanha, Itália, Grécia, Iran e Marrocos.

O chumbo é um dos metais de maior uso industrial. É empregado, principalmente, nos acumuladores de automóveis (baterias chumbo-ácido), como aditivo anti-detonante na gasolina e, em geral, nas construções civis, inclusive tintas. Outro uso importante é na fabricação de munição para armas esportivas e militares, embalagens, impressão e revestimentos de cabos.

Raramente ocorre no seu estado natural, mas sim em combinação com outros elementos, e seus mais importantes minérios são a galena (PbS), cerusita ($PbCO_3$), anglesita ($PbSO_4$), piromorfita $Pb_3Cl(PO_4)_3$, vanadinita $[PbCl(VO_4)_2]$, crocoita ($PbCrO_4$) e a Wulfenita ($PbMoO_4$).

O advento do arranque elétrico nas máquinas de combustão interna deu lugar ao grande aumento de consumo, que se expandiu, novamente, com a necessidade de aditivo antidetonante para uso nas máquinas de alta compressão.

O maior aumento na procura de chumbo tem sido para baterias e aditivo antidetonante para gasolina. O uso de sucedâneos de chumbo tem se desenvolvido em muitas aplicações, o que tende a diminuir o ritmo do aumento da procura.

Embora a presença de chumbo na crosta terrestre seja de somente 0,002%, existem jazidas em varias partes do globo, algumas exploradas até com teor de 3% desse metal.

Os principais países mineradores de chumbo são Austrália, os Estados Unidos, o México, o Canadá e o Peru que, junto com a ex-URSS, perfazem mais de 50% da produção mundial. Outros países com mineração de chumbo importante são Iugoslávia, Marrocos, Espanha e Suécia.

Estrutura da indústria

Localização das minas brasileiras

Estado do Paraná

A mina de Panelas situava-se no Município de Adrianópolis, ex-Paranaí, a 14 km da sede, à margem direita do rio Ribeira do Iguape, que aí divide os estados de São Paulo e Paraná. Era uma mina integrada, compreendendo mineração, concentração e metalurgia.

A mina do Rocha, no vale do Ribeirão do Rocha, afluente do rio Ribeira do Iguape, situava-se nos municípios de Adrianópolis e Cerro Azul, distando 42 km da Mina de Panelas, para onde era transportado o minério produzido.

Estado da Bahia

A Mina de Boquira era a principal mina do país, não só quanto às reservas como ao teor do minério. Situava-se na cidade de Boquira, no Estado da Bahia, no vale do rio Paramirim, a 28 Km ao norte de Macaúbas, comarca a que pertence o Município de Boquira, seu ex-distrito. Distam 440 km em linha reta de Salvador, estando praticamente no mesmo paralelo desta Capital.

O acesso, a partir de Salvador, além da via aérea, era feito, naquela época, pela Rodovia Salvador-Brasília (BR-242), que passa a 90 km ao Norte de Boquira. A distância Santo Amaro-Boquira é de 650 km.

a) qualidade do minério

O teor médio em chumbo do minério explorado em Boquira era de 8,88% enquanto que em Panelas o teor médio do minério era de 5% e economicamente aproveitável devido à presença de prata que oscilava em torno de 15 kg por tonelada de chumbo refinado.

Os teores dos minérios das minas de Panelas e Rocha eram menores que 5% em chumbo após rigorosa escolha, tanto no interior como no exterior da mina, contrariamente à Mina de Boquira onde não havia escolha.

As variações dos teores de chumbo e outros elementos nas Minas de Boquira e Panelas, eram:

Boquira								
Pb	Zn	Fe	S	CaO	MgO	CO_2	Al_2O_3	SiO_2
9,03%	2,40%	21,10%	5,65%	0,50%	4,40%	2,05%	2,10%	0,37%

Panelas						
Pb	PbO	S*	CaO	Fe	Zn	Ag
5,0%	0,70%	3,5%	31,4%	4,5%	0,7%	76 g/t

b) fabricação

As seções, a seguir, descrevem os processos praticados em uma unidade pirometalúrgica típica de produção, refino e de processamento de fontes secundárias de chumbo. Os estágios principais de processos são: a concentração do minério, em termos de espécies minerais de chumbo, a sinterização, a redução do PbO em chumbo metálico impuro e seu posterior refino.

Produção primária de chumbo

O chumbo era produzido, tradicionalmente, pelo aquecimento da galena em forno Revérbero para a sua oxidação a óxido de chumbo e sulfato de chumbo e, eventualmente, a *bullion* de chumbo. Esse método foi substituído pelo método do alto forno (*blast furnace*) que é utilizado até os dias atuais. Os vários processos utilizados na produção primária de chumbo estão resumidos abaixo na Figura 4.

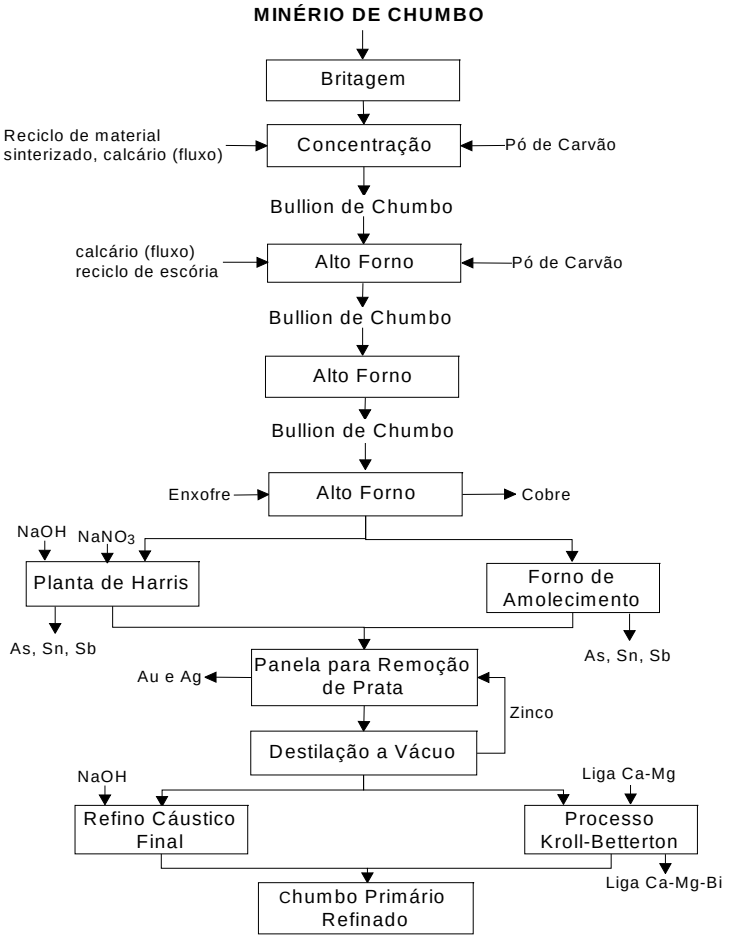


Figura 4 - Processos utilizados na produção primária de chumbo.

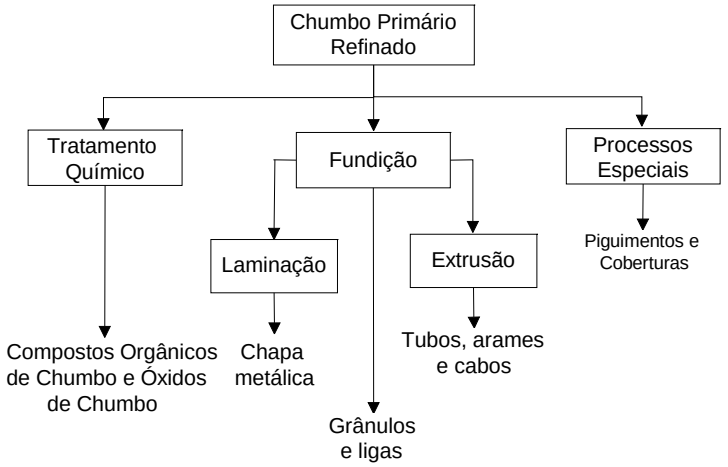


Figura 5 - Utilização de chumbo primário refinado.

Processamento mineral

Antes do processo de oxidação pirometalúrgica, o minério de chumbo, este deve ser processado para se elevar o teor em chumbo. O minério é, inicialmente, britado e moido, até finamente dividido, e, em seguida, concentrado quer por separações mecânica e gravitacional quer por técnicas de flotação. No processo de flotação o minério finamente dividido é suspenso, mecanicamente, em água contendo reagentes específicos quando ocorre a formação de grande volume de espuma. As partículas minerais aderem à espuma que se forma no topo da célula de flotação, sendo os minerais da ganga do minério afundados para a base da célula. A espuma gerada é retirada da célula de flotação e posteriormente secada. As técnicas de flotação podem ser, também, ajustadas para separar distintos metais e não somente a separação do metal de interesse da ganga. A concentração mineral por flotação eleva o teor de chumbo no minério para a faixa de 65 a 80% e, dessa forma, o minério resultante é considerado um concentrado mineral. A Figura 6 mostra uma instalação de flotação com detalhe na formação das bolhas carreadoras do sulfeto de chumbo.

(a) (b)

Figura 6 - Unidade de flotação (a) com detalhe das bolhas de ar carreando a galena (PbS)(b).

Sinterização

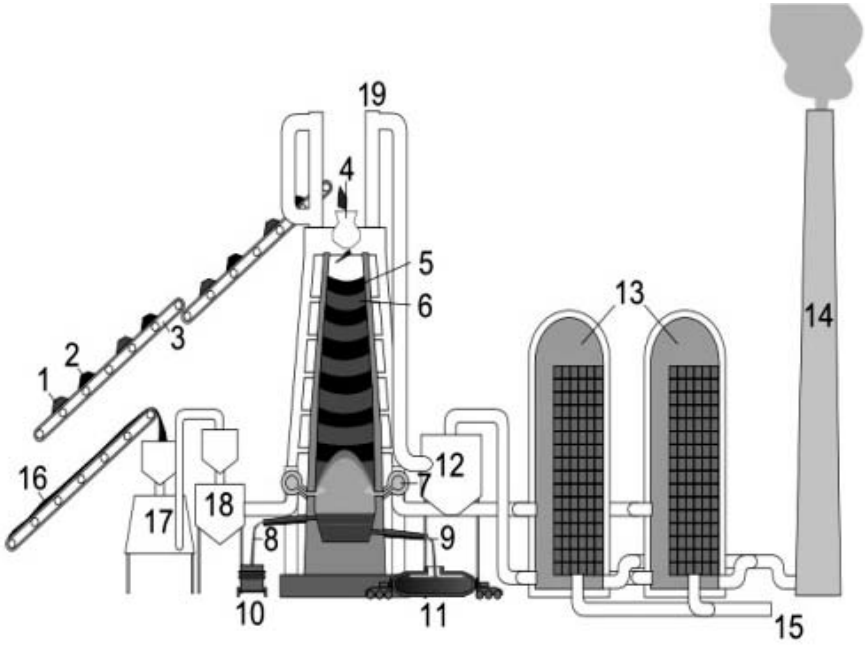
Antes da fusão do concentrado de flotação para a devida redução dos compostos de chumbo em chumbo metálico, esse deve ser ustulado para a remoção de grande parte do enxofre contido (proveniente da galena – PbS) e posterior aglomeração das partículas finas produzidas (litargírio – PbO), pois não podem ser introduzidas no alto forno dessa forma. Esse processo é conhecido como "sinterização". O processo de ustulação é representado pela equação 1, a seguir.

$$2PbS + 3O_2 \rightarrow 2PbO + 2SO_2\uparrow \quad (1)$$

O concentrado de flotação é misturado com fundentes (*i.e.*: calcário), produtos reciclados (*i.e.*: sinterizado reciclado) e coque em pó. Essa mistura é alimentada, através da máquina de sinterização, no alto forno onde ocorre a ustulação. O material sinterizado reciclado é adicionado ao forno para controlar a temperatura e diluir o teor de sulfeto. O material sinterizado é aglomerado, na forma de agregado (torrão), e classificado em um tamanho próprio para o alto forno. A Figura 7 mostra detalhes de um alto forno para o processamento pirometalúrgico de concentrado de sulfeto de chumbo.

Os rejeitos originários desse processo são, primeiramente, gases e emissão de particulados, que requer um controle rigoroso. A maior parte do enxofre é removido do concentrado nesse estágio do processo e convertido em dióxido de enxofre (SO_2). Nos dias atuais esse gas (SO_2) é, usualmente, convertido em ácido sulfúrico, em uma unidade secundária de sub-produtos que deve estar presente no mesmo local. No passado, o SO_2 era emitido diretamente para a atmosfera.

A utilização, atualmente, de sistemas de coleta de particulados é prática padrão em instalações industriais desse tipo.



1. Minério de chumbo + fluxo, 2. Coque, 3. Elevador, 4. Entrada de alimentação, 5. Camada de coque, 6. Camada de material sinterizado, 7. Soprador de ar quente (em torno de 1200°C), 8. Remoção de escória, 9. Torneira para liberação de chumbo fundido, 10. Reservatório de coleta de escória, 11. Reservatório de coleta de chumbo metálico bruto, 12. Ciclone para coleta de poeira, 13. Forno Cowper para ar quente, 14. Saída de fumação, 15. Alimentação de ar para o forno Cowper (pré-aquecedores de ar), 16. Carvão em pó, 17. Forno de coque, 18. Coque e 19. Gás do alto forno.

Figura 7 - Detalhes do alto forno.

Redução em alto forno

O concentrado ustulado, ou sinterizado, agora já na forma de aglomerado, é carregado no topo do alto forno aquecido, juntamente com o calcário e outros compostos fundentes, e coque de carvão como combustível. Ar pré-aquecido é insuflado na parte inferior do forno para auxiliar no processo de combustão e completar a formação de óxidos metálicos. Os óxidos são reduzidos aos respectivos metais pelo coque e monóxido de carbono presente. As reações que traduzem o processo de redução são listadas abaixo.

$$C + O_2^{\uparrow} \rightarrow CPO_2^{\uparrow} + \text{calor} \quad (2)$$

$$C + CO_2^{\uparrow} \rightarrow 2CO^{\uparrow} \quad (3)$$

$$PbO + CO^{\uparrow} + \text{calor} \rightarrow Pb^{o} + CO_2^{\uparrow} \quad (4)$$

$$PbO + C \rightarrow Pb^{o} + CO^{\uparrow} \quad (5)$$

O resíduo não-metálico (*i.e.*, sulfetos, silicatos etc.) formam uma escória com os fundentes anteriormente adicionados [SiO_2, FeO, CaO, Zn, S e pequenas quantidades de As, Sb, Pb (1 a 3%)]. O chumbo metálico produzido, que se apresenta na forma líquida, devido a elevada temperatura interna do forno, é vazado pela parte inferior do forno diretamente em moldes metálicos. O chumbo metálico formado dessa forma é um produto semi-acabado conhecido como "*bullion*". Esse chumbo contém impurezas metálicas tais como prata, ouro, cobre, zinco, antimônio, estanho, arsênio, bismuto e outros contaminantes menores que podem ser totalmente ou parcialmente removidos, por processo de refino, para produzir um chumbo metálico comercial.

A escória produzida nesse processo de fusão é removida no topo da massa metálica fundida e descartada. Os teores de chumbo, antimônio, zinco e outras impurezas metálicas são, ainda, relativamente elevados nessa escória.

Processo de refino

O *bullion* de chumbo necessita ser refinado, posteriormente, para remover as impurezas metálicas. No passado, o chumbo era importado na forma de *bullion* e não na forma de minério.

Em primeiro lugar, o cobre é removido em uma planta de geração de escória. O *bullion* de chumbo é fundido e resfriado à uma temperatura um pouco acima de seu ponto de fusão. O cobre cristaliza e sobrenada na superfície da massa fundida e recolhido como uma escória rica em cobre. Enxofre elementar é adicionado ao *bullion* de chumbo fundido para reduzir o teor de cobre pela formação de sulfeto de cobre que é, também, removido da superfície do chumbo fundido.

Após a remoção do cobre, distintos métodos são utilizados para remover as impurezas metálicas remanescentes no *bullion* de chumbo. Esses métodos podem ser pirometalúrgicos ou eletrolíticos. No processo eletrolítico, o chumbo puro é depositado nos catodos de chumbo e as impurezas metálicas permanecem nos anodos.

Nos processos pirometalúrgicos, a mistura metálica obtida, após remoção do cobre, é sequencialmente aquecida e resfriada em diferentes condições e em diferentes temperaturas. Esses processos oxidam, preferencialmente, ou se não removem as impurezas metálicas do chumbo refinado. Alguns dos principais processos utilizados são mostrados na Figura 7 e descritos a seguir.

Amolecimento

A presença de arsênio, estanho e antimônio tornam o chumbo metálico mais duro; o forno utilizado para a remoção desses metais é, portanto, chamado forno de amolecimento. O *bullion* de chumbo é fundido e agitado com insuflação de ar.

Processo Harris

Nesse processo um fluxo, constituído pela mistura fundida de hidróxido de sódio (NaOH) e nitrato de sódio ($NaNO_3$), é adicionado ao *bullion* de chumbo fundido. Após total mistura desses materiais, as impurezas metálicas como arsênio, estanho e antimônio são removidas em um fluxo alcalino na forma de arseniato de sódio (Na_3AsO_4), estanato de sódio (Na_2SnO_3) e antimoniato de sódio (Na_3SbO_4) (MATTHIAS, 1929).

Processo Parke (remoção de prata)

Esse processo remove prata e ouro pela adição de zinco metálico no reator de remoção de prata. O ouro e a prata são dissolvidos, preferencialmente, no zinco o qual, sendo mais leve que o chumbo, surge na superfície do banho fundido (*bullion* de chumbo). A temperatura do banho fundido é diminuída e a escória sobrenadante, rica em prata e zinco, se solidifica e removida do forno. Os componentes dessa escória são separados por destilação. O zinco é reciclado ao processo de remoção de prata enquanto a escória rica em prata é refinada, posteriormente, usualmente em forno de copelação. No processo de copelação, o chumbo presente é oxidado a litargírio (PbO) (que é utilizado em outros seguimentos industriais – e a escória rica em prata é contatada com um fluxo de nitato de sódio que reduz ao mínimo os teores de outras impurezas, tais como o cobre, bismuto e ferro. Esse processo conta, de forma vantajosa, com duas propriedades do zinco quando no estado líquido. A primeira é que o zinco é imiscível em chumbo, e a outra é que a prata é 3000 vezes mais solúvel em zinco do que no chumbo. Quando zinco é adicionado ao chumbo líquido, que contém prata como um contaminante, a prata migra, preferencialmente, para o zinco. Visto que o zinco é imiscível no chumbo, ele permanece em uma camada separada e é facilmente removido. A solução prata-zinco é, então, aquecida até que ocorra a total vaporização do zinco, deixando quase prata pura. Se o ouro está presente no chumbo líquido, este pode, também, ser removido e isolado pelo mesmo processo (BRITANNICA ONLINE; LINUS, 1947).

Remoção de zinco

O zinco é removido do *bullion* primário de chumbo utilizando a destilação a vácuo. O vácuo é criado na superfície do bullion fundido e os vapores de zinco se condensam nas paredes do recipiente de vácuo. O zinco metálico é coletado e reutilizado no processo de remoção de prata.

Processo Betterton-Kroll

O processo Betterton-Kroll é amplamente utilizado na remoção de bismuto do chumbo, acrescentando uma liga cálcio-magnésio a um banho constituído da mistura fundida de chumbo e bismuto, em uma faixa de temperatura de 380 a 500 ^{o}C. Compostos são formados com bismuto que têm pontos de fusão mais elevados e densidades mais baixas do que o chumbo e, assim, podem ser separados como na forma de escórias sólidas. O bismuto pode, então, ser extraído da mistura dos elementos cálcio

e magnésio pelo tratamento com cloro. O método, desenvolvido pela *American Smelting and Refining Co.*, na década de 1930, é as vezes chamado processo Asarco. Esse processo foi desenvolvido por William Justin Kroll em 1922 (BETTERTON; LEBEDEFF, 1937; KROLL, 1925) e melhoras processuais foram desenvolvidas por Jesse Oatman Betterton na década de 30 (BETTERTON; LEBEDEFF, 1940; SAMANS, 1949).

Refino final com soda cáustica

A adição de soda cáustica ao *bullion*, em temperaturas elevadas, conduz à formação de uma escória, constituída de antimoniato de sódio (Na_3SbO_4) e zincato de sódio (Na_2ZnO_2), que é removida do banho metálico fundido.

Os processos supramencionados são combinados, quando necessário, para refinar *bullions* de chumbo. O chumbo metálico puro resultante é moldado em lingotes ou barras para distintos usos comerciais.

As escórias obtidas dos processos de refino são, usualmente, re-fundidas para se obter as impurezas como subprodutos e recuperar o chumbo nelas contido. A escória de cobre é tratada e o cobre removido na forma de mate, que pode ser comercializado para a recuperação desse metal. O antimônio e estanho são, usualmente, recuperados como ligas mais concentradas com chumbo e podem ser utilizadas diretamente na confecção de outras ligas de chumbo, como no caso da liga estanho-chumbo que é utilizada como liga fusível (soldas). Fundentes e outros materiais formadores de escória são usados nesses processos de fusão e, inevitavelmente, alguns metais são retidos nas escórias resultantes. O *bullion* de chumbo recuperado volta ao processo de refino.

Produção secundária de chumbo

As fontes primárias de chumbo secundário são:

Sucata de chumbo (*i.e.*: sucata de bateria veicular, tubos e chapas de chumbo descartados). A sucata de bateria veicular tem constituído uma proporção substancial de matérias prima na indústria de chumbo em nível mundial. Parte dessa sucata pode ser previamente fundida em lingotes pelos fornecedores.

Escórias de chumbo contendo entre 35 e 90% de chumbo. Essas escórias surgem em diversas formas e são adquiridas como resíduos de outros processos metalúrgicos.

Invólucro de chumbo. O chumbo nessa forma foi usado no passado em cabos telefônicos e de enegia protegendo fios de cobre que deve ser removido antes de se recuperar o chumbo.

O preparo da sucata de chumbo pode envolver separação física de materiais antes de processá-la. Esse tipo de preparo prévio se aplica, particularmente, à sucata de bateria automotiva. No passado, muitos locais adquiriam baterias inteiras. Nesse caso a solução sulfúrica era removida dessas baterias exáustas e a carcaça de ebonite

tinha que ser quebrada manualmente. Entretanto, todas as fundidoras modernas possuem sistemas mecânicos de rompimento e separação de materiais, bem como instalações de tratamento dos efluentes ácidos (solução de ácido sulfúrico contendo chumbo solúvel). As baterias modernas possuem estojo em polipropileno, que deve ser removido.

As operações individuais envolvidas no processo de refino de chumbo são, essencialmente, as mesmas usadas na produção primária de chumbo; embora, as empresas tendem a realizar suas próprias adaptações. A extensão da remoção de impurezas metálicas depende da matéria prima em processamento, *i.e.*, sucata de chapas de chumbo necessita somente de refino, ao passo que escória de chumbo necessita de um processo de fusão como etapa que antecede o processo de refino.

A sucata de chumbo é, geralmente, carregada no recipiente de fusão. Durante a fusão uma quantidade considerável de escória é formada (contendo cobre livre, ferro, óxidos, sujeira etc.). Essa escória é removida da superfície do chumbo fundido para posterior processamento pirometalúrgico. O chumbo metálico remanescente é, em seguida, refinado usando processos similares aos usados na produção primária de chumbo. Como exemplo, o cobre é removido como sulfeto, após a adição de enxofre elementar, o estanho e antimônio são removidos, como estanato de sódio e antimoniato de sódio, pela adição de hidróxido de sodio e nitrato de sódio à massa fundida. O chumbo metálico fundido é vazado em lingotes antes de processamento posterior.

As escórias provenientes da fusão e refino de sucatas de chumbo e materiais como sucata de bateria automotiva são fundidas em fornos rotatórios. No passado, alto forno ou forno revérbero foram utilizados. Fundentes como carbonato de sódio (Na_2CO_3), sílica (SiO_2) e escamas de fusão removem as impurezas do chumbo e outros metais formando escória. Na recuperação de chumbo de baterias, o fundente absorve os sulfetos, silicatos e impurezas não-metálicas e é descartado como resíduo. Os metais são re-introduzidos no processo de refino.

Processamento posterior

A fabricação de produtos à base de chumbo refinado pode envolver diverssos processos, alguns dos quais são praticados nas instalações de fusão e refino de chumbo. Os processos mais simples são a fundição e moldagem do metal no produto desejado. Essas atividades não envolvem o uso de produtos químicos e são, portanto, relativamente limpos. Outros processos são altamente especializados e podem acontecer em locais separados que adquirem chumbo refinado como matéria prima.

Processos físicos

Esses processos incluem a fusão, a laminação e a extrusão.

A fundição (verter metal fundido em moldes) é o processo mais antigo empregado na indústria. A fundição e transformação em chapas e tubos foram realizadas no início do século 18.

Em meados do século 19, a fundição convencional foi quase que completamente substituída pela laminação. A laminação a frio convencional envolve a fusão do chumbo em grandes blocos retangulares e passados através de um par de rolos para produzir chapas finas.

Os tubos foram, originalmente, produzidos pela fusão em moldes e, então, puxados (extrusão) a frio através de uma série de cunhos. Esse método foi substituído, no final do ano de 1820, pelo uso do pistão hidráulico. A extrusão do chumbo pelo pistão foi adaptada e estendida à produção de arame e cabos.

Processos especiais e tratamentos químicos

Esses processos envolvem a produção de ligas de chumbo e outras formas de chumbo para mercados definidos:

Ligas

As ligas de chumbo são feitas pela adição de outros metais em teores variando entre 0,1 e 70%. O antimônio e estanho são usados, frequentemente, para a proteção anticorrosiva, para melhorar a fluidez quando fundido ou endurecer quando resfriado. O cádmio é, também, um costituinte de ligas facilmente fusíveis e de soldas maleaveis, apesar de não ser usado amplamente. As ligas de chumbo são mais comuns em baterias, soldas, metais de impressão e revestimentos protetores.

Chumbo branco (carbonato de chumbo)

A produção desse produto químico foi comum nos séculos 18, 19 e 20. Vários processos de produção foram usados, tais como o velho processo holandes e os processos Carter, Euston, Sperry e Thompson-Stewart, que usam a mesma reação química básica. O chumbo, quer como sólido ou como pó, era convertido em acetato de chumbo pela reação com acido acético e o acetato resultante era, então, convertido em carbonato de chumbo por reação com dióxido de carbono (CO_2). O chumbo branco era amplamente utilizado como pigmento na indústria de tintas e em cerâmicas, embora tenha sido substituído em tintas pelo uso de dióxido de titânio (TiO_2).

Litargírio (monóxido de chumbo, PbO) e chumbo vermelho (óxido de chumbo, Pb_3O_4)

O litargírio é formado pela fusão de barras de chumbo em fornos revérbero e de copelação na presença de ar. Alguns processos de produção envolviam a queima do chumbo com formação de fumaça na presença de oxigênio. O litargírio, que tem sido

usado em uma ampla variedade de indústrias, em escamas ou na forma de pó, pode ser conhecido como litargírio de vidreiro (utilizado na fabricação de uma forma de vidro endurecido), litargírio cerâmico (usado como um costituinte vitrificante para cerâmicas e esmaltes), litargírio colorante (usado na fabricação de pigmentos) ou litargírio para fabricantes de borracha (usado como acelerador ou enrigecedor na fabricação de borracha). O chumbo vermelho, que é usado como pigmento, é uma forma de chumbo mais oxidada que a do litargírio. Ele é formado pelo aquecimento do litargírio em pó em temperatura cuidadosamente controlada. O litargírio absorve oxigênio e é convertido em chumbo vermelho.

Resíduos dos processamentos primário e secundário de chumbo

Escória

A escória proveniente da operação do alto forno contém minerais e muitas impurezas metálicas, incluindo de 2 a 4% de chumbo. A escória da pirometalurgia do chumbo tem sido sempre reciclada no processo para propiciar a máxima recuperação das impurezas metálicas que permanecem após processo de fusão. Em alguns casos, a escória é volatilizada, posteriormente, em um forno para coletar algo de zinco recuperável. Da mesma forma, os processos de refino produzem pequenas quantidades de escória metálica e rejeito sólido. Caso essas substâncias não fossem recicladas em um forno de fusão elas teriam sido dispostas ou em outro local ou no mesmo local onde foram produzidas (em caso de disponibilidade de espaço). Nesse momento, existem controles estritos para a disposição desses materiais se não forem reciclados.

Dejetos

Os dejetos provenientes dos processos de refino contêm chumbo, cobre, arsênio, antimônio, prata e bismuto. Os teores desses metais vai depender das suas quantidades originalmente presentes na matéria prima. A recuperação desses metais dos dejetos vai ocorrer caso seja rentável.

Poeiras e fumaças

Nos processos de sinterização, fusão e refino, fumaça e poeiras contendo metais podem ser emitidas durante o processamento e durante as operações de carga e descarga dos fornos. Essas poeiras podem conter de 10 a 20% de chumbo bem como uma ampla faixa de metais e metaloides, especialmente cobre, zinco, arsênio, antimônio, estanho, cádmio, prata, ouro e bismuto. As unidades fabris são, normalmente, projetadas para operarem com sistemas de captação de emanações e as poeiras são usualmente extraídas em ciclones e filtros. A poeira retida nesses sistemas é re-fundida ou, como no passado, disposta no próprio local da produção de chumbo. As poeiras ricas em metal estão, comumente, presentes nos fornos, nos dutos e por toda a unidade operacional. No passado, o chão dessas unidades fabris

não eram pavimentadas e a contaminação direta do solo ocorria como resultado do contato com fumaças, respingos de escórias e minério.

Águas residuais

Águas residuais podem surgir de diversas fontes, incluindo plantas para reciclagem de baterias automotivas, como também das operações de lavagem e vazamentos.

Os gases emanados nas plantas de produção pirometalúrgica de chumbo são, as vezes, lavados produzindo efluente líquido contendo metais pesados. Esses efluentes necessitam, portanto, serem tratados para neutralização e precipitação desses metais (na forma de lama) antes do descarte. Essa lama é, então, disposta em aterros apropriados, possivelmente existente no próprio perímetro industrial, ou ser posteriormente refundida.

Opções tecnológicas para o tratamento dos resíduos de chumbo em Santo Amaro

Durante o processo produtivo de chumbo praticado em Santo Amaro gerava-se uma escória que era disposta no meio ambiente sujeita a intempéries com possibilidade de liberação de metais pesados, tais como chumbo, arsênio, cádmio, bismuto etc., quer por processos químicos oxidativos ou por processos biológicos naturais. Além dessa escória, durante a produção pirometalúrgica do chumbo, material particulado, constituído por PbO (litargírio), Pb_3O_4 (óxido salino de chumbo), $PbSO_4$ (sulfato de chumbo), era emitido pela chaminé e se depositava nas cercanias da fábrica sem mencionar o anidrido sulfuroso (SO_2) emitido continuamente que em contato com umidade e chuvas gerava chuva ácida responsável por disponibilizar metais, em suas formas solúveis, ao meio ambiente.

Diante desse cenário de agressão ambiental, vislumbram-se rotas de tratamento desses materiais, escória e particulado, quer conjuntamente, pela fusão desses materiais com agregação de fontes secundárias de chumbo (*i.e.*: baterias automotivas exaustas, tubos de chumbo, laminados de chumbo etc.), ou em separado pelo processamento da escória em moinho de barras, seguido de um peneiramento em uma série de peneiras a ser definida, posteriormente, para a retenção de lâminas de chumbo, resultado da laminação de gotículas de chumbo encapsuladas na matriz da escória. O material fino, resultado dessa operação de moagem, deverá ser submetido, posteriormente, a um processo de flotação, cuja faixa granulométrica carreadora de partículas minúsculas de chumbo será definida quando da realização dos testes de flotação. Essa rota, como pode ser depreendido, não contempla o processamento do material particulado supramencionado que será realizado por um processo de fusão com adição de um agente redutor (coque) e agentes químicos de escorificação para a transformação desses compostos de chumbo em chumbo metálico.

O fluxograma da Figura 8 mostra as operações e processos unitários necessários para a transformação dos compostos de chumbo em chumbo metálico, que se juntará ao chumbo metálico contido na escória (gotículas de chumbo), chumbo esse que será carreado para a base de um alto forno com o auxílio da adição de agentes químicos de escorificação (fluxo), bem como das fontes secundárias de chumbo (baterias automotivas, tubos de chumbo, lâminas de chumbo etc.).

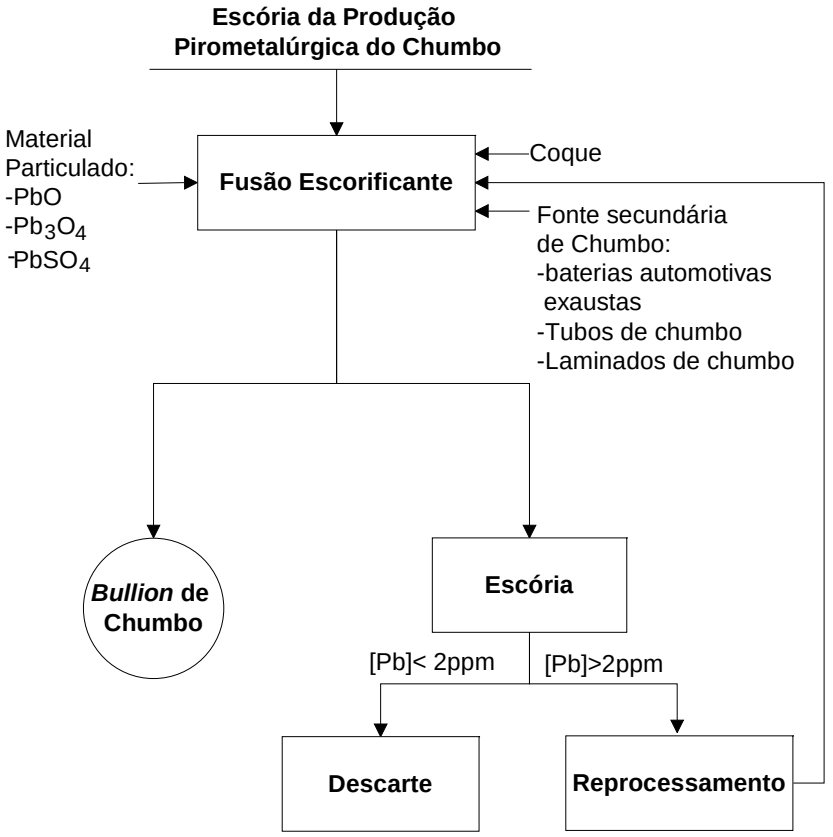


Figura 8 - Operações e processos unitários necessários para a transformação dos compostos de chumbo em chumbo metálico.

A ideia de se agregar fontes secundárias de chumbo à mistura escória-compostos de chumbo tem dois objetivos. Um desses objetivos visa aumentar a quantidade de chumbo metálico à mistura a ser fundida para facilitar a coalescência das micro gotículas de chumbo encapsuladas na matriz da escória. O outro objetivo é justificar um investimento em infraestrutura para a construção de uma fundidora para o processamento pirometalúrgico do passivo ambiental existente em Santo Amaro, a ser realizado em local a ser definido posteriormente, de preferência, segundo a opinião pública local, fora da cidade de Santo Amaro. No caso da utilização de baterias automotivas, essas se constituem como uma fonte constante de chumbo visto que as mesmas

duram, em funcionamento, de 1 a 3 anos e o grande crescimento do mercado de baterias no século XX foi decorrente do crescimento da indústria automobilística, na qual as baterias são aplicadas para a partida, iluminação e ignição (baterias SLI – *starting, lighting and ignition*) dos veículos. Estima-se que esse mercado consome entre 70 a 75% da produção mundial de chumbo (JOST, 2001). A maior parcela do chumbo atualmente consumido no mundo destina-se à fabricação de acumuladores elétricos para diferentes fins. As baterias chumbo-ácido são universalmente utilizadas como fonte de energia em veículos automotores, em sistemas de fornecimento de energia elétrica e em produtos de consumo em geral. Quando essas baterias chegam ao final de sua vida útil devem ser coletadas e enviadas para unidades de recuperação e reciclagem. Esta providência garante que seus componentes perigosos (metais e ácido) fiquem afastados de aterros e de incineradores de lixo urbano e que o material recuperado possa ser utilizado na produção de novos bens de consumo. Todos os constituintes de uma bateria chumbo-ácido apresentam potencial para reciclagem. Uma bateria que tenha sido impropriamente disposta, ou seja, não reciclada, representa uma importante perda de recursos econômicos, ambientais e energéticos e a imposição de um risco desnecessário ao meio ambiente e seus ocupantes. As baterias automotivas, estacionárias e tracionárias, contêm chumbo na massa positiva, massa negativa, nas grelhas e conexões e ainda na solução eletrolítica de ácido sulfúrico; portanto, nas instalações, durante o uso das mesmas, no transporte, manutenção, armazenamento temporário e na disposição final, cuidados devem ser tomados para que não ocorra vazamento de chumbo e ácido sulfúrico que exponha os usuários e contamine o solo, ar e água. Se após o seu esgotamento energético essas baterias não forem segregadas e seu conteúdo reciclado, causarão ameaça ambiental significativa.

Não há um substituto economicamente interessante para o chumbo nas baterias automotivas chumbo-ácido. A produção total mundial, de acordo com o dado mais recente de 2006, foi de 8,6 milhões de toneladas. Estima-se que 60% das toneladas desse metal produzidas provêm da produção secundária, ou seja, devido à reciclagem propriamente dita e o restante de minas. A reciclagem formalizada das baterias de chumbo-ácido é a alternativa que se mostra mais adequada para compatibilizar interesse de economia e proteção ao meio ambiente.

O fluxograma da Figura 9, a seguir, mostra as operações unitárias utilizadas, convencionalmente, no processamento das baterias automotivas exaustas. A fração pesada desse processamento se constitui como a fase metálica a ser adicionada à mistura escória-compostos de chumbo, que comporão a carga a ser alimentada no alto forno para a produção do *bullion* de chumbo. Esse chumbo bruto produzido carece de uma etapa de refino para livra-lo de impurezas metálicas caso se pretenda utilizá-lo para fins mais nobres.

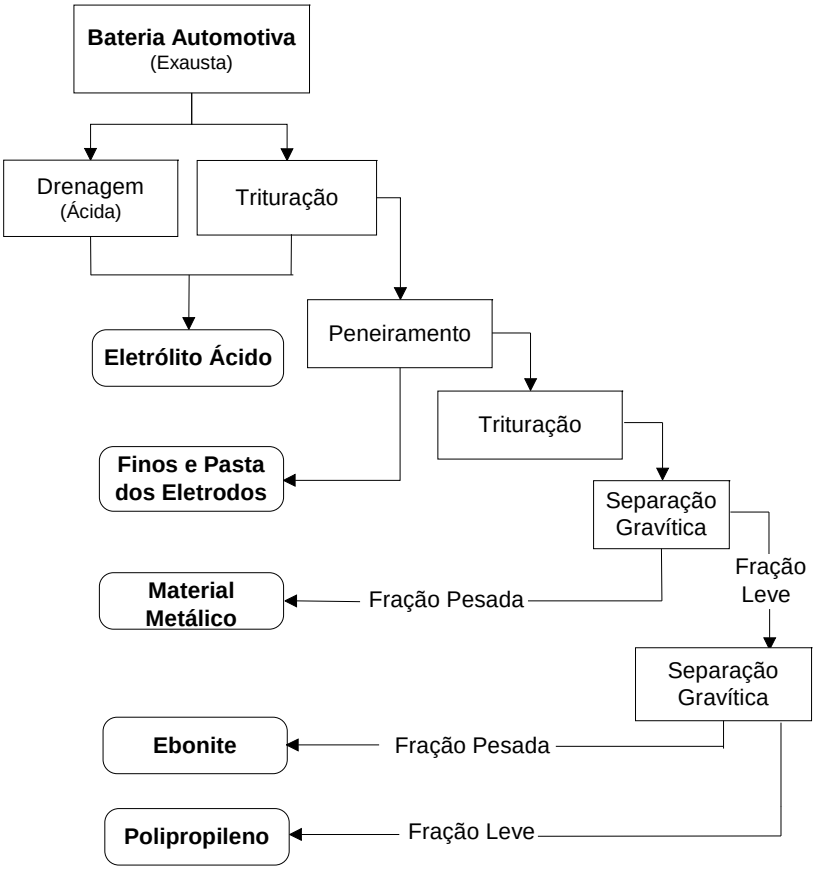


Figura 9 - Operações unitárias no processamento inicial de baterias automotivas exaustas.

Por outro lado, o fluxograma da figura 10 mostra as operações e processos unitários utilizados no processamento dos componentes e resíduos das baterias exaustas.

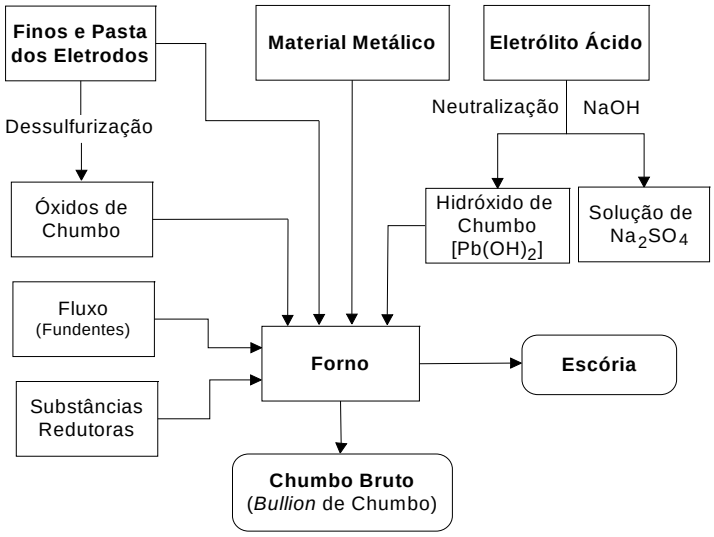


Figura 10 - Operações e processos unitários utilizados no tratamento dos resíduos sólidos e solução sulfúrica.

Caso seja do interesse o processamento em separado da escória existente em Santo Amaro, um processamento físico inicial pode ser utilizado. Essa etapa consiste na moagem dessa escória, em moinho de barras, para propiciar a laminação das gotículas de chumbo encapsuladas naquela matriz. O resultado dessa operação de moagem é um material particulado, contendo lâminas de chumbo, que deve ser, em seguida, peneirado para a retenção desse material metálico, em forma de lâminas, posteriormente, fundido. Os finos dessa operação de moagem, contendo, possivelmente, partículas metálicas muito finas, devem ser submetidos ao processo de flotação, com a utilização de reagentes específicos, a serem definidos posteriormente, e a fase metálica resultante deverá se juntar àquela fase metálica anterior retida na série de peneiras utilizadas. O fluxograma da Figura 11 mostra as operações e processos unitários que deverão ser utilizados no processamento da escória da produção pirometalúrgica de chumbo.

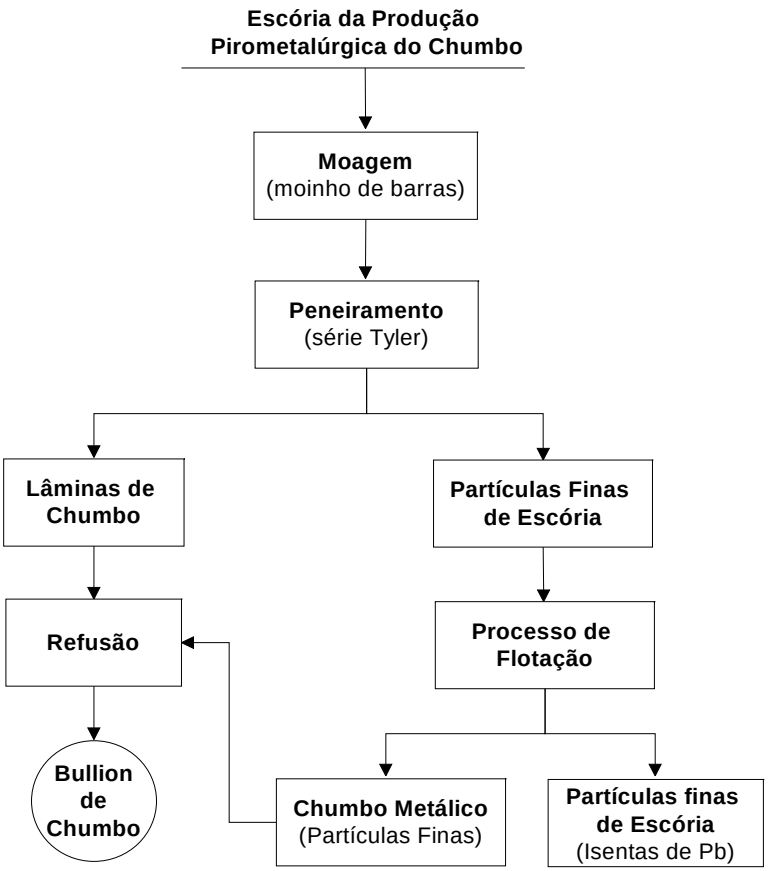


Figura 11 - Operações e processos unitários que deverão ser utilizados no processamento da escória da produção pirometalúrgica de chumbo.

Contaminação

A contaminação de uma área industrial dependerá, em muito, da história pregressa dessa área e da diversidade de materiais nela produzidos. Os contaminantes em potencial estão listados abaixo e as informações referentes à toxicidade dos metais presentes nos resíduos podem ser acessadas na literatura (SAMANS, 1949). É muito pouco provável que qualquer uma dessas áreas contenha todos esses contaminantes citados. É recomendado que uma investigação criteriosa desses locais sejam conduzidas para se determinar a natureza exata da contaminação associada a uma determinada área.

Os compostos químicos e outros materiais listados na Tabela 1, abaixo, refletem, geralmente, aqueles associados com esse seguimento industrial e têm potencial para contaminar o solo. Essa lista não é exaustiva, nem significa que todos esses produtos químicos possam estar presentes nem ter causado contaminação.

Tabela 1- Compostos químicos e outros materiais considerados como potenciais contaminantes na metalurgia do chumbo.

Metais, metaloides e ligas metálicas	Pb, As, Sn, Sb, Cd, Cr, Bi, Mg, Mn, Cu, Zn, Ag e Fe
Compostos Inorgânicos	Sulfetos, sulfatos, cloretos, Carbonatos (*ie.*, $PbCO_3$, Na_2CO_3), óxidos (*ie.*, PbO, Pb_3O_4), sais de sódio (*ie.*, $NaNO_3$, Na_3AsO_4, Na_2SnO_3, Na_3SbO_4 e Na_2ZnO_2
Ácidos	H_2SO_4
Álcalis	NaOH
Produtos de carvão	Coque
Óleos	Óleo combustível, incluindo diesel e óleos lubrificantes

Aspectos Ambientais e da contaminação por chumbo em Santo Amaro

Quando das transformações pirometalúrgicas do chumbo metálico e seus compostos, cuidados devem ser tomados visando livrar o operador, dos fornos de fusão, dos vapores de chumbo metálico que causam danos irreversíveis ao sistema respiratório, com possibilidade de transformações químicas orgânicas gerando compostos orgânicos contendo chumbo (organo-metálicos) com acesso direto à corrente sanguínea.

Toxicocinética do chumbo

Absorção

O processo de absorção do chumbo, proveniente de fontes ambientais, depende da quantidade do metal nas vias de introdução e de seu estado físico e químico. A absorção é também influenciada por características relacionadas ao hospedeiro, como idade, estado fisiológico, condição nutricional e, possivelmente, fatores genéticos.

Absorção pulmonar

A passagem do chumbo, presente na atmosfera, para o sangue envolve duas etapas: a deposição das partículas de chumbo no trato respiratório e remoção/absorção do metal 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, caso típico das unidades pirometalúrgicas de chumbo, a exemplo da operada em Santo Amaro, 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 (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

No homem, a deposição respiratória do chumbo da atmosfera está na faixa de 30 a 50% e varia com o tamanho da partícula e taxa de ventilação. Taxas elevadas de de-

posição podem ocorre com partículas maiores; entretanto, essa deposição acontece no trato respiratório superior, podendo, eventualmente, haver deslocamento de partículas para o trato gastrintestinal (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

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

Absorção oral

A extensão e a taxa de absorção gastrintestinal são influenciadas por fatores relacionados à dieta, ao estado nutricional e à 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 (AZEVEDO; CHASIN, 2003). No caso de adultos e crianças mais velhas sem exposição ocupacional, o chumbo absorvido pelo trato gastrintestinal é proveniente da ingestão do metal em alimentos, bebidas e solo ou poeira.

Absorção cutânea

A taxa de absorção dérmica dos compostos de chumbo inorgânicos é bastante reduzida, sendo esta via muito menos significativa do que a oral e a respiratória. Com relação aos compostos tetra-alquilados de chumbo, estudos em animais de experimentação indicaram que são extensivas e rapidamente absorvidas pela pele de coelhos e ratos (ASTDR, 1999).

Conclusões

Diante do exposto, e considerando os aspectos operacionais quando da operação da planta pirometalúrgica de produção de chumbo em Santo Amaro, podemos concluir que:

Pouca importância foi dada às emanações produzidas durante aquele processo produtivo, em especial aos danos que tais emanações causariam aos operadores daquela unidade pirometaúrgica, num primeiro momento, e, por extensão, aos moradores que ali viviam e que permanecem penalizados pela persistência dos compostos de chumbo depositados por décadas;

Não houve, por parte dos dirigentes técnicos, a preocupação de informar aos operadores, de forma palatável, as propriedades físicas e químicas dos compostos de chumbo, aos quais estavam constantemente expostos, e de prover os equipamentos de proteção individual que, certamente, os livrariam, localmente, de tais exposições que tanto os debilitaram de forma continuada, por tanto tempo. Essa exposição se estendeu aos moradores circunvizinhos quer pelo material particulado expelido pela

chaminé da fábrica e, ainda, pelo transporte dinâmico dos operadores em retornando aos seus lares com as vestimentas de trabalho;

Com a operação interrompida há muitos anos, ficou um legado de enfermidades causadas pelos metais pesados dispostos, de alta periculosidade, a exemplo do chumbo, cádmio, arsênio, bismuto etc., que devem, sem sombra de dúvidas, ser extraídos daquela localidade e devolver, com a maior brevidade possível, aos moradores de Santo Amaro o direito de um meio ambiente sadio para seus filhos;

Foram acenadas as alternativas tecnológicas para tal descontaminação, sendo a implantação dessas rotas processuais uma decisão que deverá ser tomada, num futuro bem próximo, e em lugar apropriado com a devida infraestrutura operacional. Certamente, será necessário congregar uma mão de obra qualificada e informada, antecipadamente, dos riscos de se lidar com esse tipo de matéria prima e rotas processuais, pois não podemos, mais uma vez, incorrer nos mesmos erros do passado.

Referências bibliográficas

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Toxicological Profile for Lead.* Atlanta: ATSDR, 1999. 587p.

AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. *Metais, Gerenciamento da Toxicidade*. Atheneu, Intertox, 2003.

BETTERTON, J. O.; LEBEDEFF, Y. E. *Refining lead.* 1937.

BETTERTON, J. O.; LEBEDEFF, Y. E. *Recovery of bismuth.* 1940.

BRITANNICA ONLINE ENCYCLOPEDIA. Disponível em: <www.britannica.com>. Acesso em: 20 de agosto 2009.

JOST, M. Technical guidelines for the environmentally sound management of lead-acid battery waste. In: *The Basel Convention on the control of Transboudery Movements of Hazardous Wastes and their Disposal*. 2001.

KROLL, W. *Process for the separation and recovery of metals from metal alloys.* 1925.

LINUS, P. *General Chemistry.* W.H.Freeman ed., 1947.

MATTHIAS, F. T. (ed.). *The Wisconsin engineer*. v. 33, n. VII, 1929.

ROCHA, A. J. D. *Perfil Analítico do Chumbo*. Boletim No. 8, Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral, 1973.

SAMANS, C. H. Engineering Metals and their Alloys, MacMillan, 1949.

Química analítica aplicada ao estudo do chumbo

Lílian Irene Dias da Silva[1]
Manuel Castro Carneiro[2]
Thais de Lima Alves Pinheiro Fernandes[3]

Introdução

Os alquimistas acreditavam que o chumbo era o mais antigo dos metais e o associavam ao planeta Saturno: saturnismo, ainda hoje, é o envenenamento por inalação ou ingestão de chumbo. Este elemento tem uma vasta gama de aplicações, sendo um dos metais mais utilizados no mundo.

O chumbo raramente é encontrado no seu estado natural, mas sim, em combinações com outros elementos, sendo os mais importantes, os minérios galena (PbS), cerussita ($PbCO_3$) e anglesita ($PbSO_4$). A galena geralmente ocorre associada com a prata e é o mínero-mineral mais importante de chumbo. O zinco, o cádmio, o cobre, o ouro e o antimônio são outros metais que, por vezes, aparecem associados ao chumbo.

A química analítica apresenta um conjunto de ferramentas fundamentais para as ciências ambientais, tecnológicas e para a legislação. Num primeiro momento, as análises de amostras ambientais devem contribuir para responder questões quanto à identidade e concentração dos poluentes. Um estudo mais detalhado deve ser capaz de contribuir para a elucidação da mobilidade, estabilidade, transformações, acumulação e efeitos de curto e longo prazo das espécies presentes no ecossistema.

Independente do nível de detalhamento da abordagem, a amostragem é sempre a primeira etapa de qualquer procedimento analítico (Figura 1).

[1] Mestra em Química Analítica pelo IQ - Instituto de Química da UFRJ – RJ.

[2] Doutor em Química Analítica pela Universidade de Barcelona – Espanha.

[3] Doutora em Ciência de Materiais e Metalurgia pela PUC-Rio.

Figura 1 - Etapas de um procedimento analítico completo (Cornelis *et al*., 2003).

Definição do problema

Em primeiro lugar deve-se ter em mente que a definição do problema analítico implica na seleção e desenho do procedimento experimental. Portanto, a definição do problema é crucial e todas as propriedades relevantes do analito de interesse, da matriz e da técnica analítica, além de diversos parâmetros necessários para avaliação dos resultados analíticos, devem ser levados em consideração.

Para amostragem de solos e sedimentos, o aspecto mais difícil e critico é a representatividade. É condição *sine qua non* para garantia da qualidade dos resultados analíticos, que as amostras sejam coletadas levando-se em consideração todos os parâmetros que afetam a representatividade das mesmas. A campanha de amostragem normalmente leva em consideração o conhecimento prévio do ambiente, assim como dados geológicos, meteorológicos, geográficos, biológicos e das atividades humanas no local.

Desenho do processo – plano de ação

O objetivo de qualquer análise química é obter a informação necessária num prazo aceitável para o usuário/cliente. Isto significa que o analista deve reunir a informação necessária e suficiente, incluindo revisão bibliográfica, para resolver o problema em questão. Os principais componentes a serem considerados na planificação das análises estão resumidos na Figura 1. Cada componente é importante para obter informação confiável a partir dos resultados analíticos. A amostragem de campo e procedimentos de subamostragem em laboratório devem ser desenhados para garantir a in-

tegridade dos resultados. Para armazenar as amostras e os padrões, devem ser adotados procedimentos adequados. Todas as amostras devem ser rotuladas e registradas. Os procedimentos físicos e químicos realizados com as amostras antes das medidas servem para remover ou reduzir interferentes, ajustar as concentrações do analito para uma faixa adequada para a medida, ou produzir espécies do analito que possuam propriedades mensuráveis. Estes procedimentos incluem dissolução, separação, diluição, concentração e derivatização química. Controlar e conhecer o ambiente químico frequentemente é necessário para garantir que o analito seja medido na forma desejada e para minimizar os efeitos dos interferentes. Os parâmetros ambientais incluem temperatura, pH, dados meteorológicos, etc.

Amostragem

Em qualquer análise química, clássica ou instrumental, inorgânica ou orgânica, é exigido que o analista inicie com uma quantidade conhecida da amostra. A falta de uma amostra bem definida é, com frequência, motivo de discordância entre analista e cliente ou entre laboratórios. Os resultados analíticos apenas terão validade se a amostra representa o material de interesse. Embora nem sempre seja fácil é recomendável que todas as amostras sejam submetidas a procedimentos de preparação que garantam granulometria adequada, homogeneidade e representatividade.

Processamento da amostra – secagem

Uma vez obtida a amostra representativa, a maioria das análises começa com a secagem. Embora muitos métodos possam ser utilizados, a secagem tradicional em estufas (105°C) e o equilíbrio em dessecadores oferecem resultados satisfatórios para a maioria das análises inorgânicas.

Pesagem da amostra

O termo pesagem é inadequado porque a massa desconhecida é comparada com a massa de um padrão analítico conhecido. Atualmente a grande maioria dos laboratórios utilizam balanças analíticas eletrônicas que embora fáceis de operar, estão sujeitas a variações que precisam ser levadas em consideração. É fundamental que estejam instaladas em mesas antivibração e em salas com controle de umidade e temperatura. Além disso, é importante um plano de calibração periódica das balanças e a obervação dos limites de capacidade de carga das mesmas.

Armazenamento

Uma vez preparadas, as soluções padrão e as soluções amostra não têm uma vida útil indefinida e precisam ser armazenadas em recipientes adequados. Para as soluções contendo cátions, a melhor opção é manter a acidez em ácido 1% ou 2%. A maioria das espécies inorgânicas são estáveis indefinidamente em meio ácido. O problema reside na contaminação causada pelo material do recipiente. Embora os recipientes

de vidro não permitam o transporte de massa através das paredes, o vidro lentamente se dissolve no solvente, liberando seus elementos mais abundantes (Si, K, Na, Ca, Mg e Al). O grau de contaminação depende do tempo de armazenamento. Recipientes de quartzo são os mais próximos do ideal porque são essencialmente confeccionados em silica pura, liberando praticamente apenas Si.

Frascos de polietileno são comumente usados para armazenar soluções de inorgânicos, enquanto que o vidro é usado para soluções de orgânicos. A maior desvantagem do polietileno é a transpiração através das paredes, perdendo cerca de 0,25% do conteudo por ano. Para armazenamento por longos períodos, Teflon e outros fluoropolímeros são os mais indicados, pois as perdas são bem menores. A Tabela 1 apresenta dados sobre as impurezas presentes no material usado para confeccionar os recipientes de laboratório. É importante ressaltar que estes elementos traço podem ser lixiviados das paredes dos recipientes pela solução neles contida, variando em quantidade e qualidade, em função do material, do pH da solução e do tempo de armazenamento.

Tabela 1 - Principais elementos traço presentes na vidraria usada em laboratório (Kosta,1982).

	Faixa de concentração, mg/kg			
Material	100	10 – 0,1	0,1 – 0,01	0,01 – 0,001
Polietileno	Na, Zn	K, Br, Fe, Pb	Mn, Al, Sn, Se	Cu, Sb, Co, Hg
Polipropileno	Ca, Al, Ti	Cl, Si, Sr		
Policloreto de vinila	Na, sn, Al, Ca	Br, Pb, Sn, Cd, Zn, Mg	As, Sb	
Teflon	K, Na	Cl, Na, Al, W	Fe, Cu, Mn, Cr, Ni	Cs, Co
Policarbonato	Cl, Br	Al, Fe	Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb	Sc, Tl, U, Y, In
Vidro	Al, K, Mg, Mn, Sr	Fe, Pb, B, Zn, Cu, Rb, Ti, Ga, Cr, Zn	Sb, Rb, La, Au, As, Co	
Silica		Cl, Fe, K	Br, Ni, Cu, Sb, Cr	Sb, Sc, Th, Mo, Cd, Mn, Co, As, Cs, Ag

Procedimentos analíticos

Vários métodos analíticos estão disponíveis para determinação de Pb em amostras ambientais e biológicas. Estes métodos variam em custo e treinamento de pessoal especializado. Tanto na análise clássica como na instrumental, a determinação final é quase sempre precedida por uma ou mais etapas preparatórias. A precisão e a exatidão dos resultados analíticos não são melhores do que a precisão e exatidão conjunta das etapas de preparação e podem ser afetadas pela contaminação das amostras dentro ou fora do laboratório. A maioria das etapas de preparação para a análise instrumental são as mesmas adotadas pelos métodos clássicos. Portanto, é

imprescindível adotar as boas práticas de laboratório. A fim de garantir qualidade dos resultados o analista deve utilizar material de referência certificado semelhante à matriz da amostra de interesse. Não é pretensão desta seção fornecer descrição exaustiva dos metodos analiticos disponíveis para detectar e quantificar niveis de Pb em amostras ambientais. Trata-se tão somente de uma abordagem dos métodos citados na apresentação durante o Seminário "Santo Amaro" (CETEM, 24-25 de outubro de 2012).

Os métodos mais utilizados para determinação de Pb em amostras ambientais são a espectrometria de absorção atômica com chama (F-AAS), espectrometria de absorção atômica em forno de grafite (GF-AAS), espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) e espectrometria de fluorescência de raios-X (FRX). Os métodos colorimétricos, usando 1,5-difeniltiocarbazona (ditizona) como reagente colorimétrico, também são muito usados, embora menos sensíveis e mais laboriosos. Além dos métodos instrumentais, ainda são usados os chamados métodos clássicos, como a gravimetria e titrimetria.

Métodos clássicos

A gravimetria é a determinação de um elemento ou espécie através da medida da massa de um produto relativamente insolúvel de uma reação química bem caracterizada envolvendo aquele elemento ou espécie. O produto insolúvel pode ser um gás emanado da solução, ou pode ser um resíduo sólido não volátil. Usualmente o produto insolúvel é um precipitado formado em uma solução aquosa. Os métodos clássicos de gravimetria e titrimetria, juntamente com a colorimetria e a espectrometria de massas com diluição isotópica (IDMS), são chamados de métodos definitivos ou absolutos porque tem erros exatamente definidos e, sob condições adequadas, não necessitam de calibração externa.

Um exemplo de método gravimétrico clássico para determinação de Pb é mostrado na Figura 2. O produto final da reação é o $PbCrO_4$ (cromato de chumbo). Além da coloração característica (amarela), que ajuda na identificação, a quantificação é baseada na medida da massa do cromato de chumbo obtida. Neste método a amostra é tratada com uma mistura de ácido nítrico e sulfúrico. Uma vez dissolvida, a solução é aquecida para liberação de vapores de SO_3, NO_2, H_2O e impurezas voláteis, até coloração branca dos vapores. O resíduo é composto de $PbSO_4$ e impurezas não voláteis, como Cd, Bi, Ba, etc. A adição de uma solução de acetato de amônio 3 molar dissolve preferencialmente o $PbSO_4$. Finalmente o Pb é precipitado na forma de um precipitado amarelo de cromato de chumbo, livre dos interferentes. Após secagem, o sólido pode ser pesado e o Pb quantificado usando relações estequiométricas adequadas.

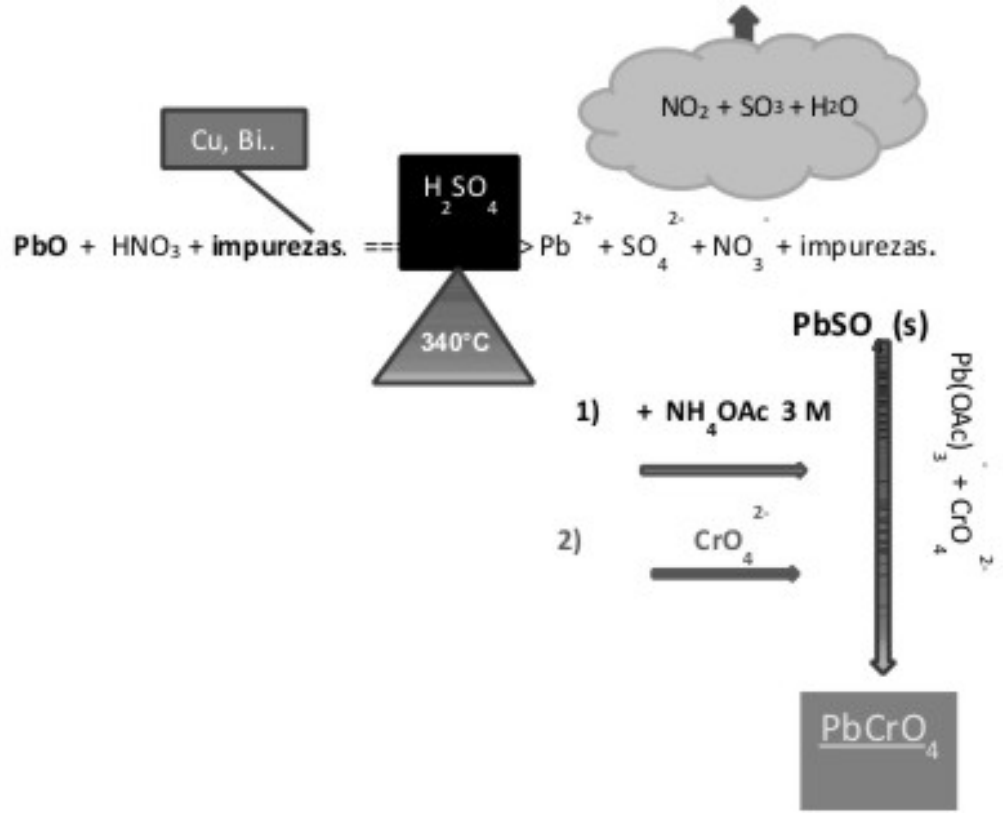


Figura 2 - Método gravimétrico para determinação de chumbo.

Métodos de triagem

De uma forma básica e bastante simplificada, os métodos de triagem podem ser considerados como uma medida qualitativa do tipo sim ou não. Em um estudo recente, para avaliação da confiabilidade do kit de *spot test,* da marca *LeadChek,* para detecção de Pb em poeira doméstica, ficou evidenciado (Figura 3) que este método está sujeito a interferências, neste caso a carga de poeira, que levam a falsos positivos com muita frequência. A coloração esperada, quando na presença de Pb, é uma variação da cor de rosa ao vermelho, enquanto que a ausência de Pb é indicada apenas pela coloração amarela. O percentual de resultados positivos, possíveis positivos e negativos para diferentes cargas de poeira sobre a superfície em teste, é apresentado na Figura 4.

Figura 3 - (a) Fotografia de bastões *LeadCheck* mostrando resultados positivos, negativos e inconclusivos. (b) Vista do bastão sujo com rosa visível por trás da ponta superior (Smith *et al*., 2007).

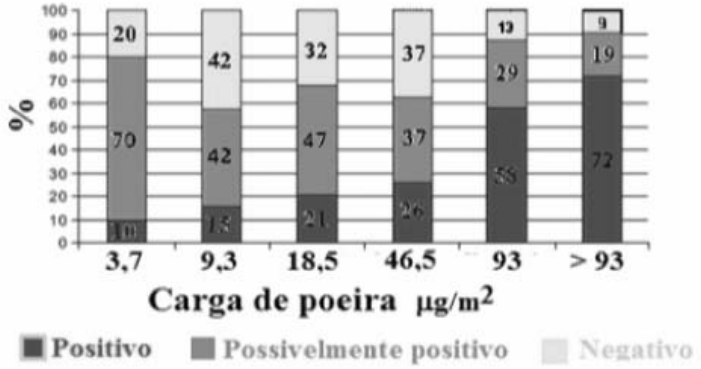


Figura 4 - Percentual de resultados positivos, possíveis positivos e negativos para diferentes cargas de poeira sobre a superfície (Smith *et al*., 2007)

Métodos instrumentais

Colorimetria

Entre os métodos instrumentais, o colorimétrico, seja pela simplicidade de operação ou pelo baixo custo, é um dos mais utilizados. No exemplo abaixo o Pb é sucessivamente extraído de modo a eliminar as interferências. O Pb, uma vez em solução aquosa (pH 9,5 - 10), é extraído com uma solução de ditizona. Agora na fase orgânica, o Pb é novamente extraído com uma solução aquosa de ácido nítrico. Novamente o pH é ajustado e o Pb extraído com ditizona. Finalmente, livre dos interferentes, o Pb pode ser quantificado espectrofotometricamente.

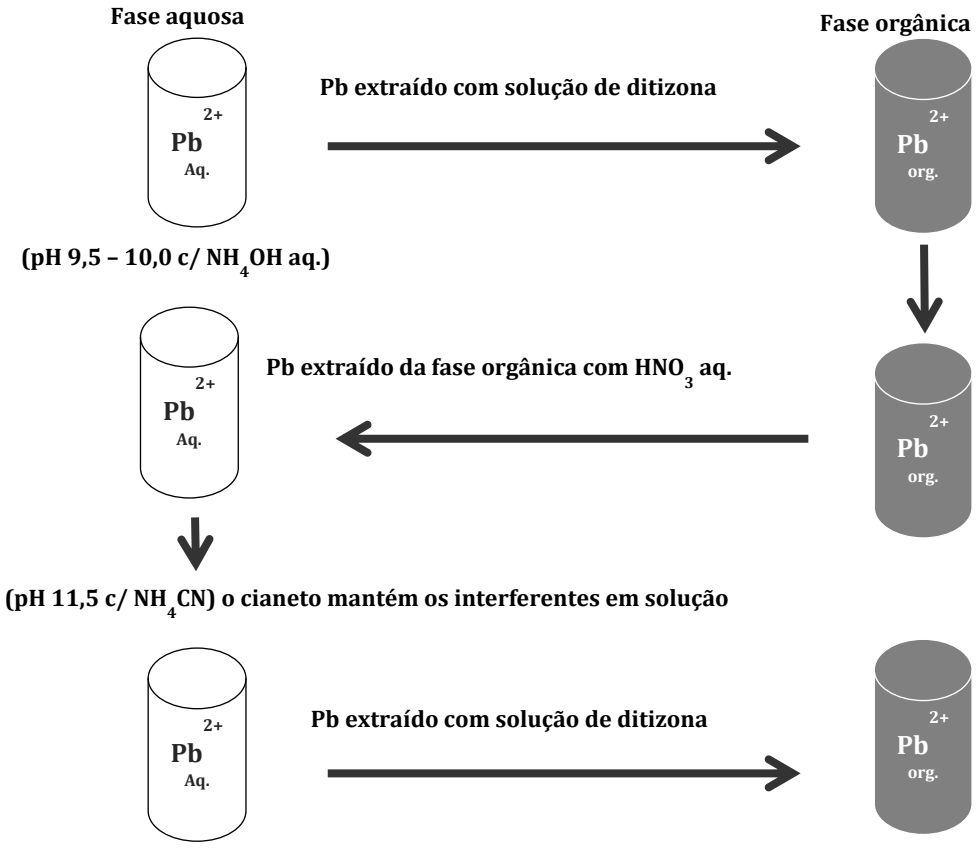


Figura 5 - Determinação espectrofotométrica de Pb após extração com ditizona.

Cromatografia de íons

Outro método instrumental utilizado para separação e quantificação de metais é a cromatografia de íons (CI). A CI é útil para separar íons livres e espécies facilmente ionizáveis. Como as espécies metálicas ocorrem frequentemente na forma ionizada, a CI é muito utilizada. O fato de a separação ocorrer em meio aquoso, faz a técnica compatível com os detectores elemento-específicos (ICP-MS). Além do detetor convencional de condutividade iônica, é possível o acoplamento com um reator pós-coluna para transformar o analito de interesse em uma espécie UV-Vis absorvente. Na Figura 6 é mostrada uma aplicação onde vários elementos, na forma catiônica, são separados e detectados por um detetor de absorção molecular UV-Vis. O reagente utilizado para a reação pós-coluna é o (4-(2-piridilazo)-resorcinol) (PAR). É importante ressaltar o quanto é crítica a vazão do reagente pós-coluna, principalmente para Pb.

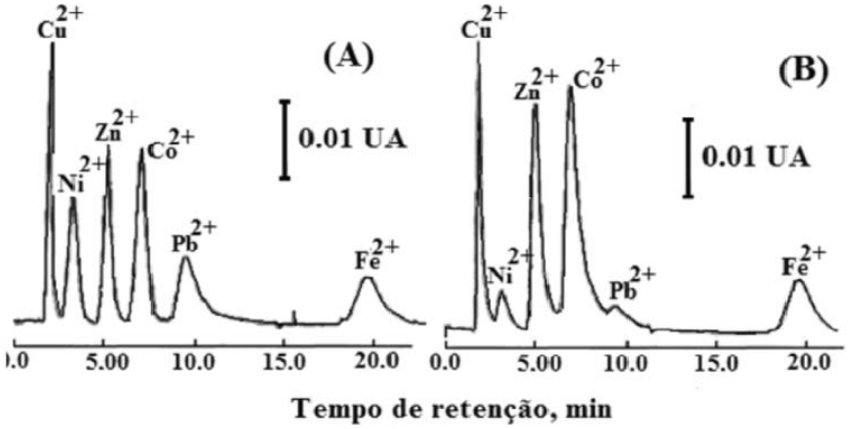


Figura 6 - Cromatograma de Cu^{2+}, Ni^{2+}, Zn^{2+} e Co^{2+} (1,0 µg/mL), Pb^{2+} (8,0 µg/mL) e Fe^{2+} (2,0 µg/mL) em uma coluna IonPac CS2. Condições: eluente, 20 mM oxalato – 20 mM citrato (pH 3,6) e vazão de 1,0 mL/min; reagente pos-coluna, 0,2 mM PAR em tampão 1 M acetato de amônia (pH 9,0), medido em 520 nm, com vazão de PAR (A) 0,7 e (B) 0,4 mL/min. (Rahmalan et al.,1996).

Espectrometria

Como informado anteriomente, os métodos mais utilizados para determinação de Pb em amostras ambientais são: F-AAS, GF-AAS, ICP-OES, ICP-MS e FRX. Embora a F-AAS apresente baixa sensibilidade relativa e limite de detecção muito próximo da concentração máxima aceitável pelos padrões ambientais, é uma técnica monoelementar fácil de operar e de custo relativamente baixo. Por outro lado, a GF-AAS, ao contrário da F-AAS, apresenta uma excelente sensibilidade, no caso do Pb é da ordem de partes por trilhão (ppt). Além disso, é facilmente automatizada. Embora, tanto a F-AAS como GF-AAS tenham se desenvolvido como técnicas monoelementares, atualmente é possível a utilização de lâmpada de xenônio de alta intensidade (fonte contínua), a qual possibilita a determinação de vários elementos simultaneamente. Algumas características analíticas são listadas e comparadas com o desempenho das técnicas aqui-discutidas (Tabela 2).

Tabela 2 - Comparação entre algumas técnicas de espectroscópicas

	X-RFS	F-AAS	GF-AAS	ICP-OES	ICP-MS
Número de elementos medidos	E	A	A	E	E
Capacidade multielementar	E	P	P	E	E
Análise de sólidos	E	P	A	P	P
Micro amostras	A	P	E	P	A
Análise qualitativa	E	P	P	E	E
Informação isotópica	P	P	P	P	E
Limite de detecção	P	A	E	A	E
Faixa dinâmica de trabalho	A	P	P	E	E
Interferência espectral/ isobárica	A	E	E	A	A
Interferência química	A	A	A	E	E

Nota: Desempenho: E = excelente; A = aceitável; P = pobre.

A espectrometria de absorção atômica em forno de grafite é uma das técnicas mais empregadas para determinação de Pb em amostras de solos e sedimentos devido a sua alta seletividade e sensibilidade. O uso de modificadores químicos convertem os analitos voláteis em espécies termicamente mais estáveis e removem a matriz antes da atomização/detecção. Na Figura 7 são apresentados o perfil de atomização do Cd e do Pb como resultado de um estudo para avaliar as diferenças em performance de Mo, Ir, Ru, Mo–Ir e Mo–Ru como modificadores. As melhores condições foram obtidas com a mistura Mo-Ir e Mo-Ru, evidenciado por uma menor massa característica, maior temperatura de pirólise, menor limite de detecção e vida útil mais longa para o forno.

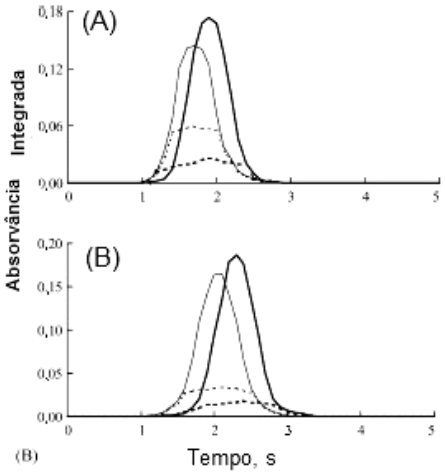


Figura 7 - Perfil dos picos (A) Cd 2,15 μgL^{-1}; (B) Pb em solo 47 μgL^{-1}. Perfil de atomização e do ruído de fundo para plataforma não-recoberta (-----) e recoberta (−−····). (Acar, 2005).

Espectrometria com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP)

Entre as técnicas baseadas em plasmas como fonte de atomização/ionização da amostra, destacam-se a espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) e a espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS). Em ambas as técnicas, a temperatura efetiva do plasma é duas ou três vezes superior àquela observada na F-AAS (4000 – 10,000K). O plasma é gerado pela passagem de gás argônio através de um conjunto concêntrico de tubos de quartzo, imerso num intenso campo de radiofrequência (RF). A energia da radiofrequência de 27 ou 42 MHz e 2 kW de potencia é acoplada a uma serpentina de indução refrigerada a água, localizada na extremidade do tubo de quartzo. Esta energia é suficiente para acelerar as partículas ionizadas em muitas colisões, provocando mais ionização e emissão de radiação de fundo do argônio.

Comumente a amostra é introduzida no plasma através de um nebulizador. A função do nebulizador é converter a solução da amostra em um fino aerossol. Os nebulizadores são frequentemente acoplados a uma câmara de *spray*, onde grandes gotas, preferencialmente, são removidas do fluxo de aerossol. Discriminação contra gotas maiores propicia plasmas mais estáveis e uma melhor precisão da medida.

Sinais de emissão atômica no ICP são muito maiores do que aqueles na chama para quase todos os elementos e podem ser obtidos para uma vasta gama de elementos. A alta temperatura e o ambiente inerte de argônio conduzem a uma atomização mais completa e eficiente excitação dos analitos, resultando em sinais mais intensos.

Sob condições típicas de operação, cerca de metade dos elementos da tabela periódica são ionizados com uma eficiência de 90% ou maior. Na ICP-OES, átomos e íons são excitados para emitir radiação eletromagnética (luz). A luz emitida é resolvida espectralmente com a ajuda de ótica difrativa, e a quantidade de luz emitida (sua intensidade) é medida por um detetor. Na ICP-OES, os comprimentos de onda são usados para a identificação dos elementos, enquanto que as intensidades servem para a determinação de suas concentrações (Nolte, 2003).

A Figura 8 mostra o esquema de introdução de amostra de um ICP-OES.

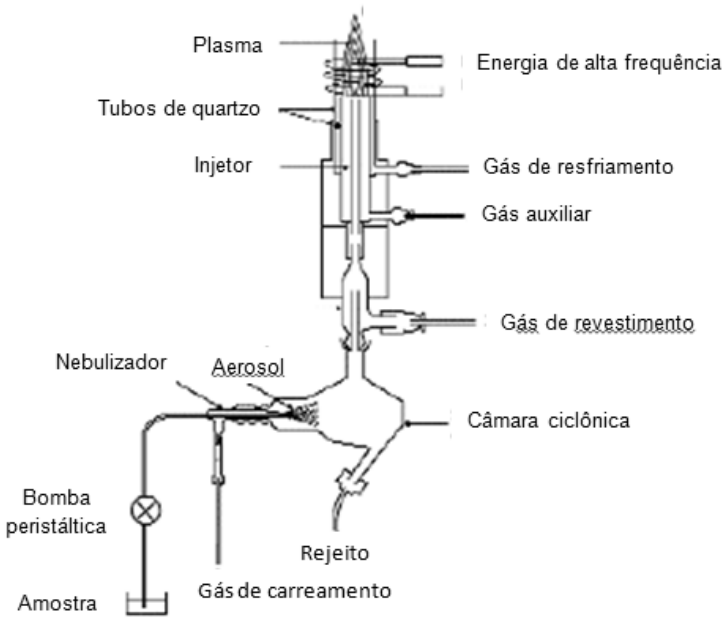


Figura 8 - Esquema do sistema de introdução de amostra em ICP-OES.

A técnica de ICP-OES é tradicionalmente utilizada para a análise de solos e sedimentos. Ela tem sido amplamente empregada em análises ambientais devido a uma série de vantagens que oferece, tais como: análise multielementar simultânea ou sequencial, sensibilidade e precisões altas, rapidez, bem como ampla faixa dinâmica linear (Dalquist *et al*.,1978). Para a determinação de um elemento é necessário desenvolver um método de análise levando em conta o tipo de matriz, escolher o comprimento de onda (ou linha analítica) adequado e otimizar os parâmetros do método, tais como a potência do gerador de radio frequência, fluxo do gás de nebulização, fluxo do gás do plasma, velocidade da bomba peristáltica e etc.

O primeiro critério para a escolha da linha analítica é ter ideia da faixa de concentração do analito. Se a análise for de elemento traço, as linhas mais sensíveis devem ser usadas. É recomendável a escolha de mais de uma linha analítica. No caso do chumbo, nosso elemento de interesse, a linha mais recomendada, para vários tipos de amostra como águas, esgotos, amostras ambientais, amostras de origem biológica, amostras geológicas, solos e sedimentos, cerâmicos e lixiviados, é a 220,353 nm. Porém, como alternativa deve-se testar a linha 283,306 nm e 217,000nm.

Deve-se levar em conta também que o chumbo é um elemento que possui efeito de memória, portanto, é importante limpar o sistema de introdução de amostra em caso de suspeita de contaminação.

No caso de um ICP-MS, a faixa linear dinâmica se estende por 8 a 9 ordens de magnitude, enquanto a sensibilidade é da ordem de sub-ngL^{-1}.

Uma vez atomizados/ionizados no plasma, os íons devem ser selecionados e analisados. Nos modernos instrumentos, os íons são coletados por um sistema de cones e passam através de lentes iônicas, que seletivamente atraem os íons positivos, além de desviar a luz do eixo do detetor. Antes de entrarem no analisador de massas, os íons passam por uma célula de reação/colisão do tipo hexapolo ou octapolo na presença de um gás, a qual elimina ou reduz as interferências isobáricas provocadas por íons moleculares. Atualmente, cerca de 90% dos instrumentos ICP-MS usados no mundo são equipados com analisadores de massas do tipo quadrupolo. Embora apresentem baixa resolução, uma unidade de massa atômica (u.m.a), com uma largura de pico de aproximadamente 0,5 u.m.a ao longo de toda a escala de massa, o quadrupolo pode realizar uma varredura completa da escala em 0,1 s.

Infelizmente a técnica ICP-MS também está sujeita a interferências do tipo não-espectrais, supressão ou aumento do sinal induzido pela matriz, e espectrais, sobreposição dos sinais de íons que apresentam diferenças de massas < 0,5 u.m.a. Felizmente, diversos esforços vem sendo realizados para reduzir, eliminar ou corrigir tais efeitos.

Sempre que possível estes efeitos podem ser evitados pela seleção adequada do isótopo a ser monitorado, mesmo que com perda de sensibilidade. Também, as interferências espectrais podem ser minimizadas adotando-se técnicas adequadas de preparação da amostra e ou separação das espécies. Com acoplamentos do tipo GC-ICP-MS ou HPLC-ICP-MS, é possível separar as espécies antes que sejam atomizadas/ionizadas no plasma. Nos casos relativamente simples, a correção matemática pode ser usada com sucesso. As vezes a simples correção do branco ou a preparação das soluções analíticas na mesma solução do branco, já é suficiente.

Alguns elementos exigem operação do plasma em condições de plasma frio, obtido com baixa potência de radiofrequência, uso de placa metálica para aterramento (*shield plate*) entre a serpentina de RF e a tocha, para desacoplamento capacitivo de ambos os componentes. Nessas condições, ocorre uma forte diminuição na produção de íons Ar^+ e íons do tipo ArX^+, permitindo que elementos como K, Ca e Fe sejam analisados. Infelizmente, nessas condições, os elementos com alto potencial de ionização são prejudicados.

Entre os acoplamentos possíveis com o ICP-MS, a cromatografia em fase gasosa (GC-ICP-MS) oferece um elevado poder de resolução e uma eficiência de introdução de amostra de 100%. Além disso, favorece maior estabilidade ao plasma e quase nenhuma interferência espectral, plasma seco, prolongando a vida útil do cone. O principal campo de aplicação desta técnica é na determinação de compostos organometálicos de Sn, Hg, Se e Pb. Com a finalidade de ilustração, a Figura 9 mostra um cromatograma multielementar para os organometálicos de Hg, Pb, Se e Sn.

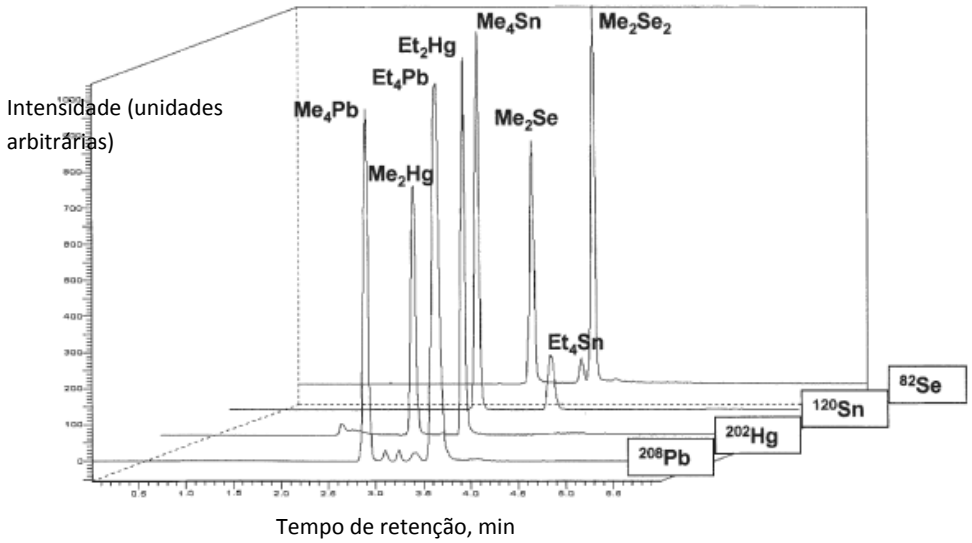


Figura 9 - Cromatogramas de compostos voláteis Se, Sn, Hg and Pb por GC-ICP-MS (Amouroux *et al*.,1998).

Espectrometria de fluorescência de raios-X (FRX)

A espectrometria de fluorescência de raios-X (FRX) é uma poderosa técnica analítica, não destrutiva, que permite análise qualitativa (identificação dos elementos presentes numa amostra) e também quantitativa dos mais variados materiais. A técnica baseia-se na excitação da amostra a ser analisada por um feixe de raios-X e a quantificação da energia emitida por essa amostra após a excitação.

Ao longo dos últimos 25 anos houve um considerável desenvolvimento da técnica de fluorescência no que diz respeito à eficiência e robustez dos equipamentos e *softwares* de interface, porém a etapa de preparação de amostra ainda precisa ser melhorada para que cada vez mais seja possível se obter resultados acurados e precisos (Revenko, 2011).

Os espectrômetros de FRX são capazes de ler amostras liquidas e sólidas, com ou sem preparação. As duas formas de preparação de sólidos mais utilizadas são fusão e prensagem e os dois tipos de preparação apresentam vantagens e desvantagens fazendo com que a escolha seja específica para cada aplicação. De modo geral, não são de difícil execução se comparados com os procedimentos de abertura ácida requeridos em outras técnicas (Tanja *et al*., 2009).

O uso de amostras em pó traz efeitos indesejados relacionados a homogeneização e características da matriz do material. Muitas vezes não se consegue chegar a uma granulometria que permita a disponibilidade indistinta de todos os elementos presentes na amostra, na área útil de análise (Figura 10), isso pode levar a uma falta de

precisão do resultado causada por segregação do material no decorrer do processo de prensagem.

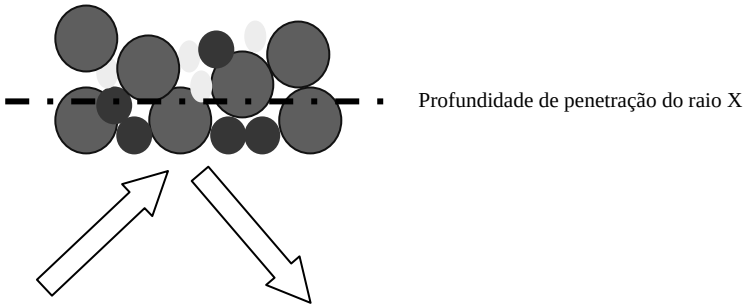


Figura 10 - Esquema do efeito de segregação que pode ocorrer durante o processo de prensagem de amostra na forma de pó em FRX.

Outro problema é a indisponibilidade de padrões primários com características de matriz semelhantes as do analito. O efeito matriz contribui para desvios nos resultados, e para se obter bons resultados a partir de pastilhas prensadas, a curva de calibração deve ser construída a partir de materiais com as mesmas características daqueles que serão analisados.

Com relação a fusão pode-se citar como principais desvantagens: a grande diluição da amostra que será analisada, tempo de preparo e custo. A opção por essa técnica de preparação tem a vantagem de eliminar o efeito matriz, possibilitar a preparação de padrões artificiais para utilização na construção das curvas de calibração e minimizar os efeitos relacionados a tamanhos de partículas (Figura 11).

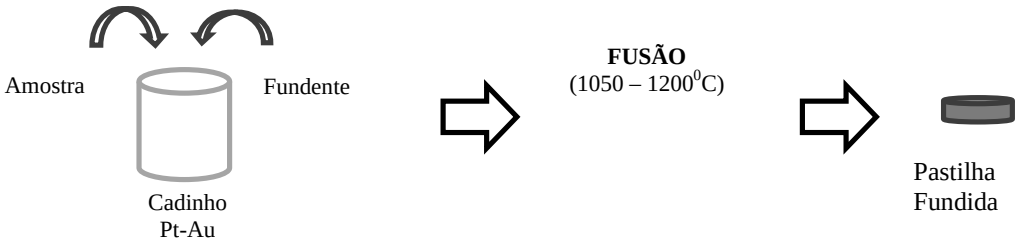


Figura 11 - Diagrama esquemática das etapas do processo de fusão.

Estudos mostram que a espectrometria de fluorescência de raios X é uma eficiente ferramenta na determinação de metais pesados em solos e sedimentos (West *et al*., 2011). Porém, é importante ressaltar que, assim como a maioria das técnicas analíticas instrumentais, os resultados obtidos a partir da análise por FRX são significati-

vamente dependentes da homogeneidade e representatividade do material a ser analisado. Estudos realizados em solos contaminados por fertilizantes mostram que as características do solo podem mudar significativamente em distâncias relativamente curtas de coleta e isso pode causar incoerência de resultados (El-Ghawi *et al*., 1999).

Considerando a amostragem representativa, a etapa de preparação de amostra deve consistir em: moagem, homogeneização, determinação da perda ao fogo do material seguida de prensagem ou fusão.

De modo geral, a linha analítica observada para análise de chumbo é a Pb Lα, cristal analisador LIF 220 e detector de cintilação. Os tempos de contagem, filtros tensão e corrente devem ser definidos de acordo com o equipamento disponível para análise.

Bibliografia

Acar, O. Molybdenum, Mo–Ir and Mo–Ru coatings as permanent chemical modifiers for the determination of cadmium and lead in sediments and soil samples by electrothermal atomic absorption spectrometry. Analytica Chimica Acta, 542 (2005) 280–286.

Ahmed, N.K.; Mohammad, A.A. Limits of detection in XRF spectroscopy, X-Ray Spectrometry, 41 (2012) 350–354.

Amouroux, D.; Tessier, E.; Pécheyran, C.; Donard, O.F.X. Sampling and probing volatile metal(loid) species in natural waters by in-situ purge and cryogenic trapping followed by gas chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry (P-CT-GC-ICP/MS). Analytica Chimica Acta 377 (1998) 241-254.

Cornelis, R.; Caruso, J.; Crews, H.; Heumann, K. Handbook of elemental speciation: Techniques and methodology. Ed. Rita Cornelis.Wiley, 2003.

Dahlquist, R.L., Knoll, J.W. Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry: Analysis of biological materials and soils for major, trace and ultra-trace elements. Appl. Spectrosc., V. 32, p. 1-29, 1978.

El-Ghawi, U.; Vadja, N.; Pátzay, Gy. Determination of some trace elements in natural and fertilized Libyan soils using INAA and ED-XRF, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 241 (1999) 605-610.

Harper, K., de Oliveira, A. P. Determinação de elementos traço em solos e lodos de esgoto por ICP-OES. Revista Analítica. N. 23, p. 53-59, jun-jul 2006.

Kosta, L. Contamination as a limiting parameter in trace analysis. Talanta, 29 (1982) 985-992.

Nolte,J. ICP Emission Spectrometry – A Practical Guide. Ed Wiley-VCH, 2003.

Rahmalan A.; Zahari, M. A.; Sanagi, M. M.; Rashid. M. Determination of heavy metals in air particulate matter by ion chromatography. Journal of Chromatography A, 739 (1996) 233-239.

Revenko, A.G. Development of X-Ray Fluorescence analysis in Russia in 1991–2010, Journal of Analytical Chemistry, 66 (2011) 1059–1072.

ROCHA, A.J.D. – Perfil analítico de chumbo. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, 1973.

Rose, M., Knaggs, M., Owen, L. and Baxter, M. A review of analytical methods for lead, cadmium, mercury, arsenic and tin determination used in proficiency testing. Journal of Analytical Atomic Spectrometry, 16 (2001) 1101-1106.

Smith, K. K.; Dixon, S. Confiabilidade dos kits de Spot-test para detecção de chumbo em poeira doméstica. Environmental Research, 104 (2007) 241–249.

Tanja, R.; Dermot, D. Comparison of soil pollution concentrations determined using AAS and portable XRF techniques, Journal of Hazardous Materials, 171 (2009) 1168–1171.

Vander Casteele, C., Block, C.B., Modern methods for trace elements determination, John Wiley, Chichester, p. 168, 1993.

West, M.; Ellis, A.T.; Potts, P. J. Atomic spectrometry update X-ray fluorescence spectrometry, Journal of Analytical Atomic Spectrometry, 26 (2011) 1919-1963.

Casos paradigmáticos sobre contaminação provocada por chumbo em várias regiões do mundo

Carla Costa[1]
Eliane Araujo[2]
Renata Damico Olivieri[3]
Maria Inês F. C. Almeida Ribeiro[4]
Raquel Lucena de Oliveira[5]

Introdução

A busca pelo acesso a recursos naturais tornou-se uma fonte de vantagem competitiva para empresas, de grande e pequena dimensão, e Estados pelo mundo inteiro. Por outro lado, em muitos países, a capacidade de atração de empresas de porte mundial está associada a um processo rápido de crescimento e desenvolvimento econômico, o que leva a uma concorrência agressiva na definição das políticas que sejam mais apetecíveis para essas empresas. No entanto, essas empresas nem sempre se pautam por práticas social e ambientalmente sustentáveis, deixando passivos difíceis de gerir e atenuar por vários anos.

O mapeamento geográfico da disponibilidade de recursos naturais aponta para uma maior concentração relativa dos mesmos em regiões situadas em países em desenvolvimento, com maior dificuldade em implementar políticas de salvaguarda para proteção das suas populações do esgotamento dos recursos e dos passivos ambientais e sociais que uma atuação irresponsável por parte de agentes econômicos mais oportunísticos possa gerar.

No entanto, a análise de vários casos paradigmáticos em várias regiões do mundo mostra que os casos de exploração irresponsável de recursos naturais, sem preocupação com os objetivos de desenvolvimento sustentável, existem em todas as partes do mundo, afetando países desenvolvidos e em desenvolvimento, apesar das diferenças em termos de capacidade institucional, e demonstrando que, na ausência de uma verdadeira governança global de apoio à sustentabilidade, a lógica de maximização do lucro das empresas de maior porte continuará a ser predominante nas decisões de localização, no que concerne o acesso a baixo custo a recursos considerados estratégicos.

---

1 Professora do ISCSP – Instituto Superior de Ciências Sociais e Políticas da UTL - Universidade Técnica de Lisboa - PT

2 Jornalista, M.Sc. em Psicossociologia de Comunidades e Ecologia Social.

3 Jornalista.

4 Mestranda em Serviço Social da PUC-RJ.

5 Mestranda em Engenharia Urbana na UFRJ-RJ

Neste contexto, o presente artigo procura fazer um mapeamento de alguns dos casos mais simbólicos a nível mundial, de contaminação por chumbo, envolvendo economias de diferentes níveis de desenvolvimento e empresas transnacionais, com interesses espalhados por várias zonas do globo.

O chumbo é o poluente que provoca maior ameaça em escala global. Estima-se que 10 milhões de pessoas vivam em regiões contaminadas. Insumo chave para fabricação de baterias de carro (três quartos da produção anual é destinada à indústria automotiva), o chumbo é liberado no meio ambiente por meio de processos de reciclagem informais e pela atividade de mineração. As principais formas de contaminação se dão pela ingestão de alimentos ou água contaminados, e pela inalação de partículas de poeira da substância, que pode se armazenar por até 30 anos no tecido ósseo (AG SOLVE, 2011).

Os casos analisados são ilustrativos dos riscos a que estão sujeitas as populações e a qualidade ambiental local, quando não existem, ou não são cumpridos, os critérios mínimos de proteção ambiental e/ou social, ou, pior, quando a ausência dos mesmos funciona como um vetor de atração na definição de políticas públicas que competem por investimentos considerados estruturantes.

Um dos casos mais famosos e estudados mundialmente, quer pelas suas consequências, quer pelo rasto de contaminação que deixou, é o caso de Noyelles – Godault, na região de Nord Pas de Calais, no noroeste da França, região rica em recursos como chumbo e zinco, que, durante mais de um século foi dominada pela atividade prospetiva e transformadora de duas grandes empresas metalúrgicas, a *Metaleurop* e *Nyrstar*. Durante todo aquele tempo, as duas fábricas deitaram para a atmosfera quantidades consideráveis de elementos metálicos, contaminando solos, ar, água e rios, com chumbo, cádmio e zinco. Do ponto de vista da disponibilidade de recursos, a importância da região era muito considerável, já que albergava 2/3 da produção nacional de e 1/3 da produção de zinco, sendo também o 1º produtor mundial de germânio.

O encerramento da *Metaleurop*, em 2003, depois de ter sofrido acidentes em 1993 e 1994, e dos reveses provocados pela baixa do preço dos seus produtos nos mercados mundiais deixam um terrível passivo ambiental, de consequências devastadoras para as regiões envolventes. Apesar de todas as medidas e meios financeiros disponibilizados, envolvendo agentes da sociedade civil, municípios, várias universidades francesas de renome, agências nacionais de proteção do ambiente e vultosos fundos comunitários, para resolver o problema.

Em 2009, os níveis de chumbo presentes no sangue de crianças pequenas ainda eram superiores aos admissíveis pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

No que respeita a economias em desenvolvimento, o caso do Brasil em Boquira, Santo Amaro-BA e região do Vale do Ribeira-SP são abordados separadamente em artigos

destacados do livro pelo que não terão aqui considerações adicionais, apenas o seu registro.

O caso da mineração no Peru tornou-se também um exemplo de referência mundial, já que a permissividade da legislação no setor da mineração colocou a sustentabilidade das minas de ouro em causa, levando igualmente a processos de contaminação com chumbo, mercúrio e cádmio. A constatação dos riscos e o desastre de Choropampa, em 2000, que teve origem no derramamento de mercúrio quando um caminhão e despistou, levou as autoridades a conseguirem estabelecer com uma das mais importantes empresas mineradoras, a Newmon*t*, um novo enquadramento institucional, que passa pelo empenho conjunto das instituições locais e da empresa em causa na definição de uma nova carta de responsabilidade social corporativa, em que a empresa em causa assumiu um papel determinante na construção de infraestruturas para o desenvolvimento da região.

Estes dois casos, já devidamente estudados no contexto mundial, levaram-nos a procurar ocorrências semelhantes, mas ainda pouco exploradas, que apresentamos a seguir.

Na escolha dos casos, que estão situados em diferentes regiões do globo, e afetam regiões pertencentes a países com níveis de desenvolvimento diferenciados, é possível extrair um elemento em comum: a exploração de recursos naturais, indispensáveis ao crescimento econômico, constituirá sempre um fator de concorrência entre os vários países pela atração de empresas mais performantes, nacionais e transnacionais. A única forma de minimizar os riscos decorrentes da própria atividade é definir, mundialmente, formas de governo que obriguem os agentes envolvidos (empresas, autoridades nacionais e locais, organizações não governamentais, sociedade civil no seu conjunto) a definir e implementar redes de responsabilidade social dinâmicas que atuem no sentido de criar uma verdadeira cidadania.

Caso 1: Contaminação por chumbo na cidade australiana de Port Pirie

A Austrália fica localizada entre o Oceano Índico e o Sul do Oceano Pacífico. Segundo as informações do censo de 2012 tem uma população de cerca de 22 milhões de habitantes, que na sua maioria se localiza em áreas urbanas (89%). Como principais atividades econômicas destacam-se a agricultura e a indústria. País privilegiado em recursos naturais, possuindo extensas reservas de carvão, ferro, minério, cobre, ouro, gás natural, urânio, chumbo, zinco, prata e fontes de energia renováveis, torna-se extremamente interessante para o investimento de capital estrangeiro, só em 2011 o investimento estrangeiro no país foi de US$ 549.1 bilhões de dólares. O setor de serviços contribui significativamente para a consolidação de uma economia forte pela exportação de recursos naturais, energia e produtos agrícolas. Extremamente competitiva a nível internacional, foi das poucas economias a crescer depois da grande crise econômica mundial de 2008, crescendo no ano posterior cerca de 1,4%

e 2,7% em 2010, tendo tido a melhor performance dos países membros da OCDE (CIA, 2012). Em 2011 cresceu 1,8% e tem um Produto Interno Bruto per capita de $ 40.800 (CIA, 2011). A percentagem de população desempregada é muito baixa, de 5,0% em 2011.

Uma das cidades mais afetadas pela atividade da mineração é a cidade de Port Pirie, que fica localizada na costa oriental do Golfo Spencer no Sul da Austrália, a cerca de 230 km a norte de Adelaide (capital da Austrália do Sul). Fundada em 1845, constitui-se como a sexta cidade mais populosa no sul da Austrália contando com uma população de 13.206 mil habitantes (censo de 2006), donde 92,7% são australianos residentes e 2,6% são indígenas (WIKIPÉDIA, 2012).

A principal atividade econômica da cidade é a exploração da mina de minério de chumbo e da usina de produção de chumbo metálico, sendo a empresa *Nyrstar* o principal empregador da região. Desde a sua instalação em 1880, alcançou o estatuto da maior mineradora de chumbo e refinaria do Hemisfério Sul. Criada no ano de 2007 a empresa *Nyrstar* rapidamente constituiu-se como uma das principais líderes mundiais na exploração de zinco e chumbo metálicos, bem como de outros metais preciosos. A sua sede encontra-se localizada em Bruxelas e o corpo executivo na Suíça. Inicialmente, a quando a sua criação, a presente empresa era uma associação entre a *ZINIFEX* (Empresa Mineira Australiana) e a *UNICORE* (Empresa Tecnológica de Materiais Belga).

Hoje as atividades da empresa estendem-se por três continentes: América (Norte/Sul), Europa e Austrália. Na exploração mineira nas Américas as minas localizam-se no México (Campo Morado); Peru (Contonga, Pucarrajo e Coricancha); Honduras (El Mochito); Chile (El Toqui); Canada (Langlois, Myra Falls) e EUA (Tennessee Mines), na Europa localizam-se na Finlândia (Talviaara). Como atividade metalúrgica, localiza-se na Europa na França (Auby); Bélgica (Balen/Overpelt) e na Holanda (Budel), na América nos EUA (Clarksville) e na Austrália em Hobart e Port Pirie. Hoje a empresa emprega 7.000 trabalhadores sendo a sua maior concentração na América, com cerca de 4.368 trabalhadores, seguido da Europa com 1.439 e por fim da Austrália com cerca de 1.235 trabalhadores (HEIDRICK & STRUGGLES, 2012).

No entanto, as operações realizadas pela empresa têm sido alvo de crescente preocupação por parte das autoridades locais, principalmente no que respeita à saúde pública, uma vez que, se tem detectado elevadas concentrações de chumbo no sangue dos residentes locais, principalmente em crianças. Além disso, tem sido igualmente preocupante os rejeitos de chumbo que alcançam uma pilha com altitude de 205 metros que podem ser vistos à distância (WIKIPÉDIA, 2012).

Segundo MAYNARD (2003) anualmente a metalúrgica é responsável por produzir cerca de 650.000 toneladas de metais. De acordo com Van Alphen (1999, *apud*. MAYNARD, 2003) o nível de contaminação por chumbo em espaços abertos ronda os 5000 u.g por metro quadrado/dia, enquanto a contaminação de espaços fechados (habitações) ultrapassa os 100 u.g por metro quadrado ao dia.

Apesar desta contradição, a presente metalurgia desempenha um significativo papel na dinamização econômica da cidade e na região, pois é a ela que habitantes residentes em outras cidades vizinhas confluem para o comércio e procura de emprego. Efetivamente, a mina de Port Pirie tem estado em constante funcionamento por mais de 120 anos, encontrando nesta cidade costeira as condições ideais para o seu funcionamento, pois é pelo porto que são também recebidos os concentrados, da mineradora de Broken Hill, que após serem transformados em produtos finais são facilmente escoados por transportes rodoviários ou ferroviários que servem a cidade (HEIDRICK & STRUGGLES, 2012).

A presente mina encontra-se estrategicamente interligada com a metalúrgica de Hobart, pois o ciclo de produção de determinados produtos exige que determinados processos tenham lugar como a lixiviação, que ai são realizados. A indústria *Flinders*, recentemente implementada na região, tinha como projeto a construção de uma fábrica de ácido sulfúrico para apoiar a atividade da mina, contudo este projeto foi arquivado por ter sido considerado inviável.

A mina constitui-se como a maior metalurgia de chumbo a nível mundial e a terceira maior na produção de prata. O valor competitivo da presente mineração deve-se à exploração e produção de vários metais constitutivos de uma variedade de produtos, cuja oferta tem crescido, acompanhando o crescimento do mercado asiático, com especial destaque para o mercado chinês (HEIDRICK & STRUGGLES, 2012).

No entanto, várias têm sido as vozes que chamam a atenção para os efeitos prejudiciais para a saúde pública derivada das atividades desenvolvidas pela mineração com especial destaque na cidade de Port Pirie. Vários estudos e relatórios têm demonstrado que famílias que vivem perto de centros de mineração de chumbo, metalurgias e refinarias são expostas diariamente à contaminação por chumbo, conhecido por ser altamente tóxico, principalmente a nível neurológico (THE CONVERSATION, 2012).

A cidade de Port Pirie tem sido exposta a elevadas emissões de chumbo por cerca de 120 anos. Já em 1925 a Comissão Real da Austrália do Sul, num estudo realizado sobre o envenenamento por chumbo, identifica como a principal causa de envenenamento, a fina camada de poeira de chumbo. Durante as décadas de 80 e 90 vários governos têm chamado atenção para o aumento histórico da poeira causada pelo chumbo, que se tem vindo a impregnar tanto nos solos da cidade como nas casas residenciais.

De acordo com o relatório da qualidade do ar de 2010, elaborado pela *Environmental Protection Authority*, a cidade de Port Pirie é considerada a região urbana mais contaminada por chumbo na Austrália (THE CONVERSATION, 2012). Segundo o referido relatório a cidade é regularmente sujeita a elevadas concentrações de chumbo no ar, contaminando toda a cidade, impregnando-se nos solos e superfícies externas e internas. Só em 2011 foram lançados no ar cerca de 44.000 toneladas de chumbo.

Ainda no ano de 1976 a *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization* (CSIRO) chama a atenção para a contaminação de solos, cereais e vegetais em áreas agrícolas perto da cidade de Port Pirie, contaminadas por chumbo. Em 1981 a mesma organização confirma os impactos negativos das emissões de chumbo na qualidade do meio ambiente.

Por fim, em 2004 o jornal *Crikey* noticia que os cereais produzidos em Port Pirie foram misturados com outros cereais devido as elevadas concentrações de cádmio e chumbo que ultrapassavam os limites estabelecidos a nível internacional, colocando em causa a sua comercialização (THE CONVERSATION, 2012).

O impacto da contaminação de chumbo na saúde humana pode ser examinado e monitorizado pela sua concentração no sangue das crianças. Estudos realizados em 2011 demonstram que 25% das crianças com idades inferiores a 5 anos, apresentam índices elevados de concentração de chumbo no sangue, ou seja, cerca de 10ug/dL. Mesmo que crianças recém-nascidas tenham baixos níveis de concentração de chumbo no sangue (menos de 5ug/dL) essa concentração tem tendência a aumentar passados 2 a 3 meses, o que demonstra que as crianças não escapam à contaminação pelo chumbo, tendo efeitos negativos no seu desenvolvimento saudável. As consequências mais visíveis e retratadas na literatura, associam a contaminação de chumbo nas crianças ao baixo desenvolvimento do QI associado a um fraco desempenho escolar e a manifestação de problemas sócio comportamentais, como défices de atenção e hiperatividade. Estes efeitos não ficam limitados ao período da infância, pois as suas consequências estendem-se na adolescência e na idade adulta. Segundo, informações oficiais a concentração de chumbo no sangue das crianças na cidade de Port Pirie é duas vezes maior do que os valores encontrados em outras cidades Australianas, como as cidades de Broken Hill e Mount Isa (THE CONVERSATION, 2012).

No ano de 1983, o pediatra Dr. Phillip Landrigan, depois de ter identificado a origem da contaminação atmosférica e dos solos pelo chumbo, junto com o Ministério da Saúde elaborou um plano de ação. Este plano pretendia diminuir as concentrações de chumbo, durante um período de 10 anos, para níveis inferiores a 10up/dL em crianças até aos 4 anos de idade. Apesar da grande quantia de dinheiro gasta, o plano não tinha atingido os seus objetivos no ano de 2010.

Como forma de solucionar o problema da contaminação, procurou-se educar os residentes locais para determinados hábitos que deveriam desenvolver para evitar a contaminação como o de lavar regularmente as mãos, superfícies e comida, bem como evitar transportar poeira para dentro de casa. Estas medidas de prevenção revelaram-se pouco eficazes para evitar a contaminação (THE CONVERSATION, 2012).

Podemos dizer que passados 30 anos, ainda não se viu uma resposta decisiva por parte das autoridades para a eliminação e prevenção da exposição e contaminação por chumbo. Para quebrar o ciclo de contaminação, seria necessário algumas mudanças do contexto atual principalmente no que respeita à transparência da informação e soluções propostas. Algumas dessas soluções passam pelo fechamento da metalur-

gia ou pela adoção de tecnologias mais limpas e por isso menos poluentes e no tratamento da poeira já existente em solos e habitações.

As causas e consequências, bem como possíveis soluções para a diminuição da contaminação por chumbo é de conhecimento dos profissionais que trabalham na indústria como dos governos locais. A grande questão que se coloca é a de saber se o governo local será mais assertivo na resposta dada ao problema ou se a população local terá mais uma vez de se sujeitar à contaminação, colocando em risco a sua saúde, por medo de perder os seus empregos que representa a sua única forma de sustento (THE CONVERSATION, 2012).

Bibliografia Caso 1

CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY (CIA). Disponível em: < https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/as.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÂO MINERAL (DNPM). Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/conteudo.asp?IDSecao=68&IDPagina=1990>. Acesso em: 03 nov. 2012.

HEIDRICK & STRUGGLES. Company, Position & Person Profile – Nyrstar. Maio 2012.

MAYNARD, E.; THOMAS, R.; SIMON, D.; PHIPPS, C.; WARD, C.; CALDER , I. An evaluation of recent blood lead levels in Port Pirie, South Australia. Science of the Total Environment, Amsterdam, v. 303, n. 1-2, p. 25-33, fev. 2003.

NYRSTAR: potential transformation of the port pirie smelter: media speculation in Australia. Disponível em: < http://www.nyrstar.com/investors/en/news/Pages/1626434. aspx>. Acesso em: 03 nov. 2012.

THE CONVERSATION. Lead poisoning of Port Pirie children: a long history of looking the other way. Disponivel em: http://theconversation.edu.au/lead-poisoning-of-port-pirie-children-a-long-history-of-looking-the-other-way-8296. Acesso em: 03 nov. 2012.

WIKIPÈDIA. Port Pirie. Disponível em: < http://en.wikipedia.org/wiki/Port_Pirie>. Acesso em: 03 nov.2012.

Caso 2: Mesmo com uso estritamente regulamentado, chumbo ainda causa contaminações nos Estados Unidos da América

Sendo a maior economia do mundo, responsável por mais de 20% do PIB mundial, os Estados Unidos da América possuem também a terceira maior reserva de chumbo do planeta (o mundo totaliza 80.000 t), sendo no ano de 1010 também o terceiro maior produtor mundial do metal (406.000 t), atrás de China (1.750.000 t) e da Austrália (620.000 t), seguido por Peru com 280.000t, México com 185.000 t e outros países (853.000 t), como o Kasaquistão, Canadá e Marrocos, para uma produção mundial de metal primário de 3.860 milhões de toneladas[6].

No mesmo ano, o consumo do metal dos EUA para a indústria de baterias ácidas, que responde por 88% da demanda, foi de cerca de 1,2 milhão de toneladas. Já os eletroeletrônicos, munições, compostos químicos e outros usos, corresponderam a 12% (SILVA; TEIXEIRA, 2012).

O governo norte-americano vem regulamentando o uso do chumbo, devido a seus efeitos adversos à saúde e ao meio ambiente. No entanto, ainda são vários os casos de contaminação no país. As crianças estão entre os mais vulneráveis, devido a razões neurológicas, metabólicas e comportamentais, como o fato de tenderem a colocar objetos, como brinquedos, na boca (BROWN; MARGOLIS, 2012).

De acordo com o Centro de Controle e Prevenção de Doenças dos EUA, a presença de chumbo no sangue de crianças pequenas, se superior a 10 micrograma por decilitro (μg/dl), é preocupante (FREUDENRICH, 2012a), podendo causar deficiências de aprendizagem, distúrbios de déficit de atenção, problemas comportamentais, atraso no crescimento, deficiência auditiva e problemas renais (BROWN; MARGOLIS, 2012). Entretanto, estudos já comprovaram efeitos fortes e duradouros em crianças, cujo sangue continha apenas 2mg/l de chumbo, o que reforça a necessidade de se eliminarem ou controlarem fontes de exposição ao metal em ambientes frequentados por elas (LEVIN *et al.*, 2008).

Já para adultos, a média normal para chumbo no sangue, de acordo com a *Enciclopédia MedlinePlus*, é inferior a 20 μg/dl (MEDLINEPLUS, 2012), e a exposição ao metal pode causar câncer, neuropatia periférica, disfunção do nervo motor, insuficiência renal, hipertensão, dentre outros problemas de saúde (BROWN; MARGOLIS, 2012).

Segundo levantamento da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (EPA - US *Environmental Protection Agency*), durante o século 20, a maior parte das emissões de chumbo era proveniente de fontes veiculares, como carros a gasolina contendo chumbo (FREUDENRICH, 2012a; LEVIN *et al.*, 2008). Como o metal não se de-

[6] Já a produção secundária, obtida principalmente pela reciclagem de baterias automotivas, atingiu 5.000.000t de metal, 56% da produção mundial de chumbo refinado.

compõe nem é destruído pelo calor, minúsculas partículas de emissões veiculares contaminam o solo ao longo das estradas (FREUDENRICH, 2012a).

Com a proibição do uso de combustíveis aditivados com chumbo no país, a partir de 1996, a principal fonte de exposição ao metal passou a ser outra (FREUDENRICH, 2012a). Em uma análise realizada, em 2001, a EPA detectou que emissões industriais respondiam por 78% da contaminação do ar por chumbo; os combustíveis, por 10%, e o setor de transportes, por 12% (U.S. EPA, 2007d *apud* LEVIN *et al.*, 2008). Em 2004, quatro plantas de tratamento de resíduos estavam entre as 20 fontes que mais lançavam chumbo no meio ambiente, de acordo com o *Toxics Release Inventory* (TRI) da EPA (U.S. EPA, 2007d *apud* LEVIN *et al.*, 2008).

Após um período de declínio, que perdurou por mais de 25 anos, os níveis de chumbo no ar voltaram a subir no país entre 2004 e 2006. As maiores concentrações são encontradas nas proximidades de fundições e fabricantes de baterias, constituindo as únicas violações às leis nacionais voltadas à presença do metal no ar (U.S. EPA, 2007a *apud* LEVIN *et al.*, 2008). Estudos mostram que crianças que moram perto de áreas de mineração e fundições correm risco de ter elevados níveis de chumbo no sangue (MAISONET *et al.*, 1997; MURGUEYTIO *et al.*, 1996; SWARUP *et al.*, 2005 *apud* LEVIN *et al.*, 2008), mesmo até 20 anos depois do fechamento das unidades fabris (DIAZ-BARRIGA *et al.*, 1997 *apud* LEVIN *et al.*, 2008).

No entanto, os dados nacionais de emissões de chumbo no ar não retratam com precisão as emissões locais, tampouco os riscos às populações envolvidas. Nem todas as fontes de emissão de chumbo estão listadas no TRI da EPA. Incineradoras municipais e reparadoras de autopeças são exemplos disto e podem contribuir para a contaminação de seus entornos (LEVIN *et al.*, 2008). Além disso, demolições de construções antigas contribuem para emissões locais de chumbo e podem aumentar o nível do metal no sangue de crianças (FARFEL *et al.*, 2003; RABITO *et al.*, 2007 *apud* LEVIN *et al.*, 2008).

No que diz respeito à contaminação do solo, oito décadas de combustão de gasolina com chumbo, emissões industriais e resquícios de tinta à base do metal, dentre outros fatores, deixaram um grande passivo ambiental, especialmente nos bairros mais pobres (LEVIN *et al.*, 2008). Devido ao tráfego intenso e ao número elevado de habitações, o solo nas áreas urbanas do país pode ter uma média de 800 a 1.200 μg/dl de chumbo (DUGGAN; INSKIP 1985; LANPHEAR 1998a *apud* LEVIN *et al.*, 2008).

Pesquisas históricas sobre atividades comerciais podem identificar fontes atuais de exposição (ECKEL *et al.* 2001 *apud* LEVIN *et al.*, 2008). Um estudo no estado de Washington, por exemplo (WOLZ *et al.* 2003 *apud* LEVIN *et al.*, 2008), mostrou que moradias próximas a locais onde compostos de chumbo eram usados como pesticida, entre 1905 e 1947, apresentam contaminação significativa do solo e da poeira interna (LEVIN *et al.*, 2008).

Cabe mencionar que o chumbo é o elemento químico mais frequentemente liberado em locais de destinação de resíduos não controlados. A *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) identificou contaminação pelo metal em 59% das áreas atualmente monitoradas (ATSDR 2005, *apud* LEVIN *et al.*, 2008).

Outras fontes potenciais de contaminação por chumbo foram encontradas na poeira, em alimentos - em especial o chocolate - no leite materno, doces importados do México, água potável, suplementos dietéticos, vidros e louças, cerâmicas, e numa vasta gama de outros produtos (LEVIN *et al.*, 2008), como batons (THE WASHINGTON POST, 2012).

Em 2007, a *Campanha por Cosméticos Seguros* - grupo formado por consumidores que pressiona o governo norteamericano a estabelecer limites para o nível de chumbo encontrado nos batons, testou 33 batons vermelhos e descobriu que dois terços deles continham chumbo, sendo que, em um terço, o nível excedia o limite estabelecido para a presença de metais em doces pela *Food and Drug Administration* (FDA), a agência de vigilância sanitária dos EUA (THE WASHINGTON POST, 2012).

Desde então, a FDA realizou dois testes. Em 2008, suas análises envolveram 20 batons, e, em 2011, 400. Foram encontrados níveis de chumbo em todos os produtos testados. Nas análises de 2012, cinco batons da L'Oreal e da Maybelline, subsidiárias da L'Oreal norte americana, ficaram entre os 10 mais contaminados. Dois batons da Cover Girl e dois da NARS também estão nesta lista, bem como um produto da Stargazer (THE WASHINGTON POST, 2012).

O nível mais alto de chumbo - 7,19 partes por milhão – foi encontrado no batom *Pink Petal*, da série Color Sensational, da *Maybelline*. Mas a concentração média de chumbo nos 400 batons testados foi de 1,11 partes por milhão, algo bem próximo da média obtida nas análises de 2008 (THE WASHINGTON POST, 2012).

De acordo com a FDA, os níveis de chumbo detectados não representam riscos à saúde. "Do ponto de vista científico, não é válido comparar o risco que a presença de chumbo nos doces, um produto destinado à ingestão, representa para o consumidor, ao risco associado a níveis de chumbo nos batons, um produto destinado ao uso tópico que é eventualmente ingerido em quantidades muito inferiores do que os doces", afirmou a FDA em comentários publicados na internet (THE WASHINGTON POST, 2012).

Já a Campanha por Cosméticos Seguros argumenta que a FDA não tem base científica para fazer tal afirmação. De acordo com seus integrantes, o nível de chumbo encontrado no Pink Petal, da Maybelline, corresponde a mais do que o dobro dos níveis encontrados no relatório anterior da FDA e a mais de 275 vezes o nível encontrado na marca menos contaminada dentre as testadas recentemente. A marca menos contaminada, Wet & Wild Mega Mixers Lip Balm, era também a mais barata, "demonstrando que o preço do produto não é um fator indicativo da adoção de práticas adequadas na sua manufatura" (THE WASHINGTON POST, 2012).

Integrantes da campanha citaram pesquisas federais que haviam concluído que não existe nível seguro de exposição ao chumbo para crianças, e ressaltaram a necessidade de se protegerem crianças e mulheres grávidas da exposição ao metal. "O chumbo se acumula no corpo com o tempo, e a aplicação frequente e diária de batons que contenham chumbo pode representar a exposição a níveis significativos da substância", disse Mark Mitchell, co-presidente da Força Tarefa de Saúde Ambiental da Associação Nacional de Medicina (THE WASHINGTON POST, 2012).

Em se tratando de crianças, cabe mencionar que a Academia Americana de Pediatria geralmente recomenda que sejam examinadas duas vezes, para o chumbo, antes dos 2 anos de idade, dependendo das condições locais (NEW YORK TIMES, 2011).

Na década de 1970, ganhou bastante repercussão o envenenamento infantil por chumbo devido à exposição a tintas de parede à base do metal (FREUDENRICH, 2012b). Quando a tinta se descasca, fragmentos que se destacam das paredes constituem uma grande fonte de contaminação, juntamente com a água que percorre canos de chumbo (FREUDENRICH, 2012a). Em 1978, o uso de chumbo em tintas de parede foi proibido e, atualmente, a maioria dos serviços de água públicos do país está em conformidade com o *Safe Drinking Water Act Lead and Copper Rule* (LCR), de 1991. Como resultado, os níveis de metal no sangue de crianças diminuíram, em média, de cerca de 16,0 μg/dl para menos de 2,0 μg/dl (BROWN; MARGOLIS, 2012).

Mesmo assim, anualmente, milhares de crianças do país ainda são contaminadas com chumbo dentro das suas próprias casas, devido à tinta contendo o metal. De acordo com o *National Center for Environmental Health*, em 2005, cerca de 50 mil crianças – 1,6% das crianças testadas –apresentaram testes positivos para o chumbo, sendo que por volta de 1998 esse número superava 100 mil (BIANCO, 2012).

Hoje, o Departamento Americano de Desenvolvimento Urbano estima que existam, nos Estados Unidos, cerca de 38 milhões de casas que ainda contêm tinta com chumbo. O perigo de contaminação é maior se a tinta estiver em processo de deterioração, pois contamina a poeira e o solo ao redor da casa onde as crianças brincam (BIANCO, 2012).

A contaminação por chumbo nas casas podem atrapalhar o mercado imobiliário. Se uma casa é diagnosticada como "contendo chumbo", o seu preço cai imediatamente em dezenas de milhares de dólares, pois o custo do saneamento é muito caro. O risco do diagnóstico é muito alto, podendo espantar investidores do mercado imobiliário (BIANCO, 2012).

Diante da situação, legisladores americanos optaram por uma saída política, transferindo a responsabilidade para o possível comprador da casa. Dependendo da idade da casa, o comprador tem o direito de exigir um teste de contaminação por chumbo na propriedade que deseja comprar. Se houver contaminação, o resultado tem que ser, por lei, comunicado à prefeitura da cidade, e a propriedade permanecerá mar-

cada até que seja saneada. Nesse caso, a lei proíbe que crianças de até 6 anos residam na propriedade (BIANCO, 2012).

O dono da casa (vendedor) tem o direito de recusar o teste, esperando um outro comprador que não o solicite, mesmo que a casa tenha sido construída antes de 1978 e o comprador tenha crianças pequenas. Se o teste não for solicitado, o governo não intercede, e a operação de compra e venda ocorre normalmente. Uma eventual contaminação das crianças só será detectada pelo pediatra ou em testes de rotina realizados nas escolas da comunidade, às vezes tarde demais para evitar seus efeitos (BIANCO, 2012).

Algumas tragédias recentes revelam que o problema de contaminação por chumbo ainda persiste nos Estados Unidos. Para citar exemplos, em 2004, uma criança foi hospitalizada no Oregon, após ingestão de um colar contendo chumbo, o que gerou um recall voluntário de 150 milhões de peças de joias para crianças (CDC, 2004b *apud* LEVIN *et al*., 2008). Em Minnesota, dois anos depois, uma criança de quatro anos morreu de envenenamento por chumbo depois de engolir um "brinde", com teor de chumbo de 99%, que ganhara na compra de um par de sapatos (CDC, 2006 a*pud* LEVIN *et al*., 2008).

Os produtos importados também constituem fontes de exposição ao chumbo no país. Para se ter uma ideia, em 2007, agências reguladoras e empresas norteamericanas instituíram inúmeros *recalls* para produtos defeituosos, perigosos ou tóxicos - como pastas de dentes, jóias para crianças, brinquedos, ferramentas, comidas para cães, babadores, pneus e baterias para computador. Todos estes produtos haviam sido fabricados na China - país que, nos últimos anos, tem figurado cada vez mais no noticiário internacional devido a casos de envenenamento em massa (REUTERS, 2011) - e continham tinta à base de chumbo, produto já proibido nos Estados Unidos (SILVERMAN, 2012).

Em 2011, o Dr. Gerald F. O'Malley, médico do setor de emergência do Jefferson Medical College, na Filadélfia, e um grupo de pesquisadores analisaram diversas cerâmicas vendidas na Chinatown local e descobriram contaminação por chumbo em utensílios de cozinha e mesa. Mais de um quarto das amostras teve resultado positivo, podendo causar danos à saúde (THE NEW YORK TIMES, 2011). A equipe de O'Mailley realizou testes laboratoriais adicionais em 25 peças para confirmar as descobertas, estabelecer o grau de contaminação e determinar se o chumbo poderia sofrer lixiviação (reação com os sucos ácidos do estômago) ao ser ingerido com os alimentos. Descobriu que três pratos e duas colheres sofriam lixiviação de chumbo em quantidades que excediam em muito os limites estabelecidos pela FDA. Um dos pratos tinha chumbo lixiviado em mais de 145 partes por milhão, enquanto o limite estabelecido pela agência americana é de 2 partes por milhão (THE NEW YORK TIMES, 2011).

Tais acontecimentos estão fazendo com que membros de agências federais construam um cenário mais completo dos riscos potenciais de exposição ao chumbo nos EUA (EPA, 2006a *apud* LEVIN *et al.*, 2008).

Enquanto isso, alguns casos de contaminação pelo metal continuam a ser noticiados. Em 2012, as autoridades de saúde dos Estados Unidos anunciaram a descoberta de riscos de contaminação por chumbo em mulheres grávidas que tomaram medicamentos ayuvérdicos. De acordo com o CDC, no ano anterior, funcionários de saúde pública da cidade de Nova York já haviam investigado seis casos de pacientes, cinco dos quais tinham nascido na Índia, com alto risco de contaminação por chumbo por terem ingerido compostos ayuvérdicos (FRANCE PRESS, 2012).

Bibliografia Caso 2

BIANCO, Antônio. Os anos de chumbo não terminaram. Revista Fapesp, out. 2012. Disponível em: <http://dev.drclas.harvard.edu/brazil/news/chumbo>. Acesso em: 03 nov. 2012.

BROWN, Mary Jean; MARGOLIS, Stephen. Lead in drinking water and human blood lead levels in the United States, Centers for Disease Control and Prevention, 10 ago. 2012. Disponível em: <http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/su6104a1.htm?s_cid=su6104a1_w>. Acesso em: 02 nov. 2012.

FRANCE PRESS. EUA advertem para intoxicação por chumbo na medicina ayuvérdica, Correio Braziliense, 23 ago. 2012. Disponível em: <http://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/ciencia-e-saude/2012/08/23/interna_ciencia_saude,318792/eua-advertem-para-intoxicacao-por-chumbo-na-medicina-ayuverdica.shtml>. Acesso em: 02 nov. 2012.

FREUDENRICH Craig. Como ficamos expostos ao chumbo? HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://ciencia.hsw.uol.com.br/chumbo2.htm>. Acesso em: 02 nov. 2012a.

FREUDENRICH Craig. Introdução a como funciona o chumbo. HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://ciencia.hsw.uol.com.br/chumbo2.htm>. Acesso em: 02 nov. 2012b.

LEVIN, Ronnie; BROWN, Mary Jean; KASHTOCK, Michael E; JACOBS, David E.; WHELAN Elizabeth A.; RODMAN, Joanne; SCHOCK ,Michael R.; PADILLA, Alma; SINKS, Thomas. Lead exposures in U.S. children, 2008: Implications for prevention. In: Environmental Health Perspectives, v. 116, n.10, out.2008.

MEDLINEPLUS. Lead levels – blood. Disponível em: <http://www.nlm.nih.gov/medlineplus/ency/article/003360.htm> . Acesso em: 01 nov. 2012.

REUTERS. Contaminação por chumbo atinge 103 crianças na China. In: G1, 12 jun. 2011. Disponível em: <http://g1.globo.com/mundo/noticia/2011/06/contaminacao-por-chumbo-atinge-103-criancas-na-china.html>. Acesso em: 01 nov. 2012.

SILVA, Benedito Célio Eugênio; TEIXEIRA, Juliana Ayres de A. B. Chumbo. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3981>. Acesso em: 02 nov. 2012

SILVERMAN, Jacob. O que acontece com a China e a intoxicação por chumbo? HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://saude.hsw.uol.com.br/chumbo-toxico-china.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

THE NEW YORK TIMES. Belas cerâmicas escondem perigo de contaminação, Último Segundo, 03 abr. 2011. Disponível em: <http://ultimosegundo.ig.com./ciencia/belas+ceramicas+escondem+perigo+de+contaminacao/n1300021697960.html>. Acesso em: 03 nov. 2011.

THE WASHINGTON POST. Vigilância sanitária dos EUA diz ter encontrado chumbo em 400 batons. In: Estadão.com.br. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/vidae,vigilancia-sanitaria-dos-eua-diz-ter-encontrado-chumbo-em-400-batons,836300,0.htm>. Acesso em: 02 nov. 2012.

Caso 3: Contaminação por chumbo na China afeta habitantes, produtos industrializados, alimentos e meio ambiente

A China tem figurado cada vez mais no noticiário internacional devido a casos de envenenamento em massa, principalmente de moradores que vivem próximo a fábricas (REUTERS, 2011). Um dos problemas do país é o fraco zoneamento urbano, o que faz com que existam áreas residenciais ao lado de unidades fabris. Em algumas cidades mais ricas, como Xangai, os moradores estão cada vez mais ansiosos para transferir as unidades industriais poluentes para outras localidades (AREDDY, 2012).

Somado aos problemas de zoneamento, há questões econômicas que contribuem para a disseminação da poluição. Como muitas das plantas industriais competem entre si para produzir mais barato, e a regulamentação ambiental do país é deficiente, multiplicam-se os casos de pessoas contaminadas por metais pesados, como chumbo, e problemas de saúde (REUTERS, 2011).

Além das pessoas, alimentos e produtos fabricados no país também estão sendo envenenados. Um exemplo é o arroz, item básico do cardápio chinês, que está contaminado por metais pesados, especialmente cádmio, chumbo e mercúrio. Uma análise feita pela Secretaria da Agricultura, em 2002, em todo arroz disponível no país, detectou que os níveis de chumbo ultrapassavam 28,4%, enquanto o de cádmio era superior a 10,3%.

A principal fonte de contaminação seria a mineração, que libera excesso de metais pesados no meio ambiente (THE EPOCH TIMES, 2012).

Tendo em vista o risco que a contaminação dos solos por chumbo representa à saúde de seres humanos, animais e do meio ambiente, diversos estudos têm sido feitos para tentar diminuir a biodisponibilidade do metal. Um deles utilizou amostras de solo proveniente de uma área residencial na cidade de Fuyang, na província de Anhui, contaminada por uma indústria de fundição. Os resultados apontam que em solos moderadamente contaminados por chumbo devem-se usar adubos com altos teores de fósforo para produção de hortaliças, e que o hidroxiapatite seria um dos materiais mais eficazes para recuperação de solos contaminados pelo metal (ZHU; CHEN; YANG, 2004).

Com relação à contaminação de produtos fabricados na China, um dos casos mais exemplares ocorreu em 2007, quando brinquedos exportados para os Estados Unidos foram retirados das prateleiras pelas autoridades americanas por utilizarem tinta à base de chumbo. Esse tipo de tinta é barato e produz cores vivas, além de ter durabilidade e ser resistente à corrosão. Porém, tem efeito tóxico e, por isso, foi proibida nos Estados Unidos, em 1962, para uso em brinquedos e produtos para crianças, e também em apartamentos, casas, hospitais e outros tipos de construção (SILVERMAN, 2012).

Entre o início de 2009 e meados de 2011, foram descobertos milhares de casos de pessoas expostas a níveis tóxicos de chumbo em pelo menos nove das 31 províncias da China continental. A principal fonte das emissões foram fábricas de baterias e fundições e, em muitos casos, houve manifestações da população local contra o envenenamento por metais pesados (LA FRANIERE, 2011).

Em 2009, as autoridades chinesas fecharam uma fundição na província de Shaanxi, no norte do país, onde mais de 600 crianças foram envenenadas por chumbo (BBC BRASIL, 2009a). Manifestantes invadiram a fábrica, quebraram caminhões e derrubaram cercas antes que a polícia os detivesse (QING, 2012). Poucos dias depois, a fundição Wanyan - a maior da China e a segunda maior do mundo, segundo dados oficiais -, situada na cidade de Jiyuan, província de Hunan, também foi fechada por ter contaminado 1.300 crianças. Revoltados, moradores bloquearam uma estrada de acesso à fábrica e entraram em confronto com a polícia. Na ocasião, dois executivos da empresa foram presos (BBC BRASIL, 2009a; BBC BRASIL, 2009b).

Tem sido comum os moradores de Hunan apresentarem doenças decorrentes da poluição por metais pesados, oriundos indústrias de mineração, químicas e empresas de reciclagem de metal (GREENPEACE, 2012). Diante desses casos e da revolta popular, o governo chinês anunciou a remoção de 15 mil pessoas da área contaminada com chumbo na cidade de Jiyuan. Na região, estão localizadas várias fundições que têm um peso significativo na economia local. Cerca de dez mil dos 670 mil moradores de Jiyuan trabalham diretamente para alguma das 35 fundições de chumbo da cidade, e outras 20 mil pessoas dependem indiretamente do negócio (BBC BRASIL, 2009b).

Em 2011, houve nova invasão a uma fábrica. Dessa vez, cerca de 200 pessoas ocuparam a Indústria *Zhejiang Haijiu*, fabricante de baterias de chumbo para motos e bicicletas elétricas, e destruíram armários, escrivaninhas e computadores. Eles se revoltaram depois de saber que trabalhadores e vizinhos haviam sido envenenados por emissões de chumbo da fábrica, e que, apesar de flagrantes violações ambientais, operava há seis anos. Foi constatado que 233 adultos e 99 crianças tinham concentrações de chumbo no sangue até sete vezes acima do nível considerado seguro (LA FRANIERE, 2011).

Em agosto de 2011, o governo chinês anunciou o fechamento de 583 fábricas de reciclagem de baterias, devido a diversos casos de envenenamento por chumbo. Porém, não reconheceu os abusos ocorridos, como a recusa no tratamento de crianças envenenadas. Foi devido ao assédio de pais que buscavam reparação legal que a organização de defesa dos direitos humanos *Human Rights Watch* descobriu casos de envenamento por chumbo nas províncias de Henan, Yunnan, Shaanxi e Hunan (HRW, 2012).

Alguns pais relataram que muitos médicos prescreviam apenas a ingestão de leite, maças ou alho às crianças contaminadas. Já os funcionários do governo minimizavam os perigos do envenenamento pelo metal pesado (PÚBLICO, 2011). Algumas autoridades limitaram arbitrariamente os testes de nível de chumbo e, possivelmente, manipularam resultados desses testes, negando tratamento apropriado a crianças e adultos (LA FRANIERE, 2011). Aqueles que tentavam falar sobre o assunto eram silenciados (PÚBLICO, 2011).

Em muitos casos, os problemas de envenenamento são ocultados da opinião pública não só pelas autoridades locais, como pelo governo central (PÚBLICO, 2011). Têm sido comum no país as autoridades desconsiderarem a contaminação ambiental, a segurança do trabalhador e os riscos à saúde pública até serem obrigadas a assumir uma posição por força de manifestações revoltosas da população (LA FRANIERE, 2011).

As principais vítimas das contaminações têm sido as crianças, que são mais sensíveis ao metal. O relatório de 2011 da *Human Rights Watch* aponta que milhões de crianças chinesas são envenenadas por chumbo todos os anos (PÚBLICO, 2011). Estima-se que cerca de 10% da população infantil chinesa sofrem intoxicação devido ao chumbo encontrado na tinta, na comida, na água e em outros lugares (PRESS INTERPRETER *apud* SILVERMAN, 2012). O chumbo pode impedir a aprendizagem e afetar o comportamento infantil (QING, 2012).

Segundo informações da agência estatal chinesa Xinhua, em 2011, 103 crianças e centenas de adultos foram contaminadas pelo metal oriundo de fábricas de papel alumínio, situadas no leste do país. Exames feitos na ocasião em habitantes com menos de 14 anos do município de Yangxunqiao, província de Zhejiang, indicaram a presença de 250 microgramas ou mais de chumbo por litro de sangue (REUTERS, 2011). De acordo com a *Enciclopédia MedlinePlus*, dos Estados Unidos, a média normal para chumbo no sangue é inferior a 20 microgramas por decilitro (mg/dl) em adultos, e menos de 10 mg/dl em crianças (MEDLINEPLUS, 2012).

Segundo autoridades de saúde de Yangxunqiao, 26 adultos possuíam mais de 600 microgramas do metal por litro de sangue, o que significa envenenamento grave, e 500 outros foram diagnosticados como moderadamente envenenados por apresentarem de 400 a 600 microgramas de chumbo por litro de sangue. A maior parte dos trabalhadores das plantas de papel alumínio são migrantes de regiões mais pobres (REUTERS, 2011).

A situação levou à suspensão da produção em 25 fábricas de Yangxunqiao. Preocupado com uma revolta popular, o Ministério do Meio Ambiente chinês solicitou medidas urgentes para combater a intoxicação por chumbo, mas enfrentou problemas pelo fato de as autoridades locais colocarem "faturamento, crescimento e empregos à frente da proteção ambiental e da saúde pública" (REUTERS, 2011).

Em fevereiro de 2012, investigações preliminares, feitas em amostras de sangue de 531 moradores de Dongtang, cidade localizada num cinturão de minério de chumbo e zinco, apontaram elevados níveis de chumbo no sangue de crianças, provavelmente devido à inalação do ar e à ingestão de alimentos contaminados pelas indústrias (QING, 2012).

No mesmo ano, um site oficial do governo chinês divulgou que 29 crianças de uma área da cidade de Xangai chamada Kangqiao haviam sido contaminadas com chumbo devido a emissões de uma fábrica de baterias da *Johnson Controls Inc.* (JCI). A alegação do governo era de que a fábrica estava usando mais chumbo em sua produção do que o permitido (AREDDY, 2012).

Representantes da empresa americana baseada em Milwaukee, Wisconsin (EUA), negaram que a planta fosse a fonte primária de envenenamento e, apesar de admitirem o uso de chumbo além da cota local, afirmaram que as emissões estavam abaixo dos níveis locais e nacionais. Alegaram ainda que, nos últimos anos, as autoridades locais estavam dando prioridade aos níveis de emissões e não à cota de uso do metal (KHAN, 2012; AREDDY, 2012).

Apesar de apenas o caso da *JCI* ter chegado à imprensa, várias outras plantas industriais têm sido fechadas por provocarem contaminação por chumbo. Na área de Kangqiao, duas pequenas empresas foram fechadas pelo mesmo problema e, segundo uma fonte governamental, compartilham a responsabilidade pela contaminação com a *JCI*. As autoridades de Xangai têm sinalizado que não irão permitir o processamento de chumbo na província (KHAN, 2012; AREDDY, 2012).

A ONG ambiental Greenpeace alertou que a China deve tomar medidas mais efetivas para combater a poluição por metais pesados, especialmente o chumbo. De acordo com a organização, as intoxicações recentes são apenas a ponta do *iceberg* das graves contaminações por metais pesados (KHAN, 2012).

Devido à grande pressão popular, em 2011, o governo chinês publicou, pela primeira vez, um documento com informações relativas à poluição causada por empresas (KHAN, 2012). Em janeiro de 2012, depois de muito clamor público, o governo pas-

sou a divulgar dados sobre a qualidade do ar em Pequim. As autoridades reconheceram que 49 crianças que vivem na área apresentam sinais de excessiva exposição ao chumbo (AREDDY, 2012).

Bibliografia Caso 3

AREDDY, James T. Shanghai Halts Johnson Controls Lead Processing. The Wall Street Journal, 28 fev. 2012. Disponível em: <http://online.wsj.com/article/SB10001424052970204653604577248640436283030.html>. Acesso em: 02 nov. 2012.

BBC BRASIL. 1.300 crianças são contaminadas por metalúrgica na China. In: Estadão.com.br, São Paulo, 20 ago. 2009a. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/internacional,1300-criancas-sao-contaminadas-por-metalurgica-na-china,421771,0.htm. Acesso em: 02 nov. 2012.

BBC BRASIL. China vai retirar 15 mil pessoas de área contaminada. In: Estadão.com.br, São Paulo, 19 out. 2009b. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/ internacional,china-vai-retirar-15-mil-pessoas-de-area-contaminada-,452801,0.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

GREENPEACE. Lead mine wastewater in China. Foto, 01 fev. 2012. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.greenpeace.org/ eastasia/ multimedia/photos/toxics/Lead-Mine-Wastewater-in-China/>. Acesso em: 01 nov. 2012.

HRW, Human Rights Watch. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.hrw.org/world-report-2012/world-report-2012-china>. Acesso em: 01 nov. 2012.

KHAN, Natasha. Johnson Controls disputes lead link as China battles pollution. Bloomberg Businessweek, 28 fev. 2012. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.businessweek.com/news/2012-02-28/johnson controls-disputes-lead-link-as-china-battles-pollution>. Acesso em: 01 nov. 2012.

LA FRANIERE, Sharon. Contaminação por chumbo revolta chineses. The New York Times. In: Estadão.com.br, 16 jun. 2011. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/impresso,contaminacao-por-chumbo-revolta-chineses,732930,0.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

MEDLINEPLUS. Lead levels – blood. Disponível em: <http://www.nlm.nih.gov/ medlineplus/ency/article/003360.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

PÚBLICO. China lida de forma sigilosa com os casos de envenenamento por chumbo. In: Público, Portugal, 16 jun. 2011. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.publico.pt/Mundo/china-lida-de-forma-sigilosa-com-os-casos-de-envenenamento-por-chumbo-1498968?all=1>. Acesso em: 01 nov. 2012.

QING, Koh Gui. China lead pollution poisons 160 children: report. In: Reuters, 03 mar. 2012. Disponível em: <http://www.reuters.com/article/2012/03/04/us-china-lead-posion-idUSTRE82303F20120304>. Acesso em: 01 nov. 2012.

REUTERS. Contaminação por chumbo atinge 103 crianças na China. In: G1, 12 jun. 2011. Disponível em: <http://g1.globo.com/mundo/noticia/2011/06/contaminacao-por-chumbo-atinge-103-criancas-na-china.html>. Acesso em: 01 nov. 2012.

THE EPOCH TIMES. Arroz da China está contaminado com mercúrio, cádmio e chumbo. China,16 mar. 2012. Disponível em: <http://www.epochtimes.com.br/ arroz-da-china-esta-contaminado-com-mercurio-cadmio-e-chumbo-2/_Acesso em: 01 nov. 2012.

SILVERMAN, Jacob. O que acontece com a China e a intoxicação por chumbo? HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://saude.hsw.uol.com.br/chumbo-toxico-china.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

ZHU, Y.G; CHEN, S.B; YANG, J.C. Effects of soil amendments on lead uptake e by two vegetable crops from a lead contamined soil from Anhui, China. Environment International, New York, US, v. 30, n.3, p. 351-356, mai. 2004.

Caso 4: União Europeia, as diretivas comunitárias e o caso particular de Portugal

Na UE optou-se por proibir ou limitar o uso de chumbo em diversas situações: entre outros na gasolina, nas tintas, nos alimentos, nos brinquedos, na água potável e nos equipamentos eletrônicos, existindo uma tendência ao seu total banimento para todo e qualquer bem de consumo.

A UE adota duas diretivas que abordam os problemas suscitados pelos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos e uma terceira referente à proibição de adição de chumbo à gasolina e combustíveis.

A diretiva relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (Diretiva REEE), que entrou em vigor em fevereiro de 2003, visa prevenir a produção e promover a reutilização, a reciclagem e outras formas de valorização desses resíduos, a fim de reduzir a quantidade a eliminar por depósito em aterro ou incineração. Impõe, pois, a recolha, a valorização e a reutilização/reciclagem dos REEE. Onde se justifique, deve ser dada prioridade à reutilização do aparelho na sua totalidade.

E a diretiva relativa à restrição do uso de determinadas substâncias perigosas em equipamentos elétricos e electrônicos (Diretiva RSP), que entrou em vigor em julho de 2006, procura que, quando existam alternativas, o chumbo, o mercúrio, o cádmio, o cromo hexavalente, os bifenilos polibromados (PBB) e os éteres difenílicos polibromados (PBDE) do equipamento elétrico e eletrônico sejam substituídos, a fim de facilitar uma valorização correta e prevenir problemas durante a fase de gestão dos resíduos. Há ainda mais legislação comunitária incidente nos CFC, PCB e PVC.)

Quanto à primeira, dados de base sobre resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE), indicam a produção de 21 kg por habitante e por ano – no total, cerca de 9 milhões de toneladas por ano (4% do fluxo de resíduos urbanos). A diretiva assegura a criação de sistemas de recolha e garante que os produtores de equipamento elétrico e eletrônico assegurem o financiamento da recolha, tratamento, valorização e eliminação em boas condições ambientais.

Quanto à segunda, a UE conta com dispositivos normativos bastante restritivos no que diz respeito à proibição em equipamentos elétricos e eletrônicos de certos metais pesados (mercúrio, chumbo, cádmio e cromo) e substâncias halogenadas (CFC, PCB, PVC e retardadores de chama bromados), substâncias ambientalmente problemáticas que estes componentes contêm incluem-se mercúrio, cádmio, cromo hexavalente, dentre outros elementos, em seus equipamentos eletrônicos. A lei, de julho de 2011, foi criada para reforçar a segurança desses produtos, é mais extensiva, abrangendo todo equipamento eletrônico, cabos e peças sobresselentes. Agora, serão somados ao controle de segurança, produtos eletrônicos como: termostatos, dispositivos médicos e painéis de controle. O objetivo é prevenir a liberação de chumbo e outras substâncias no meio ambiente (PANASONIC, 2011).

Abrangem um amplíssimo espectro de produtos, incluindo aparelhos eletrodomésticos pequenos e grandes, equipamento de TI e telecomunicações, equipamentos de iluminação e bens de consumo como rádios, televisores, câmaras de vídeo ou sistemas de alta fidelidade. Tais produtos comportam muitos e variados materiais e componentes, alguns dos quais perigosos – razão pela qual os resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, se não forem adequadamente tratados, podem causar graves problemas ambientais durante a fase de gestão, nomeadamente depósito em aterro e incineração.

No que concerne as normas de utilização de combustíveis, a UE, desde de 1998, proibiu o uso de gasolina com chumbo em todos os seus Estados-Membros, a partir da implementação da Diretiva 98/70/CE. Essa Diretiva especifica a qualidade da gasolina e do combustível para motores diesel que podem ser utilizados na Comunidade. Assim, desde janeiro de 2000, os estados-membros foram obrigados a garantir que toda gasolina sem chumbo e todo o gasóleo (combustível para motores diesel), vendidos nos seus territórios respeitassem os níveis máximos de enxofre estipulados pela diretiva.

Em certos países, como Portugal, o chumbo desempenha um papel importante nas atividades de caça, como munição, e ainda na pesca como chumbada. Contudo, em anos recentes sua utilização na caça está sendo proibida, para cumprir o Acordo sobre a Conservação de Aves Aquáticas Migratórias Afro-Eurasianas (Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds - AEWA), do qual fazem parte 117 países; da Europa, parte da Ásia, África, Oriente Médio e Canadá. Este acordo internacional obriga a interditar o uso do chumbo principalmente nas zonas

úmidas de cada território, em cartuchos carregados com granalha para a caça de aves aquáticas, sobretudo em regiões úmidas.

O saturnismo - processo que consiste no envenenamento pelo chumbo - no caso dos patos e outras aves aquáticas ocorre, quando as aves ingerem grãos de chumbo resultante dos tiros dos caçadores.

Estas aves ingerem areia e pequenas pedras para facilitar a digestão mecânica dos alimentos na moela, ingerindo conjuntamente os grãos de chumbo que existem espalhados no meio ambiente, provocando, estima-se, mais de dois milhões de mortes anualmente no mundo, só de patos bravos (JUCAS. 2006).

Os dispositivos para caça, recomendados e disponíveis para compra, atualmente, são aqueles com granalha de metais alternativos, como o bismuto, e o aço. Não há estatísticas das quantidades disponibilizadas de chumbo para o meio ambiente, mas o país vizinho, a Espanha estima em 6 mil toneladas por ano. Quanto à pesca, as chumbadas que são usadas para dar peso às iscas de pesca, não têm ainda regulamentação restritiva em Portugal, podendo ser livremente comercializadas, ao contrário de vastas regiões dos EUA e Canadá onde foram suprimidas (JUCAS. 2006).

Com relação à utilização de combustíveis como aditivos de chumbo, a comercialização da gasolina com chumbo foi proibida desde 2000, embora Portugal tenha tido uma prazo maior, até 2005, para se adaptar a nova realidade. Anualmente, eram jogados no meio ambiente 300 toneladas por ano de partículas de chumbo (Planetaazul, 2012).

Com relação aos aparelhos elétricos e eletrônicos, Portugal cumpre a diretiva mais recente da União Européia, de 2011, que reforça a segurança desses equipamentos. (UNL, 1999)

O que ainda se constitui um grave problema ambiental em Portugal são as minas abandonadas. Apesar de muitas delas já terem cessado suas atividades há alguns anos, continuam representando uma ameaça à saúde pública. Existem mais de 100 complexos mineradores abandonados, sendo a região do Alentejo é a mais problemática devido à Faixa Piritosa Ibérica (FPI), onde os minérios explorados, sobretudo os sulfetos, são muito instáveis, dando origem a águas muito ácidas e liberando substâncias tóxicas como: o chumbo, arsênio, mercúrio, cádmio, dentre outros.

Aí se localiza a mina de Caveira, em Grândola. Sua atividade foi muito intensa nos séculos I até IV. Contudo, foi nos anos 1950, que atingiu o seu auge com a utilização intensiva da pirita como matéria-prima para a produção de ácido sulfúrico e fertilizantes fosfatados, bem como os resíduos resultantes do processo de beneficiamento como matéria-prima para mineral de ferro, cobre, zinco e chumbo. O foco dos problemas ambientais, como da maioria das minas portuguesas abandonadas, está localizado na pilha de resíduos sólidos deixada pela exploração, onde a água da chuva provoca a formação de uma fonte de drenagem ácida. Estudos feitos na região da

mina apontam uma alta concentração de substâncias prejudiciais à saúde, como: o cobre, o zinco, o chumbo, ferro e manganês (SIMÕES, 2012).

As minas da Cunha Baixa, implantadas no Distrito de Viseu, Região Norte, no conselho de Mangualde, são outro exemplo desse problema ambiental. Sua atividade já cessou há alguns anos, mas a extração de urânio feita no local gera distúrbios ambientais até hoje. O urânio e outros metais pesados contaminaram a jusante da mina, uma vasta área onde se desenvolve a atividade agrícola, terrenos cultivados pela população ao longo de uma linha d'agua que vai desde a mina até o rio Castelo, afluente do rio Mondego. A água proveniente da estação de tratamento da mina e de nascentes, com origem nas pilhas de rejeitos, foi utilizada para rega dos solos com finalidade agrícola, provocando assim sua contaminação e, consequentemente dos vegetais e legumes aí cultivados que são vendidos em outros centros urbanos. (SIMÕES, 2012; PSSSTI!, 2011).

A UE também destina recursos do seu orçamento para requalificação ambiental de áreas afetadas pela atividade mineira, obrigando que os antigos espaços mineiros tenham que ficar em condições semelhantes aos que eram antes da instalação da mina, mas muito pouco foi feito ainda em Portugal para minimizar esse problema.

Bibliografia Caso 4

ABREU, I. Ambiente e Saúde. Naturlink. 2012. Disponível em: http://naturlink.sapo.pt /Natureza-e-ambiente/Interessante/content/Ambiente-e-Saude?viewall=true&print =true

UNL. O chumbo em Portugal. Universidade Nova de Lisboa. Disponível em: http://campus.fct.unl.pt/afr/ipa_9899/grupo0003_ordenamento/chumboportugal.h tm, 1999.

http://www.planetazul.pt/edicoes1/planetazul/desenvArtigo.aspx?a=19527&c=400 8&r=37

JUCAS, I. A. G. M. Consequência do uso de chumbo na pesca. Câmara dos Deputados. Biblioteca Digital. 2006

PESCA E CAÇA. Cartuchos de chumbo serão proibidos a partir da próxima época venatória 2010/2011. 2012. Disponível em: http://pescaecaca.com/cartuchos-de-chumbo-serao-proibidos-a-partir-da-proxima-epoca-venatoria-20102011

PSSST!. Minas abandonadas: um problema sério. 2011. Disponível em: http:// quimica paratodosuevora.blogspot.com.br/2011/01/minas-abandonadas-um-problema-serio. html

Planetazul, O Portal de Ambiente e Sustentabilidade. Intoxicação por metais pesados. Saúde e Ambiente, Beleza, saúde e bem-estar, Vida & Lazer. Planetazul. 2011. Disponível em:

PANASONIC. Televisores livres de chumbo. 2012. Disponível em: http://www.panasonic.pt/html/pt_PT/Tecnologia/Meio+Ambiente/Televisores+livres+de+chumbo/5209759/index.html

SIMÕES. S. A caveira que envenena o ecossistema. DN Portugal. 19 fev. 2012. Disponível em: http://www.dn.pt/inicio/portugal/interior.aspx?content_id=231 3721

Sites:

www.ecoa.org.br

http://europa.eu

http://pagina.fenca.pt

http://bd.camara.gov.br

Caso 5: A mineração ilegal de ouro na Nigéria

A Nigéria conta com grandes jazidas minerais de ouro, cobre, ferro e manganês, o que levou o governo do país africano a inaugurar uma usina de processamento mineral no estado de Zamfara, no norte do país, e a buscar investimentos para a região (YAHAYA, 2010).

Mas essa riqueza mineral associada à pobreza da população propicia a mineração ilegal, com uso de técnicas rudimentares e emprego de produtos químicos, o que tem causado envenenamento da população por metais pesados (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010).

Os moradores dos vilarejos costumam buscar ouro em jazidas onde se encontram também minerais contendo chumbo, cobre e mercúrio. Muitas vezes, o garimpo é a principal fonte de renda da população, que obtém maiores ganhos com a atividade do que com a agricultura. Enquanto um grama de ouro é vendido a 3.500 nairas (US$ 26), 50 kg de milho rendem 6.000 nairas (US$ 45) (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010).

Essa mineração ilegal de ouro foi a responsável pela pior intoxicação por chumbo já registrada no mundo (O GLOBO, 2010). Entre março e outubro de 2010, 400 crianças com idade inferior a cinco anos morreram no estado nigeriano de Zamfara devido ao envenenamento por chumbo (REUTERS, 2010), e estima-se que haja 18 milhões de pessoas contaminadas (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010). As aldeias afetadas estão localizadas árida região do Sahel, na franja sul do Sahara, onde muitas pessoas trabalham como garimpeiros e agricultores de subsistência (REUTERS, 2010).

O envenenamento foi descoberto pela agência humanitária Médicos Sem Fronteiras (MSF), no início de 2010, quando desenvolvia seu programa de imunização anual. Os profissionais de saúde perceberam que a maioria das crianças da região estava morrendo e que em alguns vilarejos elas quase haviam desaparecido. Os moradores suspeitavam de malária, mas exames de sangue indicaram contaminação por produtos químicos (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010; BBC BRASIL, 2010). De acordo com o

MSF, 90% dos menores de 5 anos apresentavam intoxicação por chumbo, e mais de 100 crianças tinham níveis de metal 10 vezes superior ao aceitável (HOEN, 2010).

Foi identificada, entre as pessoas que estiveram em torno da área onde há escavações de ouro, uma grande incidência de dores abdominais, vômitos, náuseas e eventualmente convulsões (YAHAYA, 2010). Há registros também de altas taxas de infertilidade e abortos, segundo dados da MSF (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010).

As escavações de minérios são proibidas por lei na Nigéria, porém muito moradores ignoram e persistem na atividade, que libera quantidades letais de chumbo presente no solo. Acredita-se que o material tóxico acabou por contaminar rios e locais onde as crianças brincavam (BBC BRASIL, 2010).

Para piorar o quadro, muitos garimpeiros levavam o produto do garimpo para os vilarejos para processamento adicional, manual ou mecânico, o que envolve trituração e secagem. O trabalho é feito, geralmente, dentro de barracas onde vivem as famílias, por crianças e mulheres (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010; MSF, 2012a).

Mesmo quando não manipulam diretamente o metal, os habitantes dos vilarejos acabam contaminados pela poeira trazida pelos trabalhadores no corpo, nas roupas e nos equipamentos de trabalho (O GLOBO, 2010; ECO DESENVOLVIMENTO, 2010; YAHAYA, 2010).

O nível de contaminação atingiu níveis elevadíssimos. Numa das casas, análises demonstraram que havia chumbo numa proporção de 11 mil partes por milhão, quando o nível seguro é de 400 partes por milhão, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (O GLOBO, 2010).

Investigações realizadas pelo Centro de Controle de Doenças (CDC), Ministério da Saúde, OMS e MSF estimam que toda a população de sete vilas contaminadas possa estar sendo afetada. São aproximadamente 10 mil pessoas, dentre as quais 2 mil crianças com menos de cinco anos (MSF, 2012).

As crianças são as principais vítimas, pois, além de mais vulneráveis, costumam brincar no chão de barro, onde a poeira contaminada com chumbo se torna praticamente invisível (O GLOBO, 2010; ECO DESENVOLVIMENTO, 2010; YAHAYA, 2010). As mulheres grávidas ou que estão amamentando também podem transmitir a contaminação por meio da placenta ou da amamentação (REUTERS, 2010).

A pedido do governo da Nigéria, entidades internacionais como a Organização Mundial da Saúde (OMS), o Centro de Prevenção e Controle de Doenças dos Estados Unidos e o Instituto Blacksmith, de Nova York (YAHAYA, 2010) - uma organização internacional sem fins lucrativos que investiga riscos ambientais e organiza a limpeza de áreas contaminadas por chumbo (O GLOBO, 2010) - têm atuado na região (YAHAYA, 2010).

Uma missão da Organização das Nações Unidas (ONU) também constatou contaminação por elevados níveis de chumbo na água que abastece quatro de cinco aldeias visi-

tadas: Abare, Bagega, Dareta, Kersa e Sunke. As concentrações de mercúrio no ar estavam igualmente elevadas (REUTERS, 2010). De acordo com levantamento feito pela ONU, em 2011, os níveis de mercúrio no ar eram quase 500 vezes superiores ao limite aceitável, e na água potável, cerca de dez vezes acima do recomendado (PANDORA, 2012).

O envenenamento por chumbo aconteceu no momento em que o preço internacional do ouro superou US$ 1.300 por onça, devido à crise econômica global (O GLOBO, 2010), o que estimulou a mineração e, consequentemente, a exposição dos garimpeiros ao chumbo (PANDORA, 2012). Para tentar controlar o problema, tem sido criados mutirões para remover a camada superficial do solo contaminado e substituí-la por terra limpa (O GLOBO, 2010; BBC BRASIL, 2010).

A organização internacional Human Rights Watch (HRW) destaca que o governo deve implementar, ao menos, três mudanças essenciais: práticas mais seguras de mineração; limpeza das áreas contaminadas; e tratamento de crianças em risco de envenenamento por chumbo (PANDORA, 2012).

De acordo com a entidade, se as casas dos moradores dos vilarejos afetados não forem limpas e se os garimpeiros não passarem a usar técnicas mais seguras, que minimizem a exposição ao chumbo, o tratamento não será eficaz e as crianças vão continuar expostas (ECO DESENVOLVIMENTO, 2010).

Representantes da MSF destacam que a perda dos meios de subsistência das famílias afetadas também deve ser considerada pelas autoridades, para que as pessoas não continuem "a arriscar a saúde de suas famílias a fim de ganhar a vida" (MSF, 2012a). Em janeiro de 2011, um relatório da MSF alertava que algumas aldeias já descontaminadas apresentavam novamente vestígios de chumbo e mercúrio porque os moradores retomaram a exploração das minas sem tomar as devidas precauções (AGÊNCIA BRASIL, 2012).

Depois de representantes do governo terem minimizado os episódios de contaminação por chumbo (BBC BRASIL, 2010), o presidente nigeriano, Goodluck Jonathan, aceitou liberar 650 milhões de nairas, aproximadamente 4 milhões de dólares, para tratamento do meio ambiente e promoção de práticas mais seguras de mineração em Zamfara (PANDORA, 2012), mas, até 2012, a verba ainda não havia sido liberada (MSF, 2012b).

Em 2012, o envenenamento na Nigéria voltou às manchetes dos veículos de comunicação, depois que a MSF promoveu uma conferência internacional visando encontrar soluções para a questão da contaminação no país. Delegados que participaram do evento, dentre eles os ministros do Zamfara, o chefe de estado dos Emirados de Anka, representantes do governo nigeriano, funcionários de organizações humanitárias nacionais e internacionais, cientistas, e especialistas em saúde, meio ambiente e mineração, se mostraram desapontados pela ausência dos tomadores de decisão da Nigéria – ministros de Minas, Meio Ambiente e Saúde – e pelo fato de que não foi

anunciada nenhuma ação concreta por parte do governo federal para enfrentar o problema (MSF, 2012b).

A MSF alertou que pelo menos 1,5 mil crianças contaminadas por chumbo na aldeia de Bajega estão sem tratamento médico desde 2010, o que pode provocar lesões cerebrais graves e até mesmo a morte. Os moradores também continuam à espera da descontaminação de sua aldeia (AGÊNCIA BRASIL, 2012; MSF, 2012b).

O coordenador de emergência da MSF, o australiano Lauren Cooney, advertiu sobre a necessidade de um programa coordenado de educação em saúde visando promover mudanças de comportamento entre a população local para evitar novas recontaminações (MCLAUGHLIN, 2010).

Estudos anteriores a 2010 parecem indicar que essa era uma tragédia anunciada. Um estudo feito em 2009 já apontava que, ao contrário dos países ocidentais, que progressivamente têm registrado queda no nível de chumbo no sangue da população, na Nigéria esses níveis têm sido mantido altos, não só entre os trabalhadores expostos, como entre a população não diretamente exposta. Segundo o estudo, as autoridades de saúde nigerianas e os pesquisadores não têm encontrado uma solução para o problema, apesar de sua relevância para a saúde pública (ORISAKWE, 2009).

Um outro estudo, publicado em 2012, analisou a concentração de chumbo na água de poços do estado nigeriano de Benue. Foram coletadas água de 26 poços de comunidades rurais, nos meses de outubro e fevereiro, representando as estações secas e úmidas. Os resultados mostraram que a concentração de chumbo aparece em nível além do recomendável pela OMS na estação chuvosa. A possível causa seria o aumento do uso de fertilizantes químicos nas fazendas nesse período, o que acabaria contaminando as águas subterrâneas (OCHERI; OGWUCHE, 2012).

Bibliografia Caso 5

AG SOLVE. Os 6 poluentes tóxicos que mais ameaçam o planeta, 25 jan. 2011. Disponível em: <http://www.agsolve.com.br/noticia.php?cod=4346>. Acesso em: 03 nov. 2012.

AGÊNCIA BRASIL. Na Nigéria, crianças contaminadas por chumbo estão sem tratamento médico. In: Jornal do Commercio, Recife, 11 maio 2012. Disponível em: <http://jconline.ne10.uol.com.br/canal/mundo/internacional/noticia/2012/05/11/na-nigeria-criancas-contaminadas-por-chumbo-estao-sem-tratamento-medico-41780.php>. Acesso em: 03 nov. 2012.

BBC Brasil. Centenas podem morrer envenenados por chumbo na Nigéria, diz especialista, 07 jun. 2010. Disponível em: <http://www.bbc.co.uk/portuguese/noticias/2010/06/100607_chumbo_envenenamento_nigeria_mv.shtml>. Acesso em: 03 nov. 2012.

ECODESENVOLVIMENTO. Desastres ambientais com chumbo assolam Hungria e Nigéria, 06 OUT. 2010. Disponível em: <http://www.ecodesenvolvimento.org/noticias/desastres-ambientais-com-chumbo-assolam-hungria-e>. Acesso em: 03 nov. 2012.

MCLAUGHLIN, Nicholas. Nigeria: Education Crucial to Prevent More Lead Poisoning. The Epoch Times, 21 jun. 2010. Disponível em: <http://www. theepochtimes.com/n2/world/nigeria-education-crucial-to-prevent-more-lead-poisoning37714.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

MSF, Médicos sem Fronteiras. Nigéria: intoxicação por chumbo coloca crianças em risco de vida. Disponível em: <http://www.msf.org.br/noticias.aspx?n=1171>. Acesso em: 03 nov. 2012.

MSF, Médicos sem Fronteiras. Contaminação por chumbo na Nigéria: é hora de agir, 11 maio 2012b. Disponível em:<http://www.msf.org.br/noticias/1467/ contaminacao-por-chumbo-na-nigeria-e-hora-de-agir/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

O GLOBO. Corrida por ouro provoca intoxicação por chumbo na Nigéria. Rio de Janeiro, 30 nov. 2010. Disponível em:<http://oglobo.globo.com/mundo/corrida-por-ouro-provoca-intoxicacao-por-chumbo-na-nigeria-2917619>. Acesso em: 03 nov. 2012.

ORISAKWE,OE. Environmental pollution and blood lead levels in Nigeria: who is unexposed? Int J Occup Environ Health. Jul-Set. 2009;15(3):315-7. Disponível em:<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19650587>. Acesso em: 03 nov. 2012.

OCHERI, Maxwell; OGWUCHE, Jonathan. Lead in rural groundwater of Benue state, Nigeria. Department of Geography, Benue State University, Makurdi, Nigeria, 07 maio 2012. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&frm=1&source=web&cd=12&ved=0CCwQFjABOAo&url=http%3A%2F%2Fwww.wudpeckerresearchjournals.org%2FJESWR%2FPdf%2F2012%2FJune%2FOcheri%2520and%2520Ogwuche.pdf&ei=WLGVUOTMEITq9ATOmYGgAQ&usg=AFQjCNHu6HjaIO4rWpoId3Hg5aqAXKl1Kg&sig2=kLvXuoGZyOBuJ4q4JHzwIQ/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

PANDORA. Mineração tóxica, 01 jun. 2012. Disponível em: <http://pandora.jor.br/2012/06/01/mineracao-toxica/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

REUTERS. Pelo menos 400 crianças morrem de envenenamento por chumbo na Nigéria. In: Estadao.com.br, 05 out. 2010. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/vidae,pelo-menos-400-criancas-morrem-de-envenenamento-por-chumbo-na-nigeria-,620635,0.htm>. Acesso em: 03 nov. 2012.

SAMPAIO, Madalena. Nigéria: mortes sobre o ouro.DW, 07 fev. 2012. Disponível em: <http://www.dw.de/nig%C3%A9ria-mortes-sobre-o-ouro/a-15723499-1>. Acesso em: 03 nov. 2012.

HOEN, Marco 't. Nigeria Lead Pollution Higher Than Expected. The Epoch Times, 06 out. 2010. Disponível em: <http://www.theepochtimes.com/n2/world/nigeria-lead-

pollution-united-nations-lead-contaminated-soils-43805.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

YAHAYA, Sahabi. Envenenamento por chumbo mata 163 pessoas na Nigéria. Reuters. In: Estadao.com.br, 04 jun. 2010. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/internacional,envenenamento-por-chumbo-mata-163-pessoas-na-nigeria,561672,0.htm>. Acesso em: 03 nov. 2012.

Caso 6: A comunidade Roma do Kosovo (Ex-Iugoslávia)

A contaminação por chumbo em campos para refugiados, onde há mais de uma década vivem inúmeros Roma [*comumente chamados de ciganos]* desalojados de seu território de origem (OSCE, 2009; HUMAN RIGHTS WATCH, 2009), é um grave problema em Kosovo, país com 10.887 km^2, localizado nos Bálcãs, sudeste da Europa (SANTANNA, 2012). A despeito de várias iniciativas voltadas à garantia dos direitos humanos da comunidade cigana, nenhuma solução duradoura foi satisfatoriamente alcançada (OSCE, 2009; HUMAN RIGHTS WATCH, 2009).

O Kosovo era uma província da Sérvia até 2008, quando declarou sua independência, após o conflito de 1998-1999 entre a guerrilha separatista kosovar e as forças de Belgrado, capital sérvia (FRANCE PRESS, 2012). O Kosovo é um dos países mais pobres da Europa. Apesar de possuir grandes reservas de chumbo, alumínio, níquel, zinco, cromo, magnésio, entre outros minerais, não dispõe de infraestrutura e de investimentos suficientes para sua exploração (INFOPÉDIA, 2012), o que foi agravado pelo conflito de 1999 contra os sérvios. Desde então, o país vive da ajuda internacional, que somou US$ 11 bilhões entre 1999 e 2007 (SANTANNA, 2012).

Devido à alta taxa de desemprego, muitos kosovares, que viviam em sua maioria em zonas rurais, buscaram na emigração uma maneira de melhorar seu nível de vida (INFOPÉDIA, 2012). Vários países europeus, no entanto, vêm, desde o início da década de 2000, deportando-os para Kosovo, num ato de discriminação étnica. Até 2009, em toda a Europa, cerca de 8 mil albano-kosovares foram enviados de volta seu país de origem (DW-WORLD, 2009).

Ao retornarem ao Kosovo, os deportados ficavam sob responsabilidade do Ministério do Trabalho e da Ação Social. No caso dos ciganos, o governo não tinha moradias ou empregos a lhes oferecer, portanto eram encaminhados aos já lotados campos de desabrigados de Mitrovica (DW-WORLD, 2009).

Esta cidade cresceu em torno das atividades da Trepca, importante complexo mínero-industrial de Kosovo, composto por mais de 40 minas, fundições e fábricas subsidiárias espalhadas por todo o país. Em Mitrovica, ficavam a mina principal do complexo - *Stan Tërg/Stari trg* - e várias plantas de processamento, que respondiam, nas décadas de 1970-1980, por 70% da produção mineral da antiga Iugoslávia (STUART, 2002). [*Hoje, devido às constantes tensões entre sérvios e albaneses, ao conflito de 1999 e às dificuldades do pós-guerra, a empresa está à beira do colapso].*

No entanto, de acordo com estudos, as atividades minerárias do complexo de *Trepca* em Mitrovica aumentaram consideravelmente os níveis de poluição ambiental na cidade e seu entorno. Do final dos anos 1970 até a década de 1990, a Divisão de Epidemiologia e Saúde Pública da Universidade de Columbia realizou diversos estudos sobre o nível de contaminação da população residente nas proximidades da fundição. De acordo com as pesquisas, os habitantes de Mitrovica apresentavam níveis elevados de chumbo no sangue em virtude das emissões causadas pelas atividades minerárias (OSCE, 2009).

Segundo especialistas, a situação nutricional e as condições de higiene dos ciganos dos campos de Mitrovica, associadas às peculiaridades de suas etnias, deixaram-nos mais vulneráveis à contaminação por chumbo (OSCE, 2009). Dorit Nitzan, representante da Organização Mundial de Saúde (OMS), em Belgrado, ressalta que o envenenamento por chumbo na região da Mitrovica é bastante grave, e a contaminação nos campos é pior, devido às precárias condições de vida dos ciganos (VIEGAS, 2009), e à grande proximidade com as antigas minas do complexo de Trepca e sua escória contaminada (OSCE, 2009).

Em 2000, a fundição da *Trepca* em Mitrovica foi fechada pela Missão das Nações Unidas (Unmik, do inglês) em Kosovo, com o objetivo de reduzir os riscos à saúde causados pelo empreedimento. Entretanto, o chumbo não se decompõe e permanece nas camadas superiores do solo, continuando também a contaminar o ar, expondo os habitantes de Mitrovica e áreas próximas (OSCE, 2009).

De acordo com avaliações realizadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e pelos Centros de Controle e Prevenção de Doenças (CDC) dos Estados Unidos, entre 2004 e 2007, a comunidade de ciganos permanecia como a mais afetada pelo metal (OSCE, 2009).

Diante da situação, o escritório do Alto Comissariado da ONU para Refugiados (UNHCR, do inglês) limitou-se a distribuir alimentos aos ciganos e providenciou seu alojamento nos campos Cesmin Lug and Zitkovac, ao norte de Mitrovica (HUMAN RIGHTS WATCH, 2009). Os campos eram para ser um local temporário até que as casas fossem reconstruídas em Roma Mahalla, mas há ciganos que já estão lá há mais de 10 anos (HUMAN RIGHTS WATCH, 2009).

Outros ciganos ocuparam espontaneamente quartéis abandonados em Kablare, próximo a Cesmin Lug, e Leposavic, cidade a 45 km de Mitrovica. Com exceção de Leposavic, todos os campos estão na vizinhança do complexo minerário da Trepca, sendo que Cesmin Lug e Kablare localizam-se exatamente ao lado do local onde estão depositadas as pilhas de escória contaminada com chumbo (HUMAN RIGHTS WATCH, 2009).

A partir de 2004, a Organização para Segurança e Cooperação na Europa (OSCE, do inglês), entidade que luta pelos direitos humanos de minorias étnicas, presente em Kosovo desde 1999, vem monitorando a situação dos ciganos nos campos de

Mitrovica. Em conjunto com instituições locais e organizações internacionais, a OSCE luta para que os direitos dos ciganos sejam garantidos (OSCE, 2009).

No decorrer dos anos, várias testagens foram realizadas no sangue de moradores dos campos de refugiados, inclusive de crianças, mais vulneráveis à contaminação por chumbo por razões neurológicas, metabólicas e comportamentais, como o fato de tenderem a colocar objetos na boca (BROWN; MARGOLIS, 2012).

Numa destas testagens, realizada em outubro de 2008 nos campos de Leposavic, Cesmin Lug e Osterode, das 53 crianças que tiveram o sangue recolhido, 21 apresentaram níveis de chumbo elevados no sangue, com mais de 65 μg/dL, requerendo intervenção médica imediata. O aceitável é até 10 μg/dL (HUMAN RIGHTS WATCH, 2009).

Ainda em 2005, uma força tarefa, envolvendo várias organizações, dentre elas a OSCE, conseguiu que fossem realizadas algumas medidas paliativas nos campos para amenizar a situação dos ciganos, incluindo a distribuição de comida e de material de higiene. Em 2006, os campos de Zitkovak e Kablare foram fechados, e seus moradores, removidos para Osterode (HUMAN RIGHTS WATC).

Bibliografia Caso 6

BROWN, Mary Jean; MARGOLIS, Stephen. Lead in drinking water and human blood lead levels in the United States, Centers for Disease Control and Prevention, 10 ago. 2012. Disponível em: <http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/su6104a1.htm?s_cid=su6104a1_w>. Acesso em: 02 nov. 2012.

DW-WORD. Alemanha prepara deportação de 14 mil refugiados para o Kosovo, 2009. Disponível em: < http://refunitebrasil.wordpress.com/2009/10/19/alemanha-prepara-deportacao-de-14-mil-refugiados-para-o-kosovo/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

FRANCE PRESS. Kosovo conquista 'soberania plena'. In: G1, 10 set. 2012. Disponível em: <http://g1.globo.com/mundo/noticia/2012/09/kosovo-conquista-soberania-plena.html>. Acesso em: 04 nov. 2012.

HUMAN RIGHTS WATCH. Kosovo: Poisoned by Lead A health and human rights crisis in Mitrovica's Roma camps, jun. 2009. Disponível em: <http://www.observatori.org/paises/pais_55/documentos/kosovo0609web.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2012.

INFOPÉDIA. Kosovo. In Infopédia [Em linha]. Porto: Porto Editora, 2003-2012. [Consult. 2012-11-03]. Disponível em: <http://www.infopedia.pt/$guerra-no-kosovo>. Acesso em: 03 nov. 2012.

O GLOBO. Aviso contra envio de ciganos para Kosovo, 19 ago. 2010. Disponível em: <http://www.dn.pt/inicio/globo/interior.aspx?content_id=1643930&seccao=Europa>. Acesso em: 03 nov. 2012.

OSCE. Organization for Security and Co-operation In Europe. Lead contamination in Mitrovicë: mitrovicaaffectingthe Roma community. Kosovo: OSCE, fev. 2009. Disponível em: <http://www.osce.org/kosovo/36234>. Acesso em: 03 nov. 2012.

VIEGAS, Patrícia. Kosovo independente tem uma geração a morrer envenenada. Diário de Notícias, jan. 2009. Disponível em: <http://www.dn.pt/inicio/interior.aspx?content_id=1139225>. Acesso em: 03 nov. 2012.

SANTANNA, Lourival. Sérvia e Kosovo - Ficha técnica. Disponível em:<http://www.lourivalsantanna.com/paises/f_iugosla.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

STUART, Paul. O complexo de mineração Trepca: Como despojos do Kosovo foram distribuídos. In: Word Socialist Web Site, 28 jun. 2002. Disponível em: <http://www.wsws.org/articles/2002/jun2002/trep-j28.shtml>. Acesso em: 04 nov. 2012.

Quarenta anos de estudos sobre chumbo no Brasil: bibliografia referenciada

Silvia G. Egler [1]
Natalia de Souza e Souza[2]

A bibliografia listada a seguir é resultado de uma intensa busca, realizada por várias pessoas, de publicações sobre a contaminação, principalmente, de chumbo e cádmio em Santo Amaro e Boquira (BA) e na região do Vale do Rio Ribeira do Iguape (SP e PR), locais reconhecidamente contaminados pelas atividades de mineração e metalurgia do chumbo. Ao longo deste processo diferentes assuntos relacionados com estes metais foram sendo incorporados à lista. As referências foram divididas em grandes temas: Sítios contaminados; O elemento e seus usos; O ambiente físico; Influências no meio ambiente e saúde humana; Avaliação de risco e valores orientadores e Remediação.

Sítios contaminados

Santo Amaro[3]

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: dissertações (12), teses (3), artigos científicos (26), resumo executivo (1), monografias (2), capítulos de livro (2), resumos de congresso (11), relatórios (20), documentos eletrônicos (6), laudo (1), protocolo (2), vídeos (8) e notícias (21).

ADÔRNO, E. V. *et al.* SIG e geoestatística na caracterização dos potenciais socioambientais e qualidade da água no alto da bacia do rio Subaé. *In*: SIMPOSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 5., 2011, Feira de Santana. **Anais...** Feira de Santana: UEFS, 2011. p. 80-83.

---

1 Mestrado em Ecologia pela UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas.

2 Bacharelado em Biblioteconomia pela UNIRIO - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro.

3 Todo material referenciado está disponível no Google Drive. Para acessar utilize o e-mail seminariosantoamaro@gmail.com, com a senha: stamaro2425bahia.

Qualquer adição, erro ou omissão nesta lista, entrar em contato com Natalia de Souza pelo e-mail:nssouza@cetem.gov.br.

As referências marcadas com asterisco(*) estão disponíveis na Biblioteca Padre José Gomes Loureiro. Localizada em Santo Amaro-Bahia, na rua Conselheiro Paranhos,64. Funcionamento de segunda a sexta, das 9 às 12h/13h às 17h30.

ALCÂNTARA, M. M. Cidade de chumbo: uma experiência de divulgação em vídeo sobre a contaminação ambiental na cidade de Santo Amaro da Purificação. **Diálogos & Ciência**, Salvador, ano 4, n. 12, p. 107-118, mar. 2010. Disponível em:<http:// dialogos.ftc.br/index.php?option=com_content&task=view&id=213&Itemid=1>. Acesso em: 02 jul. 2010.

ALMEIDA, M. D. **Significado da contaminação para feirantes de Santo Amaro – BA**. 150f. Dissertação (Mestrado em Saúde, Ambiente e Trabalho)-Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.*

ANDRADE LIMA, L. R. P.; BERNARDEZ, L. A. Characterization of the heavy metals contamination due to a lead smelter in Bahia, Brazil. In: A. Siegmund, L. Centomo, C.Geenen, N.Piret, G. Richards, R. Stephens. (Org.). **Lead-Zinc 2010**. New York: John Wiley & Sons; Warrendale: The Metals & Materials Society, 2010, p. 917-927.

ANDRADE LIMA, L. R. P.; BERNARDEZ, L. A. Characterization of the lead smelter slag in Santo Amaro, Bahia, Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdã, v. 189, n. 3, p. 692-699, 30 maio 2011.

ANDRADE LIMA, L. R. P.; BERNARDEZ, L. A. Isotope source signatures for a primary lead smelter located close to Todos os Santos Bay, Brazil. **Soil & sediment contamination,** Boca Raton, v. 20, n. 6, p. 672-687, 2011.

ANDRADE LIMA, L. R. P.; BERNARDEZ, L. A. Evaluation of the chemical stability of a landfilled primary lead smelting slag. **Environmental Earth Sciences**, Heidelberg, 05 Jul. 2012.

ANDRADE, M. F. de. Devolução de pesquisas sobre contaminação por chumbo numa comunidade do recôncavo baiano como estratégia para a democratização do conhecimento. In: ENCONTRO NORDESTE COMUNICAÇÃO E SAÚDE, 1., 2012, Salvador. **Anais**... Salvador: ABRASCO, 2012.

ANDRADE, M. F. de. **A contaminação por chumbo em Santo Amaro-BA**: a ciência e o mundo da vida no estuário do Rio Subaé. 2012. 106 f. Dissertação (Mestrado em Saúde, Ambiente e Trabalho)-Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.

ANDRADE, M. F. de.; MORAES, L. R. S. Communication approach in a risk assessment report: the case of Santo Amaro (BA). In: ENVIRONMENTAL HEALTH, 2011, Salvador. **Anais**... Salvador: Elsevier, 2011.

ANDRADE, M. F.; MORAES, L. R. S. A abordagem da comunicação em estudos de avaliação de risco em saúde ambiental: uma análise crítica do caso de Santo Amaro-Bahia-Brasil. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 33., 2012, Salvador. **Anais**... Salvador: AIDIS, 2012b. p. 1-6.*

ANJOS, J.A.S.A. **Estratégia para remediação de um sítio contaminado por metais pesados estudo de caso**. 1998. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia)-Universidade de São Paulo, 1998.*

ANJOS, J. A. S. A. Cobrac, Plumbum, Trevisan: estudo do passivo ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE A CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM SANTO AMARO DA PURIFICAÇÃO, 2001, Santo Amaro da Purificação. **[Anais...]** Santo Amaro da Purificação: [s.n], 2001. p. 1-17.*

ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. 2003. 301 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral)-Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.*

ANJOS, J. A. S. A. Conflito no uso do solo de sítios contaminados por resíduos tóxicos: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação, Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 46., 2012, Santos. [**Anais...**] Santos: SBG, 2012.

ANJOS, J. A. S. A. **Contaminação ambiental proveniente da metalurgia da Plumbum, em Santo Amaro da Purificação/BA.** Engenharia Mineral USP. São Paulo. 2012.

ANJOS, J. A. S. A. **Contaminação ambiental proveniente da metalurgia da Plumbum, em Santo Amaro da Purificação/BA**. [2012]. Documento eletrônico em formato ppt.

ANJOS, J. A. S. A.; SÁNCHEZ, L. E. Caracterização da escória como fonte poluidora: estudo de caso da Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda. In: WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS, 1997, São Paulo. **Anais**... São Paulo: [s.n], 1997. *****

ANJOS, J. A. S. A; SÁNCHEZ, L. E. Plano de gestão ambiental para sítios contaminados de resíduos industriais: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. **Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 10, n. 4, p. 306-309, mar. 2001.*****

ANTUNES, C.G.C. **Análise das folhas de *Rhizophora mangle* L. submetidas aos impactos ambientais do município de Santo Amaro-BA**. 2006. 75f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Católica do Salvador, Bahia, 2006.*

ARAGÃO, L. G. T.; ALONZO, H. G. A. Representações sociais de saúde e doença: o caso de Santo Amaro da Purificação, Bahia, Brasil. **Cadernos Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 973 - 990, 2005.*

AUGUSTO, L. G. S; SILVESTE, D. R. Contaminação química. In: **Relatores nacionais em direitos econômicos, sociais, culturais e ambientais**: informe 2005: Rio de Janeiro: DhESCA, 2006.

BANCO NACIONAL DO NORDESTE. Aspectos sócio-ambientais. In: **PRODETUR/NE II: PDITS.** Brasília: BNN, 2006. cap. 3.

BRAGA, J. R. M. **Estudo preliminar do efeito mutagênico do chumbo e do cádmio em bovinos (*Bos indicus*) da cidade de Santo Amaro da Purificação, BA**. 1995.

43f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Biologia)-Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, 1995.

BRANDÃO, A. M.; TAVARES, T. M. Distribuição de chumbo, cádmio e zinco em sedimentos no estuário do rio Subaé, Bahia. **Ciência e Cultura**, supl., n.30, p.406,1978.*

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Ações Programáticas Estratégicas. **Atenção à saúde dos trabalhadores expostos ao chumbo metálico**. Brasília, DF: Ed. MS, 2006.

CARNEIRO JUNIOR, I. N. C. **Relatório do grupo de trabalho justiça ambiental**. Santo Amaro, 2010.

CARVALHO, F. M. **Intoxicação por chumbo e cádmio entre pescadores da Região do Rio Subaé e de Guaibim (área controle).** 1978. 111f. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1978.*

CARVALHO, F. ET A. Absorção e intoxicação por chumbo e cádmio em pescadores da região do Rio Subaé. **Ciência e cultura**, São Paulo, v. 35, n. 3, p. 360-366, 1983.*

CARVALHO, E. ET AL. Lead and cadmium concentrations in the hair of fishermen from the Subaé river basin, Brazil. **Environmental Research**, San Diego, v. 33, n. 2, p. 300-306, abr. 1984.*

CARVALHO, F. M. et al. Intoxicação por chumbo entre crianças de Santo Amaro, Bahia, Brasil. **Boletin de la Oficina Sanitaria Panamericana**, v.100, n.3, p. 309-318, 1986.*

CARVALHO, F. M. ET AL. Cadmiun concentrations in blood of children living near a lead smelter in Bahia, Brazil. **Environmental Research**, v. 40, n. 2, p.437-449, 1986.*

CARVALHO, F. M. et al. Chumbo e cádmio no sangue e estado nutricional de crianças de Santo Amaro, Bahia. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 21, n.1, p. 44-50, fev. 1987.*

CARVALHO, F. M. ET AL. Chumbo e cádmio em cabelo de crianças de Santo Amaro da Purificação, Bahia. **Ciência e Cultura**, v. 41, n.7, p. 646-51, 1989.*

CARVALHO, F. M. et al. Cadmium in hair of children living near a lead smelter in Brazil. **Science of The Total Environment**, v.84, p.119-128, ago. 1989.*

CARVALHO, F. M. et al. Intoxicação pelo chumbo: zinco protoporfirina no sangue de crianças de Santo Amaro da Purificação e de Salvador, BA. **Jornal de Pediatria**, Rio de Janeiro, v. 72, n. 5, p. 295-298, set./out. 1996.*

CARVALHO, F. M. et al. A persistência de níveis elevados de chumbo no sangue de crianças de Santo Amaro da Purificação. In: SEMINÁRIO SOBRE A CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM SANTO AMARO DA PURIFICAÇÃO, 2001, Santo Amaro da Purificação. **[Anais...]** Santo Amaro da Purificação: [s.n], 2001. Disponível em:

<http://www.acpo.org.br/saudeambiental/CGVAM/02_Avaliacao_de_Risco/05_santo_amaro_ba/parte30_referencias_bibliograficas.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2012.*

CARVALHO, F. M. et al. Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil. **Revista Panamericana de Salud Pública**, Washington, v.13, n.1, p. 19-24, jan. 2003. Disponível em: <http://www.scielosp.org/scielo.php?pid=S1020-92003000100003&script=sci_arttext>. Acesso em: 01 jul. 2010.*

CASTRO, A. et al. **O caso da Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda: proposta para plano de recuperação de área degradada**. Salvador, 2007. Documento eletrônico em formato ppt.

CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO (Bahia). **Avaliação dos metais (Cd, Hg e Pb) na população humana de Santo Amaro e Tainheiros exposta ao consumo de recursos marinhos da região**: relatório trimestral. Camaçari, 1977.*

CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO (Bahia). **Parecer técnico sobre a ampliação da Companhia Brasileira de Chumbo, em Santo Amaro, BA**. Camaçari, 1977.*

CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO (Bahia). **Estudos dos efeitos da exposição de pescadores da região do Subaé ao chumbo e cádmio**: relatório final. Camaçari, 1979.*

CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO (Bahia). **Proposta para remediação de áreas degradadas pela atividade extrativa do chumbo em Santo Amaro da Purificação**. Salvador: UFBA, 2003.

CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO (Bahia). **Proposta para remediação de áreas degradadas pela atividade extrativa do chumbo em Santo Amaro da Purificação**. Salvador: UFBA, 2003.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DE SALVADOR **Projeto descontamina Santo Amaro**. Salvador: CONDER, [2009?]

COSTA, A. C. A. **Avaliação de alguns aspectos do passivo ambiental de uma metalurgia de chumbo em Santo Amaro da Purificação, Bahia**. 2001. 134 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica)-Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2001.*

CUNHA, J. Crime do chumbo, chamar os malditos de volta. **Revista Metrópoles**, Salvador, n.5, p.20-25, out. 2007.

DI GIULIO, G. A. M. et al. Comunicação e governança do risco: a experiência brasileira em áreas contaminadas por chumbo. **Revista Ambiente & Sociedade**, Campinas, SP, v. 13, n. 2, p. 283-297, jul-dez. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v13n2/v13n2a05.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2011.

DI GIULIO, G. M. et al. Participative risk communication as an important tool in medical geology studies. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdã, 13 jun. 2012. No prelo.

GEOSCIENCE GEOFÍSICA. **Levantamento de GPR para cubagem de resíduos depositados na área da indústria Plumbum: município de Santo Amaro-BA**. Santo Amaro:[s.n], 2005.

INSTITUTO FEDEREL DE EDUCAÇÃO, CIENCIA E TECNOLOGIA DA BAHIA**. Plano de desenvolvimento institucional 2009-2013**: propostas. Bahia: IFF, 2009.

MACHADO, S. L. et al. Diagnóstico da contaminação por metais pesados em Santo Amaro - Bahia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, abr./jun. 2004, p. 140-155. Disponível em:<https://www.abesdn.org.br/publicacoes/ engenharia/resaonline/v9n2/ p140 a155.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2010.

MACHADO, S. L. et al. Estudo da influência na contaminação do solo por metais pesados derivada das emissões atmosféricas de uma metalúrgica desativada no município de Santo Amaro – BA. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 2010, Maceió. **[Anais...]** Maceio: ABES; ANDIS, 2010. Disponível em: < http://www.meau.ufba.br/site/artigos/estudo-da-influencia-na-contaminacao-do-solo-por-metais-pesados-derivada-das-emissoes-atmosf>. Acesso em: 20 set. 2012.*

MACHADO, S. L. et al. A study of the routes of contamination by lead and cadmium in Santo Amaro, Brazil. **Environmental Technology**, Londres, v. 33, p. 10-20, 2012.

MAGNA, G. A. M. **Análise da exposição por chumbo e cádmio presentes em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro-BA**: caso do passivo ambiental da Cobrac. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana)-Universidade Federal da Bahia, Bahia, 2011.

MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B. Determinação e comparação dos fatores de transferência solo-planta para Cd e Pb no município de Santo Amaro-BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 7., 2011, Belo Horizonte. **Anais** ... Belo Horizonte: ABMS, 2011.

MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B. Conteúdo de Cd e Pb em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro-BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais** ... Porto Alegre: ABES, 2011.

MOURA, A. J. **Purificar o Subaé!**Disponível em: <http://www.paralerepensar.com.br/antoniojorge_purificarosubae.htm>. Acesso em: 01 out. 2012.

NIEMEYER, J. C; SILVA, E. M; SOUSA, J. P. Desenvolvimento de um esquema para avaliação de risco ecológico em ambientes tropicais: estudo de caso de contaminação por metais em Santo Amaro da Purificação, Bahia, Brasil. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, Itajaí, v. 2, n. 3, p. 263-267, 2007. Disponível em:

<http://ecotoxbrasil.org.br/index.php?option=com_rokdownloads&view=folder&Itemid=103>. Acesso em: 20 set. 2012.*

NIEMEYER, J. C et al. Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. tier I: screening phase. **Journal of Soils and Sediments**, Heidelberg, v. 10, n. 8, p. 15557-1571, 2010.

NIEMEYER, J. C. et al. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdã, v. 59, p. 96-105, ago. 2012.

OLIVEIRA, L. B. **Formas de interação e teores de metais em material particulado atmosférico da cidade de Santo Amaro/BA**. 2010. 104f. Dissertação (Mestrado em Química Aplicada)-Universidade do Estado da Bahia, Salvador. 2010.*

PEDREIRA, P. T. **Memória histórico-geográfica de Santo Amaro**. Brasília, 1977.

PETERSEN, M. N. M. B. **Chumbo e cádmio em alimentos de origem vegetal do município de Santo Amaro-BA**. 1982. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais)-Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1982.*

PLUMBUM deixa grande passivo socioambiental em Santo Amaro (BA). Banco de Dados Recursos Minerais e Sociedade: Impactos Territoriais,Sociais, Ambientais e Econômicos, desenvolvido no Centro de Tecnologia Mineral/Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Redigido por Renata Olivieri.

PORTELLA, R. B. **Avaliação de risco preliminar à saúde humana em Santo Amaro da Purificação**. Salvador: UFBA, 2008.

PROTOCOLO rio Subaé. Disponível em: <http://www.uefs.br/home/acontece/acontece_nov04_2005b.html>. Acesso em: 01 out. 2012.

RABELO, T. S. **Estudo da contaminação remanescentes de chumbo e cádmio no município de Santo Amaro, BA**. 2010. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana)-Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.*

RAMOS JUNIOR, A. B. S., MELHOR JÚNIOR, Z. S. **Laudo técnico comentado sobre resultados das quantificações dos metais cádmio, chumbo e zinco em Santo Amaro da Purificação - BA.** Salvador, 2010.

REIS, J. O. N. **Determinação polarográfica de Pb2+ e Cd2+ em águas do rio Subaé: Santo Amaro-Bahia**. 81f. Tese para concurso de Professor Assistente do Departamento de Química Geral e Inorgânica do Instituto de Química. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1975.*

ROCHA, A. J .D. **Perfil analítico do chumbo**. Rio de Janeiro: MME/DNPM, 1973. (Perfil Analitico. Boletim, n. 08)

SÁNCHEZ, L. E. A necessidade de uma política pública para áreas contaminadas no Brasil. In: SEMINÁRIO SOBRE A CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM SANTO AMARO DA PURIFICAÇÃO, 2001, Santo Amaro da Purificação. [**Anais...**] Salvador: Laboratório de Geotécnica Ambiental, 2001. p. [2]-36.

SANTO AMARO-BA. Disponível em: <www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=292860&r=2>. Acesso em: 20 set. 2012.

SANTO AMARO. Secretaria Municipal de Saúde. **Protocolo de vigilância e atenção à saúde da população exposta ao chumbo, cádmio, cobre e zinco em Santo Amaro, Bahia**. Bahia: [s.n], 2010. *

SANTOS, L. F. P. **Avaliação dos teores de cádmio e chumbo em pescado proveniente de São Francisco do Conde, Bahia**. 2011. 53 f. Dissertação (Mestrado em Alimentos, Nutrição e Saúde)- Escola de Nutrição, Universidade Federal da Bahia, Salvador: UFBA, 2011.

SCHNEIDER, C. L. **Alternativa de processamento físico à rota do Projeto Purifica**. Documento eletrônico em formato em pdf.

SFOGGIA, C., ANJOS, J. A. S. A. Acúmulo e distribuição de metais pesados em amostras de tecido vegetal da mamona (*Ricinus Communis L*.) em solos contaminados por resíduos tóxicos. In: SIMPÓSIO DE PLANTAS MEDICINAIS DO BRASIL, 22. , 2012, Bento Gonçalves, RS. [**Anais...**] Bento Gonçalves, RS: [s.n], 2012.

SILVA, A. P. da. **Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados no município de Santo Amaro da Purificação, Bahia**: resumo executivo. Bahia: [s.n], 2003.

SILVANY-NETO, A.M. **Urbanização e poluição industrial: determinação social da intoxicação por chumbo em crianças de Santo Amaro, Bahia**. 1982. 93 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Comunitária)- Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1982.

SILVANY-NETO, A. M. et al. Determinação social da intoxicação por chumbo em crianças de Santo Amaro, Bahia. **Ciência e Cultura**, n.37, p.1614-26, 1985.*

SILVANY NETO, A. M. et al. Lead poisoning among children of Santo Amaro, Bahia, Brazil in 1980,1985, and 1992. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, Washington, v. 30, n. 1, p. 51-62,1996.*

SOBRAL, L. G. S. **Relatório de viagem a Salvador – BA:** 24 a 26/03/2003: para proferir palestra sobre a hidrometalurgia do chumbo no fórum de "Tecnologia limpa para Santo Amaro da Purificação". Rio de Janeiro: CETEM, 2008. Relatório de viagem elaborado para o CETEM/MCTI.

SOUZA, K. V. **A cronologia de um passivo:** a contaminação por chumbo. Brasília, 2011. Documento eletrônico em formato ppt.

SOUZA NETO, C. A. et al. **Ações e atividades desenvolvidas em 2008 pelo grupo de trabalho em saúde do Programa Intersetorial Purificação Santo Amaro**. Salvador: Secretaria da Saúde do Estado da Bahia, 2009.*

TAVARES, T. M. **Avaliação de efeitos das emissões de cádmio e chumbo em Santo Amaro-Bahia**. 1990. 272 f. Tese (Doutorado em Química Analítica)- Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.*

TAVARES, T. M. The role of reference lead and cadmiun reference samples in an epidemiological case study of Santo Amaro, Bahia, Brazil. In: ROSSBACH, M.; SCHLADOT, J.D.; OSTAPCZUK, P. (ed.) **Specimen banking**: environmental monitoring and modern analytical approaches. Berlin: Springer-Verlag, 1992. p.89-98.*

TEIXEIRA, M. C. P. **Qualidade de vida em saúde de ex-trabalhadores do chumbo.** 2009. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saúde, Ambiente e Trabalho)-Programa de Pós-Graduação em Saúde, Ambiente e Trabalho, Faculdade de Medicina da Bahia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.*

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA. Escola Politécnica. Departamento de Ciência e Tecnologia dos Materiais. **Atividades mitigadoras do problema da contaminação por chumbo em Santo Amaro da Purificação-BA**. Salvador: UFBA, 2002.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA. Escola Politécnica. Departamento de Ciência e Tecnologia dos Materiais. **Estudo prévio de contaminação (solo e escória) remanescente em quintais da zona urbana de Santo Amaro-BA.** Salvador: UFBA, 2008.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA. Escola Politécnica. Departamento de Ciência e Tecnologia dos Materiais. **Projeto de confinamento geotécnico da escória de chumbo e do solo mais severamento impactado da área de entorno da antiga fábrica da Plumbum e do material proveniente das atividades de remediação na zona urbana**. Salvador: UFBA, 2008.

VIANA, A. S. **Potencial de absorção da fruta da mamona (*Ricinus communis,* Linnaeus, 1764) no processo de fitorremediação de solo contaminado por metais pesados:** o caso da Plumbum LTDA., Santo Amaro da Purificação, Bahia. [Salvador, 2008] Documento eletrônico em formato ppt.

Notícias

CONHEÇA a canção de Caetano Veloso que fala da poluição em Santo Amaro. Disponível em: < http://www.senadorpaim.com.br/verImprensa.php?id=1801>. Acesso em: 13 set. 2012.

CONTAMINAÇÃO: crianças da cidade de Santo Amaro-BA têm altas concentrações de chumbo nos dentes. **EcoDebate**, 04 abr. 2011. Disponível em:<http://www.ecodebate.com.br/2011/04/04/contaminacao-criancas-da-cidade-de-santo-amaro-ba-tem-altas-concentracoes-de-chumbo-nos-dentes>. Acesso em: 02 mai. 2012.

CONTAMINAÇÃO de chumbo em Santo Amaro será debatida no Senado. **JusBrasil**, 14 mai. 2011. Disponível em: <http://bahia-ja.jusbrasil.com.br/politica/6970655/contaminacao-de-chumbo-em-santo-amaro-sera-debatida-no-senado>. Acesso em: 13 out. 2011.

CONTAMINAÇÃO de Santo Amaro: muito estudo, pouca ação. **Agência Senado**, mai. 2011. Disponível em: < http://www12.senado.gov.br/noticias/materias/2011 /05 /26/contaminacao-de-santo-amaro-muito-estudo-pouca-acao>. Acesso em: 24 set. 2011.

CHUMBO voltará a ser explorado. Disponível em: http://liderancadoptbahia.com/novo/noticias. php?id_noticia=8033>.Acesso em: 14 set. 2012.

DEPUTADO compara situação de Santo Amaro à de Chernobyl. Disponível em: < http://www.senadorpaim.com.br/verImprensa.php?id=1800>. Acesso em: 13 set. 2009.

DILMA diz que vai resolver desastre ambiental. Disponível em: <http://www.senadorpaim.com.br/verImprensa.php?id=1795>. Acesso em: 01 jun. 2011.

DILMA determina medidas contra contaminação no Recôncavo Baiano. **Agência Senado**, 27 mai. 2011. Disponível em:<http://www12.senado.gov.br/noticias /jornal/edicoes/2011/05/27/dilma-determina-medidas-contra-contaminacao-no-reconcavo-baiano>. Acesso em: 02 out. 2012.

DILMA receberá dossiê sobre danos causados por chumbo em Santo Amaro. **Agência Senado**, 27 mai. 2011. Disponível em:<http://www12.senado.gov.br/noticias /jornal/edicoes/2011/05/27/dilma-determina-medidas-contra-contaminacao-no-reconcavo-baiano>. Acesso em: 02 out. 2012.

A ESCÓRIA de Santo Amaro: a sopa da morte. Disponível em: <http://sopade chumbo.blogspot.com/2007/12/populao-da-cidade-de-santo-amaro-da.html>. Acesso em: 09 fev. 2012.

FERRAZ, R. Cetem inicia projeto no município de Santo Amaro. Disponível em:< http://www.cetem.gov.br/04_07_12_cetem_projeto_santoamaro.php>. Acesso em: 15 out. 2012.

GARDENAL, I. Crianças têm altas concentrações de chumbo nos dentes em cidade na Bahia. **Jornal da Unicamp**, Campinas, SP, ano 25, n. 488, 28 mar./3 abr. 2011. Disponível em: < http://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/marco2011/ju488_pag04.php>. Acesso em: 02 mai. 2012.

GOVERNO promete intervir em caso de contaminação por chumbo em Santo Amaro da Purificação – BA. **EcoDebate**, 1 jun. 2011. Disponível em: <http://www.ecodebate

.com.br/2011/06/01/governo-promete-intervir-em-caso-de-contaminacao-por-chumbo-em-santo-amaro-da-purificacao-ba/ Acesso em: 09 fev. 2012.

O JORNAL da Tarde: Bahia: Boquira: expropriação / Santo Amaro da Purificação: contaminação. 06 out. 2011. Disponível em: <http://humntula.blogspot.com/2010/04/8-o-jornal-da-tarde-bahia-expropriacao_22.html>. Acesso em: 22 dez. 2011.

MANZONI, P.; MINAS, R. **Poluição por chumbo em Santo Amaro da Purificação**. 08 jul. 2002. Disponível em: <http://jangello.unifacs.br/stoamaro/poluicao_stoamaro.htm. Acesso em: 09 fev. 2012.

MIRANDA, O. **Santo Amaro a cidade mais poluída de chumbo do mundo, está perto de se livrar da contaminação**. Disponível em: < http://bahiadefato.

blogspot.com/2007/06/santo-amaro-cidade-mais-poluida-por.html. Acesso em: 09 fev. 2012.

MOURA. A. J. Meio ambiente: a dívida francesa com o Brasil. **Bahia Já**. 08 nov. 2009. Disponível em:< http://www.bahiaja.com.br/noticia.php?idNoticia=19562>. Acesso em: 19 dez. 2011.

A PEDIDO de senadores, Dilma determina solução para desastre ambiental em Santo Amaro. Disponível em: < http://www.senadorpaim.com.br/verImprensa.php?id=1806>. Acesso em: 13 set. 2012.

POPULAÇÃO exposta a metais pesados em Santo Amaro ganha protocolo para atenção a saúde. **Brasilus**, 28 abr. 2010. Disponível em: <http://www.brasilsus.

com.br/noticias/nordeste/103872-populacao-exposta-a-metais-pesados-em-santo-amaro-ganha-protocolo-para-atencao-a-saude.html>. Acesso em: 09 fev. 2012.

RESÍDUOS: tecnologia e sustentabilidade. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/residuos_tecnologia/amaro.html>. Acesso em: 02 out. 2012

THOMAZ, P. Santo Amaro da Purificação: "a herança maldita na terra de Caetano e Bethânia". **Carta Capital**. São Paulo, 13 jul. 2011. Disponível em: <http://www.cartacapital.com.br/carta-verde/a-heranca-maldita-da-terra-de-caetano-e-bethania>. Acesso em: 27 jul. 2011.

Vídeos

Senado

http://www.senado.gov.br/noticias/tv/programaListaPadrao.asp?COD_VIDEO=84142

Cidade de chumbo

http://www.youtube.com/watch?v=K1bfKaHZxtY&feature=related

Cidades históricas do Recôncavo Baiano (Santo Amaro da Purificação e Cachoeira)

http://www.youtube.com/watch?v=Not0LrbH6yA

Chumbados
http://youtu.be/AW2Nd437sTA

Notícia do Fantástico

http://www.youtube.com/watch?v=rV-6jRxhUus

Rádio da Câmera - Informativo MOPSAM (Movimento Popular de Saúde Ambiental Santo Amaro – BA)

http://www.youtube.com/watch?v=yDZz73p_IUU&feature=player_embedded

Globo Vídeos: enchente do Rio Subaé

http://video.globo.com/Videos/Player/Noticias/0,,GIM16849397823cidade+de+santo+amaro+da+purificacao+esta+em+estado+de+emergencia+por+causa+das+chuvas,00.html

Contaminação: "Santo Amaro não pode esperar mais", afirma Pinheiro

http://www.youtube.com/watch?v=apURNXYxggU

Boquira

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: dissertação(1), documento eletrônico(5) e notícias(5)

BOLLAND investe US$ 10 milhões em reserva baiana. Disponível em:http:// www.signuseditora.com.br/bm/default.asp?COD=2882&busca=&numero=295>. Acesso em: 14 set. 2012.

BOQUIRA. Disponível em:< http://www.cetem.gov.br/residuos_tecnologia/amaro.html>. Acesso em: 13 set. 2012.

CAMELO, M. S. M. **Fechamento de mina: análise de casos selecionados sob os focos ambiental, econômico e social**. 2006. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geotécnica de Barragens)-Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006.

LAVRA de minério de chumbo em Boquira (BA) deixa rejeitos com altos teores de metais pesados. Banco de Dados Recursos Minerais e Sociedade: Impactos Territoriais,Sociais, Ambientais e Econômicos, desenvolvido no Centro de Tecnologia Mineral/Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Redigido por Renata Olivieri e Elaine Araújo.

SILVA, M. G.; CUNHA, J. C. **Formação Boquira.** Disponível em: <http://www.oocities.org/teomag/teogeo/bahiamapa/greenstboquira.htm>. Acesso em: 22 dez. 2011.

VALVERDE, J. Metais pesados pagam remediação na Bahia. Disponível em: < http://www.quimica.com.br/revista/qd463/atualidades1.html>. Acesso em: 12 out. 2012

Notícias

ARAÚJO, O.; PINHEIRO, C. **Boquira online**. 2004. Disponível em: <http://boquiraonline.com.br/Mineracao/mineracao.htm>. Acesso em: 19 dez. 2011.

DNPM e Secretaria de Meio Ambiente da Bahia se reúnem em Salvador. Disponível em:http://www.dnpm.gov.br/conteudo.asp?IDSecao=99&IDPagina=72&IDNoticiaNoticia=196>. Acesso em: 19 dez. 2011.

MOURA, A. J. Meio ambiente: a dívida francesa com o Brasil. **Bahia Já**. 08 nov. 2009. Disponível em: http://www.bahiaja.com.br/noticia.php?idNoticia=19562. Acesso em: 19 dez. 2011.

O JORNAL DA TARDE: Bahia: Boquira: expropriação / Santo Amaro da Purificação: contaminação. Disponível em: <http://hum-ntula.blogspot.com/2010/04/8-o-jornal-da-tarde-bahia-expropriacao_22.html>. Acesso em: 22 dez. 2011.

EMPRESA quer reabrir mina e fundição de chumbo na Bahia. Disponível em: <http://noticias.uol.com.br/ultnot/reuters/2007/03/08/ult29u54091.jhtm>. Acesso em: 22 dez. 2011.

Vale do rio Ribeira do Iguape

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: dissertações(2), documentos eletrônicos(2), notícias(2), teses(4), artigos cientificos(17), resumos de congresso(9) e relatórios(1).

ANDRADE, M. G. et al. Metais pesados em solo de área de mineração e metalurgia de chumbo- II Formas e disponibilidade para plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 1889-1997, 2009. Disponível em: < http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n6/a38v33n6.pdf>. Acesso em: 09 de abr. 2012.

ARAÚJO, C. C.; MACEDO, A. B. Geoprocessamento de dados geológicos, para mapeamento de favorabilidade para cobre, chumbo e zinco no Vale do Ribeira SP-PR. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 317-328, set. 2004. Disponível em: < http://sbgeo.org.br/pub_sbg/rbg/vol34_down/3403/1361.pdf>. Acesso em: 25 set. 2012

BARBOUR, A.P.; MACEDO, A.B.; HYPÓLITO, R. Correlação dos elementos prata, chumbo, zinco e ferro com bário em algumas jazidas sulfetadas do Vale do Ribeira, Estados de São Paulo e Paraná. **Boletim IG-USP**, Série Científica, São Paulo, v. 19, 1988.

BOSSO, S. T. **Bioacessibilidade de chumbo de solos e rejeitos de beneficiamento de minério e sua imobilização como fosfatos**. 2007. 139 f. Tese (Doutorado em

Geociências)-Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2007.

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira de Iguapé, SP**. 2008. 188 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. Disponível em:< www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-16072008-193746/>. Acesso em: 04 de abr. 2012.

CHUMBO contamina solo e habitantes da região do alto Vale do Ribeira. Banco de Dados Recursos Minerais e Sociedade: Impactos Territoriais, Sociais, Ambientais e Econômicos, desenvolvido no Centro de TecnologiaMineral/Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Redigido por Pedro Schprejer.

CUNHA, F. G. et al. Contaminação humana e ambiental por chumbo em Adrianóplis, no alto Vale do Ribeira, Paraná. In: WORKSHOP INTERNACIONAL GEOLOGIA MÉDICA, 2005, Rio de Janeiro. [**Relação de painéis...**] Rio de Janeiro: CPRM, 2005. Disponivel em: < http://www.cprm.gov.br/publique/media/Painel10.pdf>. Acesso em: 29 out. 2012.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRA DE IGUAPE E LITORAL SUL. Qualidade das águas superficiais. In._____.**Relatório de situação dos recursos Hídricos da UGRHI 11**: bacia hidrográfica do ribeira de Iguape e litoral sul. São Paulo: FUNDESPA, 2012. p. 515-540

CORSI, A. C.; LANDIM, P. M. B. Fluvial transport of lead, zinc and copper contents in polluted mining regions. **Environmental Geology**, Berlin, v.41, n.7, 2002, p.833-841.

CORSI, A. C.; LANDIM, P. M. B. Chumbo, zinco e cobre em sedimentos de corrente nos ribeirões Grande, Perau e Canoas, e córrego Barrinha no município de Adrianópolis (Vale do Ribeira, PR). **Revista Geociências**, São Paulo, v. 22, n. especial, p. 49-61, 2003.

COTTA, J. A. O. **Diagnóstico ambiental do solo e sedimento do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR).** 2003. 116 f. Dissertação (Mestrado em Química)-Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2003.

COTTA, J. A. O.; RESENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico Do Alto Ribeira - Petar, São Paulo, Brasil. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 40-45, jan./fev. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422006000100009>. Acesso em: 02 abr. 2012.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Comparação entre os teores de matéria orgânica e as concentrações de nutrientes e metais pesados no sedimento de dois sistemas lóticos do Vale do Ribeira de Iguape, SP. **Engenharia Ambiental**, Espirito Santo do Pinhal,

SP, v. 5, n. 2, p. 24-40, mai./ago. 2008. Disponível em: <http://189.20.243.4/ojs/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=106>. Acesso em: 04 abr. 2012.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; MIWA, A. C. P. A precipitação pluviométrica como agente indutor de modificações nas características químicas do sedimento do rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de Iguape, SP. **Revista Minerva**, São Carlos, SP, v. 4, n. 1, p. 41-49, jan./jun. 2007.

CUNHA, F. G. da. **Contaminação humana e ambiental por chumbo no Vale do Ribeira, nos estados de São Paulo e Paraná**. 2003. 111 f. Tese (Doutorado em Geociências)-Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2003.

CUNHA, F. G. et al. Diagnóstico ambiental e de saúde humana: contaminação por chumbo em Adrianópolis, no Estado do Paraná, Brasil. In: SILVA, C. R. da; FIGUEIREDO, B. R. de; CAPITANI, E. M. de; CUNHA, F. G. da. (Ed.). **Geologia Médica no Brasil**. Rio de Janeiro: CPRM; FAPERJ, 2006, p. 97-103. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo_med15.pdf>. Acesso em: 25 set. 2012. Trabalho apresentado ao Workshop Internacional Geologia Médica, 2005.

CUNHA, F. G. et al. Human and environmental lead contamination in the Uppar Ribeira Valley, Southeastern Brazil. **Terrae**, Campinas, SP, v. 2, n. 1-2, p. 28-36, 2005.

DI GIULIO, G. M.; FIGUEIREDO, B. R.; FERREIRA, L. da C. Comunicação de risco e mídia: um debate sobre dois casos brasileiros. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 4., 2008, Brasília. **Anais**... Brasília: ANPPAS, 2008a. p. 1-17.

DI GIULIO, G. M.; PEREIRA, N. M.; FIGUEIREDO, B. R. de. O papel da mídia na construção social do risco: o caso Adrianópolis, no Vale do Ribeira. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.293-311, abr./jun. 2008b.

EYSINK, G. G. J. et al. Metais pesados no vale do Ribeira e Iguape-Cananéia. **Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia**, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 1-8. 1988.

FIGUEIREDO, B. R. Contaminação ambiental e humana por chumbo no vale do Ribeira (SP-PR). Disponível em: <http://www.comciencia.br/reportagens/2005/11/09_impr.shtml>. Acesso em: 15 out. 2012.

FIGUEIREDO, B. R., DE CAPITANI, E. M., GITAHY, L. M. C. Exposição humana à contaminação por chumbo e arsênio no vale do Ribeira (SP-PR). In**:** ENCONTRO DA ANPPAS, 2., 2004, Indaiatuba. [**Anais eletrônicos**...]. Indaiatuda, SP: ANPPAS, 2004. Disponível em: <http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro2/GT/GT12/bernardino_figueiredo.pdf>. Acesso em: 25 set. 2012.

GUIMARÃES, V., SÍGOLO, J. B. Associação de resíduos da metalurgia com sedimentos em suspensão: rio Ribeira de Iguape. **Geologia USP**, São Paulo, série científica, v. 8, n. 2, p. 1-10, out. 2008. Disponível em:<http://geologiausp.igc.usp.br//downloads/geoindex705.pdf>. Acesso em: 13 abr. 2012.

LOPES JUNIOR, I. Chumbo nos sedimentos dos leitos ativos das drenagens da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape–SP: mapeamento geoquímico de baixa densidade. In: WORKSHOP INTERNACIONAL GEOLOGIA MÉDICA, 2005, Rio de Janeiro. [**Relação de painéis...**] Rio de Janeiro: CPRM, 2005. Disponivel em: < http://www.cprm.gov.br/publique/media/Painel11.pdf>. Acesso em: 25 set. 2012.

LOPES JUNIOR, I. et al. Chumbo e arsênio nos sedimentos do rio Ribeira de Iguape. In: SILVA, C. R. da; FIGUEIREDO, B. R. de; CAPITANI, E. M. de; CUNHA, F. G. da. (Ed.). **Geologia Médica no Brasil**. Rio de Janeiro: CPRM; FAPERJ, 2006. p. 88-96. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo_med14.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2012.

MORAES, R. P.; FIGUEIREDO; B. R., LAFON; J. M. Pb-isotopic tracing of metal-pollution sources in the Ribeira Valley, southeastern Brazil. **Terrae**, Campinas, SP, v. 1, n. 1, p. 26-33, 2004.

OKAMURA, C.; CEZARETTO, V. L. S. A saúde e os hábitos. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26., 1998, Lima. [**Anais...**] Lima: AIDIS, 1998. Disponível em:<http://www.bvsde.paho.org/ bvsaidis/impactos/peru/braiaa007.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2012.

PAOLIELO, M. M. B. et al. Exposure of children to lead and cadmium from a mining area of Brazil. **Environmental Research**, San Diego, US, v.88, n. 2., p. 120-128, fev. 2002.

SÁNCHEZ, L. E. Patrimônio mineiro do vale do Ribeira**.** In: JORNADA IBEROAMERICANA SOBRE EL PATRIMÔNIO GEOLÓGICO-MINERO, 2002, SANTA CRUZ DE LA SIERRA. [**Anais...**] Santa Cuz de La Sierra: [s.n], 2002. p. 1-7.

SCATAMACCHIA, M. C. M.; OYAKAWA, O. T.; NUNNES, J. V. C(Org.). **Caderno de Resumos**. São Paulo: Centro de referencia em pesquisa do Vale do Ribeira, 2005. Disponível em: < http://www.registro.unesp.br/seminario/iiseminario/livro/ RESUMOS%20ser%E1%20o%20fim.pdf>. Acesso em: 26 set. 2012.

SAKUMA, A. M. A. **Avaliação da exposição humana ao arsênio no alto vale do Ribeira, Brasil**. 2004. 196 f. Tese (Doutorado em Saúde Coletiva)-Faculdade de Ciências Médicas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2004.

SAKUMA, A. M. A. et al. Arsenic exposure assessment of children living in a lead mining area in southeastern Brazil. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 26,n. 2, p. 391-398, fev. 2010.

SILVA, M. B.; EGLER, S. G.; CESAR, R. G. Avaliação da biodisponibilidade de metais pesados em solos impactados por mineração de chumbo utilizando bioensaios com oligoquetas e vegetais. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL, 19., 2011, Rio de Janeiro. **Anais**... Rio de Janeiro: CETEM, 2011. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/publicacao/serie_anais_XVIII_jic_ 2010/Marianna_Silva.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2012.

RODRIGUES, V. G. S. *et al.* Uso do bivalve límnico *Anodontites tenebricosus* (Lea, 1834) no biomonitoramento de metais do rio Ribeira de Iguape. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 3, 2012.

Notícias

FONTES, C. Contaminação por chumbo no vale do Ribeira é novo alerta contra Tijuco Alto. **SocioAmbiental**, 01 nov. 2001. Disponível em:<http://www.socioambiental.org/nsa/detalhe?id=79>. Acesso em: 12 dez. 2011.

JORGE, W. Chumbo contamina crianças no Ribeira. **Jornal Unicamp**, São Paulo, 10 a 16 mar. 2003. Disponível em:<http://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/marco2003/ju205pg03.html>. Acesso em: 12 dez. 2011.

Contaminados por reciclagem de baterias

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos(10), resumos de congresso(1) e teses(1)

CARVALHO, M. C. et al. Intoxicação por chumbo e cádmio em trabalhadores de oficinas para reforma de baterias em Salvador, Brasil. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v.19 , n.05, p.411-420, out.1985. Disponível em:<http://www.scielo.br/pdf/rsp/v19n5/04.pdf>. Acesso em: 26 set. 2012.

FORTES, J. D. N. **A intervenção técnica em pequenas indústrias de fabricação e reforma de baterias chumbo-ácida: proposta para melhoria da qualidade do ar e preservação da saúde do trabalhador**. 2003. 111 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2003.

FREITAS, E. V. de S. et al. Indução da fitoextração de chumbo por ácido cítrico em solo contaminado por baterias automotivas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n.02, p. 467-473, mar./abr. 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n2/24.pdf>. Acesso em: 26 set. 2012.

MATTOS, R. C. O. C. et al. Avaliação dos fatores de risco relacionados à exposição ao chumbo em crianças do Rio de Janeiro. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 14, n.06, p. 2039-2048, dez. 2009. Disponível em:<http://www.scielo.br/pdf/csc/v14n6/11.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2012.

MATTOS, U. A. de O. et al. Avaliação e diagnóstico das condições de trabalho em duas indústrias de baterias chumbo-ácidas no Estado do Rio de Janeiro. **Ciência e saúde coletiva**, São Paulo, v. 8, n. 4, p. 1047- 1056, 2003.

MEDINA, H. V. **Clean technologies for recycling:** a case study on automotive batteries in Brazil. Disponível em:<http://www.cetem.gov.br/publicacao/CTs/CT2005-023-00.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2012. Comunicação técnica para o 12° Seminar on Life Cycle Engineering Innovation In Life Cycle, Grenoble, France, 2005.

MILANES, B.; BÜHRS T. Capacidade ambiental e emulação de políticas públicas: o caso da responsabilidade pós-consumo para resíduos de pilhas e baterias no Brasil. **Planejamento e Políticas Públicas**, Brasília, DF, n. 33. p. [257]-289, jul./dez. 2009.

OKADA, I. A. et al. O. Avaliação dos níveis de chumbo e cádmio em leite em decorrência de contaminação ambiental na região do Vale do Paraíba sudeste do Brasil. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 140-143, abr. 1997. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89101997000200006>. Acesso em 16 jul. 2012.

QUITERIO, S. L. et al. Uso da poeira e do ar como indicadores de contaminação ambiental em áreas circunvizinhas a uma fonte de emissão estacionária de chumbo. **Cadernos Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.17, n. 3, p. 501-508, mai./jun, 2001.

QUITERIO, S. L. et al. Controle das emissões de chumbo particulado no entorno de uma reformadora de baterias da cidade do Rio de Janeiro usando ar como indicador. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 475-480, mar./abr. 2003.

QUITERIO, S. L. et al. Avaliação da poluição ambiental causada por particulado de chumbo emitido por uma reformadora de baterias na cidade do Rio de Janeiro, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 9, p.1817-1823, set. 2006. Disponível em: < http://www.scielo.br/pdf/csp/v22n9/05.pdf>. Acesso em 16 jul. 2012.

WOWK, G. I. T. H.; MELO, V. de F. Avaliação do nível de chumbo, em solo de várzea,proveniente da reciclagem de baterias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, out./dez. 2005.

Outros Países

America Latina e Caribe

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigo científico (1)

ROMIEU, I.; LACASANA, M.; MCCONNELL, R. Lead Exposure in Latin America and the Caribbean. **Environmental Health Perspectives, Research Triangle Park**, v. 105, n. 4, abr. 1997. Co-autores Lead Research Group of the Pan-American Health Organization.

Austrália

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (6) e documentos eletrônicos(3).

BORELAND, F.; LESJAK, M.; LYLE, D. Evaluation of home lead remediation in an australian mining community. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 408, n. 2, p. 202–208, dez. 2009.

AUSTRALIA-OCEANIA. Disponível em:<https://www.cia.gov/library/publications /the-world-factbook/geos/as.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

HEIDRICK & STRUGGLES. Company, Position & Person Profile. Disponível em: <http://www.sihr.si.edu/vac/11-01-SEEC.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2012

MARTLEY, E.; GULSON, B.L.; PFEIFER, H.R. Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. **Science of the Total Environment** , Amsterdã, v.325, n. 1-3, p. 113–127, jun. 2004.

MAYNARD, E. ET AL. An evaluation of recent blood lead levels in Port Pirie, south Australia. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 303, n. 1-2, p. 25-33, fev. 2003.

NYRSTAR: potential transformation of the port pirie smelter: media speculation in Australia. Disponível em: <http://www.nyrstar.com/investors/en/news/Pages/ 1626434.aspx>. Acesso em: 15 set. 2009

TAYLOR, M. Lead poisoning of Port Pirie children: a long history of looking the other way. Disponível em: <http://theconversation.edu.au/lead-poisoning-of-port-pirie-children-a-long-history-of-looking-the-other-way-8296>. Acesso em: 15 set. 2012.

LEAD poisoning of Port Pirie children: a long history of looking the other way. The conversation, 19 jul. 2012. Disponivel em: <http://theconversation.edu.au/lead-poisoning-of-port-pirie-children-a-long-history-of-looking-the-other-way-8296>. Acesso em: 03 nov. 2012.

PORT PIRIE. In: WIKIPÉDIA. Disponível em: < http://en.wikipedia.org/wiki/Port_ Pirie>. Acesso em: 03 nov.2012.

China

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: notícias (17) e sites (2)

AREDDY, J. T. Shanghai Halts Johnson controls lead processing. The Wall Street Journal, 28 fev. 2012. Disponível em: <http://online.wsj.com/article/SB10001424052970204653604577248640436283030.html>. Acesso em: 02 nov. 2012.

Crianças são contaminadas por metalúrgica na China. In: Estadão.com.br, São Paulo, 20 ago. 2009a. Disponível em:<http://www.estadao.com.br/noticias/internacional, 1300-criancas-saocontaminadas-por-metalurgica-na-china,421771,0.htm. Acesso em: 02 nov. 2012.

CHINA vai retirar 15 mil pessoas de área contaminada. In: Estadão.com.br, São Paulo, 19 out. 2009b. Disponível em:<http://www.estadao.com.br/noticias/internacional, china-vai-retirar-15-mil-pessoas-de-area-contaminada-,452801,0.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

Lead mine wastewater in China. Disponível em: <http://www.greenpeace.org/eastasia/multimedia/photos/toxics/Lead-Mine-Wastewater-in-China/>. Acesso em: 01 nov. 2012.

HRW, Human Rights Watch. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.hrw.org/world-report-2012/world-report-2012-china>. Acesso em: 01 nov. 2012.

KHAN, N. Johnson controls disputes lead link as China battles pollution. Bloomberg Businessweek, 28 fev. 2012. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.businessweek.com/news/2012-02-28/johnson-controls-disputes-lead-link-as-china-battles-pollution>. Acesso em: 01 nov. 2012.

LA FRANIERE, S. Contaminação por chumbo revolta chineses. Estadão, 16 jun. 2011. World Report 2012: China. 18, jul. 2011. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/impresso,contaminacao-por-chumbo-revolta-chineses,732930,0.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

China lida de forma sigilosa com os casos de envenenamento por chumbo. Público, Portugal, 16 jun. 2011. Disponível em: <http://www.publico.pt/Mundo/china-lida-de-forma-sigilosa-com-os-casos-de-envenenamento-por-chumbo-1498968?all=1>. Acesso em: 01 nov. 2012.

QING, K. G. China lead pollution poisons 160 children: report. Reuters, 03 mar. 2012. Disponível em: <http://www.reuters.com/article/2012/03/04/us-china-lead-posion-idUSTRE82303F20120304>. Acesso em: 01 nov. 2012.

CONTAMINAÇÃO por chumbo atinge 103 crianças na China. G1, 12 jun. 2011. Disponível em: <http://g1.globo.com/mundo/noticia/2011/06/contaminacao-por-chumbo-atinge-103-criancas-na-china.html>. Acesso em: 01 nov. 2012.

ARROZ da China está contaminado com mercúrio, cádmio e chumbo. China,16 mar. 2012. Disponível em: <http://www.epochtimes.com.br/arroz-da-china-esta-contaminado-com-mercurio-cadmio-e-chumbo-2/ Acesso em: 01 nov. 2012.

SILVERMAN, J. O que acontece com a China e a intoxicação por chumbo? HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://saude.hsw.uol.com.br/chumbo-toxico-china.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

ZHU, Y.G; CHEN, S.B; YANG, J.C. Effects of soil amendments on lead uptake e by two vegetable crops from a lead contamined soil from Anhui, China. Environment International, New York, US, v. 30, n.3, p. 351-356, mai. 2004.

Notícias

CENTENAS podem morrer envenenados por chumbo na Nigéria, diz especialista. BBC Brasil, 7 Jun. 2010. Disponível em: <http://www.bbc.co.uk/portuguese/noticias/2010/06/100607_chumbo_envenenamento_nigeria_mv.shtml>. Acesso em: 28 jun. 2010.

A CHINA vai retirar 15 mil pessoas da área contaminada. Estadão, São Paulo, 19 out. 2009. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/internacional,china-vai-retirar-15-mil-pessoas-de-area-contaminada-,452801,0.htm>. Acesso em: 28 jun. 2010.

MP pede retirada de 750 famílias de bairro de Volta Redonda erguido em áreaContaminada. Disponível em: < http://oglobo.globo.com/rio/mp-pede-retirada-de-750-familias-de-bairro-de-volta-redonda-erguido-em-area-contaminada-6090312#ixzz26RzpCNYz>.Acesso em: 14 set. 2009.

VIÚVA de vítima de intoxicação por chumbo não pode sacar crédito sem demonstrar necessidade. Disponível em: <http://tst.jusbrasil.com.br/noticias/100118949/viuva-de-vitima-de-intoxicacao-por-chumbo-nao-pode-sacar-credito-sem-demonstrar-necessidade>.Acesso em: 20 ago. 2007.

Sites

Código de Nuremberg. In: WIKIPÉDIA. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/C%C3%B3digo_de_Nuremberg>. Acesso em: 30 out. 2011.

Declaração de Helsinki I. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/bioetica/helsin1.htm>. Acesso em: 30 out. 2011.

Estados Unidos da América do Norte

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (3) e documentos eletrônicos (8).

BIANCO, Antônio. Os anos de chumbo não terminaram. **Revista Fapesp**, out. 2012. Disponível em: <http://dev.drclas.harvard.edu/brazil/news/chumbo>. Acesso em: 03 nov. 2012.

BROWN, M. J.; MARGOLIS, S. Lead in drinking water and human blood lead levels in the United States, Centers for Disease Control and Prevention, 10 ago. 2012. Disponível em:<http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/su6104a1.htm?s_cid=su6104a1_w>. Acesso em: 02 nov. 2012.

CHENEY, M. A.; HACKER, C.S.; SCHRODER, G. D. Bioaccumulation of lead and cadmium in the louisiana heron (*Hydranassa tricolor*) and the cattle egret (*Bulbucus ibis*). **Ecotoxicology and environmental Safety**, New York, v. 5, n. 2, p.221-224, jun. 1981.

EUA advertem para intoxicação por chumbo na medicina ayuvérdica, Correio Braziliense, 23 ago. 2012. Disponível em: <http://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/ciencia-e_saude/2012/08/23/ interna_ciencia_saude,318792/eua-advertem-para-intoxicacao-por-chumbo-na-medicina-ayuverdica.shtml>. Acesso em: 02 nov. 2012.

FREUDENRICH C. Como ficamos expostos ao chumbo? : parte 1. HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://ciencia.hsw.uol.com.br/chumbo2.htm>. Acesso em: 02 nov. 2012a.

FREUDENRICH C. Introdução a como funciona o chumbo. HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://ciencia.hsw.uol.com.br/chumbo2.htm>. Acesso em: 02 nov. 2012b.

LEVIN, R. et al. Lead exposures in U.S. children, 2008: implications for prevention. **Environmental Health Perspectives**. Research Triangle Park ,v. 116, n. 10, p. 1285-1293, out. 2008.

Contaminação por chumbo atinge 103 crianças na China. G1, 12 jun. 2011. Disponível em: <http://g1.globo.com/mundo/noticia/2011/06/contaminacao-por-chumbo-atinge-103-criancas-na-china.html>. Acesso em: 01 nov. 2012.

SILVERMAN, J. O que acontece com a China e a intoxicação por chumbo? HowStuffWorks Brasil. Disponível em: <http://saude.hsw.uol.com.br/chumbo-toxico-china.htm>. Acesso em: 01 nov. 2012.

BELAS cerâmicas escondem perigo de contaminação. Último Segundo, 03 abr. 2011. Disponível em: <http://ultimosegundo.ig.com.br/ciencia/belas+ceramicas+escondem+perigo+de+ contaminacao/n1300021697960.html>. Acesso em: 03 nov. 2011.

Vigilância sanitária dos EUA diz ter encontrado chumbo em 400 batons. Estadão. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/vidae,vigilancia-sanitaria-dos-eua-diz-ter-encontrado-chumbo-em-400-batons,836300,0.htm>. Acesso em: 02 nov. 2012.

França (METALEUROP)

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: documentos eletrônicos (8).

ISTAS, J. **La situation à Métaleurop réaction de nord-nature**. Nord-nature, França. Disponível em: < http://www.nord-nature.org/environnement/pollutions/sols/metaleurop_5.htm>. Acesso em 21 jun. 2011.

NORD NATURE. **Pollution de Metaleurop:** pás de satisfecit de nord-nature. Nord-Nature, França. Disponível em:<http://www.nordnature.org/environnement/pollutions/sols/metaleurop_2.htm>. Acesso em: 21 jun. 2011.

RIEUX, N. **L´affaire Metaleurop pénalise l'úsine Penarroya**. Le Parisien, Paris, 23 jan. 2003. Disponível em: <http://www.leparisien.fr/oise/l-affaire-metaleurop-penalise-l-usine-p. php>. Acesso em: 21 jun. 2011.

ROCHE, Y. **Recylex, un spécialiste européen du recyclage**. Disponível em:< http://www.recylex.fr/>. Acesso em: 10 jul. 2012.

VIVIER, E. **A propos de Métaleurop**. Nord-Nature, France. 20 janv. 2003. Disponível em: <http://www.nord-nature.org/environnement/pollutions/sols/metaleurop_4.htm>. Acesso em: 16 jul. 2012.

VIVIER, E. **Le scandale caché du plomb:** des dizaines d'enfants contaminés autour de l'usine Métaleurop. Disponível em: <http://www.nordnature.org/environnement /pollutions/sols/metaleurop_1.htm>. Acesso em 21 jun. 2011.

VIVIER, E. **Métaleurop et les problémes environnementaux et sanitaires**. Nord-Nature, France. Disponível em:<http://www.nordnature.org/environnement/pollutions /sols/metaleurop_3.htm>. Acesso em: 10 jul. 2012.

Sites

Métaleurop nord. In: WIKIPÉDIA. Disponível em: <http://fr.wikipedia.org/wiki/ Metaleurop_Nord>. Acesso em: 21 jun. 2011.

Recylex. In: WIKIPÉDIA. Disponível em: <http://fr.wikipedia.org/wiki/Recylex>. Acesso em: 10 jul. 2012.

França – Outros

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (4)

DOUAY, F. et al. Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 407, n. 21, p.5564-5577, out. 2009.

FRANGI, J. P.; RICHARD, D. Heavy metal soil pollution cartography in northern France. **Science of the Total Environment**. Amsterdã, v. 205, n. 1, p.71-79, out. 1997.

LUCAS, J.P et al. Lead contamination in French children's homes and environment. **Environmental Research**, v. 116, p. 58–65, jul. 2012

PICHERY, C. et al. Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control. **Environmental Health**, Londres, v. 10, n. 1, p. 1-12, dez. 2011.

Italia

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigo científico (1).

MORISI, G. ET AL. Lead exposure: assessment of the risk for the general italian population. **Annali dell Istituto Superiore di Sanita**, Roma, v. 25, n. 3, p. 423-435, 1989.

Kosovo

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: relatório (1) e documentos eletrônicos(9).

BROWN, Mary Jean; MARGOLIS, Stephen. Lead in drinking water and human blood lead levels in the United States, Centers for Disease Control and Prevention, 10 ago. 2012. Disponível em: < http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/su6104a1.htm?s_cid=su6104a1_w>. Acesso em: 02 nov. 2012.

ALEMANHA prepara deportação de 14 mil refugiados para o Kosovo, 2009. Disponível em: < http://refunitebrasil.wordpress.com/2009/10/19/alemanha-prepara-deportacao-de-14-mil-refugiados-para-o-kosovo/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

KOSOVO conquista 'soberania plena'. In: G1, 10 set. 2012. Disponível em: <http://g1.globo.com/mundo/noticia/2012/09/kosovo-conquista-soberania-plena.html>. Acesso em: 04 nov. 2012.

HUMAN RIGHTS WATCH. Kosovo: Poisoned by lead A health and human rights crisis in Mitrovica's Roma camps, jun. 2009. Disponível em: <http://www.observatori.org/paises/pais_55/documentos/kosovo0609web.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2012.

KOSOVO. In INFOPÉDIA. Porto: Porto Editora, 2003-2012. Disponível em: <http://www.infopedia.pt/$guerra-no-kosovo>. Acesso em: 03 nov. 2012.

AVISO contra envio de ciganos para Kosovo. Disponível em:<http://www.dn.pt/inicio/globo/interior.aspx?content_id=1643930&seccao=Europa>. Acesso em: 03 nov. 2012.

ORGANIZATION FOR SECURITY AND CO-OPERATION IN EUROPE. Lead contamination in Mitrovicë: mitrovicaaffectingthe Roma community. Kosovo: OSCE, fev. 2009. Disponível em: <http://www.osce.org/kosovo/36234>. Acesso em: 03 nov. 2012.

VIEGAS, P. Kosovo independente tem uma geração a morrer envenenada. Diário de Notícias, jan. 2009. Disponível em:<http://www.dn.pt/inicio/interior.aspx?content_id=1139225>. Acesso em: 03 nov. 2012.

SANTANNA, L. Sérvia e Kosovo - Ficha técnica. Disponível em: <http://www.lourivalsantanna.com/paises/f_iugosla.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

STUART, Paul. O complexo de mineração Trepca: Como despojos do Kosovo foram distribuídos. Word Socialist Web Site, 28 jun. 2002. Disponível em: < http://www.wsws.org/articles/2002/jun2002/trep-j28.shtml>. Acesso em: 04 nov. 2012.

Japão

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (1).

ALBALAK , R. et al. Blood lead levels and risk factors for lead poisoning among children in Jakarta, Indonesia. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v.301, n. 1-3, p. 75–85, jan. 2003.

México

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (2).

CARRILLO, L. L. et al. Prevalence and determinants of lead intoxication in mexican children of low socioeconomic status. **Environmental Health Perspectives**, v.104, n. 11, nov. 1996.

CUBILLAS-TEJEDA, A. C. C. ET AL. Diseño y aplicación de un programa de comunicación de riesgos para la salud ambiental infantil en un sitio contaminado con plomo y arsénico. **Ciência saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 10, p. 4115-4126, out. 2011.

Nigéria

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: notícias (14)

OS 6 poluentes tóxicos que mais ameaçam o planeta. Disponível em: <http://www.agsolve.com.br/noticia.php?cod=4346>. Acesso em: 03 nov. 2012.

NA NIGÉRIA, crianças contaminadas por chumbo estão sem tratamento médico. In: Jornal do Commercio, Recife, 11 maio 2012. Disponível em:<http://jconline. ne10.uol.com.br/canal/mundo/internacional/noticia/2012/05/11/na-nigeria-criancas-contaminadas-por-chumbo-estao-sem-tratamento-medico-41780.php>. Acesso em: 03 nov. 2012.

Desastres ambientais com chumbo assolam Hungria e Nigéria, 06 OUT. 2010. Disponível em: <http://www.ecodesenvolvimento.org/noticias/desastres-ambientais-com-chumbo-assolam-hungria-e>. Acesso em: 03 nov. 2012.

MCLAUGHLIN, N. Nigeria: Education crucial to prevent more lead poisoning. The Epoch Times, 21 jun. 2010. Disponível em: <http://www.theepochtimes.com/n2/world/nigeria-education-crucial-to-prevent-more-lead-poisoning-37714.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

NIGÉRIA: intoxicação por chumbo coloca crianças em risco de vida. Disponível em: <http://www.msf.org.br/noticias.aspx?n=1171>. Acesso em: 03 nov. 2012.

CONTAMINAÇÃO por chumbo na Nigéria: é hora de agir, 11 maio 2012b. Disponível em:<http://www.msf.org.br/noticias/1467/contaminacao-por-chumbo-na-nigeria-e-hora-de-agir/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

CORRIDA por ouro provoca intoxicação por chumbo na Nigéria. Rio de Janeiro, 30 nov. 2010. Disponível em:<http://oglobo.globo.com/mundo/corrida-por-ouro-provoca-intoxicacao-por-chumbo-na-nigeria-2917619>. Acesso em: 03 nov. 2012.

ORISAKWE,O. E. Environmental pollution and blood lead levels in Nigeria: who is unexposed? Int J Occup Environ Health. v. 15, n. 3, p.315-317, jul-set. 2009;. Disponível em:<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19650587>. Acesso em: 03 nov. 2012.

OCHERI, M.; OGWUCHE, J. Lead in rural groundwater of Benue state, Nigeria. Department of Geography, Benue State University, Makurdi, Nigeria, 07 maio 2012. Disponível em: < http://www.wudpeckerresearchjournals.org/JESWR/Pdf/ 2012/ June/Ocheri%20and%20Ogwuche.pdf > Acesso em: 03 nov. 2012.

MINERAÇÃO tóxica, 01 jun. 2012. Disponível em: <http://pandora.jor.br/2012/06/01/mineracao-toxica/>. Acesso em: 03 nov. 2012.

PELO menos 400 crianças morrem de envenenamento por chumbo na Nigéria. In: Estadao.com.br, 05 out. 2010. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/vidae,pelo-menos-400-criancas-morrem-de-envenenamento-por-chumbo-na-nigeria-,620635,0.htm>. Acesso em: 03 nov. 2012.

SAMPAIO, M. Nigéria: mortes sobre o ouro.DW, 07 fev. 2012. Disponível em: <http://www.dw.de/nig%C3%A9ria-mortes-sobre-o-ouro/a-15723499-1>. Acesso em: 03 nov. 2012.

HOEN, M. Nigeria Lead pollution higher than expected. The Epoch Times, 06 out. 2010. Disponível em: <http://www.theepochtimes.com/n2/world/nigeria-lead-pollution-united-nations-lead-contaminated-soils-43805.html>. Acesso em: 03 nov. 2012.

YAHAYA, S. Envenenamento por chumbo mata 163 pessoas na Nigéria. Estadão, 04 jun. 2010. Disponível em:<http://www.estadao.com.br/noticias/internacional,envenenamento-por-chumbo-mata-163-pessoas-na-nigeria,561672,0.htm>. Acesso em: 03 nov. 2012.

Portugal

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: notícias (9) e tese(1).

ABREU, I. Ambiente e Saúde. Naturlink. 2012. Disponível em: http://naturlink. sapo.pt/Natureza-e-ambiente/Interessante/content/Ambiente-e-Saude?viewall=true&print=true

O CHUMBO em Portugal. Universidade Nova de Lisboa. Disponível em: http://campus.fct.unl.pt/afr/ipa_9899/grupo0003_ordenamento/chumboportugal.htm, 1999. http://www.planetazul.pt/edicoes1/planetazul/desenvArtigo. aspx?a= 19527&c=4008&r=37

JUCAS, I. A. G. M. Consequência do uso de chumbo na pesca. Câmara dos Deputados. Biblioteca Digital. 2006

Cartuchos de chumbo serão proibidos a partir da próxima época Venatória 2010/2011. 2012. Disponível em: <http://pescaecaca.com/cartuchos-de-chumbo-serao-proibidos-a-partir-da-proxima-epoca-venatoria-20102011>. Acesso em: 06 nov. 2012.

MINAS abandonadas: um problema sério. 2011. Disponível em: http://quimica paratodosuevora.blogspot.com.br/2011/01/minas-abandonadas-um-problema-serio.html

Planetazul, O Portal de ambiente e sustentabilidade. Intoxicação por metais pesados. Saúde e ambiente, Beleza, saúde e bem-estar, Vida & Lazer. Planetazul. 2011. Disponível em:

Televisores livres de chumbo. 2012. Disponível em: http://www.panasonic.pt/ html/pt_PT/Tecnologia/Meio+Ambiente/Televisores+livres+de+chumbo/5209759/ index.html

REIS, A. T. L. P. S. **Impacto do mercúrio na saúde humana: Aveiro como caso de estudo**. 2008. 112 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica)-Universidade de Aveiro, Aveiro, 2008.

SIMÕES. S. A caveira que envenena o ecossistema. DN Portugal. 19 fev. 2012. Disponível em: http://www.dn.pt/inicio/portugal/interior.aspx?content_id=2313721

Uruguai

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: tese (1).

DI GIULIO, G. M. **Comunicação e governança do risco: exemplos de comunidades expostas à contaminação por chumbo no Brasil e Uruguai**. 2010. 327f. Tese (Doutorado em Ambiente e Sociedade)-Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2010.*

O elemento e seus usos

Características do chumbo

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: relatórios (2) e documentos eletrônicos (7)

CHUMBO: glossário. Banco de dados recursos minerais e comunidade: impactos humanos, sócio ambientais e econômicos. Redigido por Renata Alamino.

PERACCINNI, A. T; AMARAL, P. H. M; DUPRAT, P. L. **Chumbo (Pb)**. Disponível em: <http://www.ufjf.br/analiseambiental/files/2011/11/NAGEA-2011-QUIM-AMB-JM-CHUMBO.pdf>. Acesso em: 01 out. 2012.

SANTOS, J. F. **Relatório técnico 26: perfil do minério de chumbo: produto 17: minério de chumbo**. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia, Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral, 2009. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/sgm/galerias/arquivos/plano_duo_decenal/a_mineracao_brasileira/P17_RT26_Perfil_do_Minxrio_de_Chumbo.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2012.

SANTOS, J. F. **Relatório técnico 66: perfil do minério de chumbo**. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia, Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral, 2009. Disponível em:<http://www.mme.gov.br/sgm/galerias/arquivos/plano_duo_decenal/a_transformacao_mineral_no_brasil/P40_RT66_Perfil_do_Chumbo.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2012.

SILVA, B. C. E.; TEIXEIRA, J. A. de A. B. **Chumbo**. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3981>.Acesso em: 02 nov. 2012.

TEIXEIRA, J. A. de A. B. Chumbo. In: RODRIGUES, A. F. da S. (Coord.). **Economia Mineral do Brasil 2011**. Brasília, DF: DNPM, 2009.

MEDLINEPLUS. Lead levels – blood. Disponível em: <http://www.nlm.nih.gov/medlineplus/ency/article/003360.htm> . Acesso em: 01 nov. 2012.

Métodos de análises

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigo científico (3), resumo de congresso(1) e tese(1).

CAMPOS, M. L. et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.4, p.361-367, abr. 2005.

COSTA, C. das N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. **Ciência rural**, Santa Maria. v. 37, n. 5, p. 1323-1328, set./out. 2007

SCHECKEL, K. G. et al. Determining speciation of Pb in phosphate-amended soils: method limitations. **Science of the Total Environment**, Amsterdan, v. 350, n. 1-3 p. 261–272, nov. 2005.

VEIGA, M. A. M. S. da. Coleta de amostras e métodos analíticos para determinação de chumbo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CHUMBO E A SAÚDE HUMANA, 2009., Ribeirão Preto. **Anais** ... Ribeirão Preto: USP, 2009. p. 330-336.

TAVARES, A. D. **Determinação de cádmio e chumbo em alimentos e bebidas industrializados por espectrometria de absorção atômica com atomização eletrotérmica**. 2010. 84 f. Tese(Doutorado em Química)-Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2010.

Legislação e governança

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: leis (4) e artigo científico (3)

BAHIA. Lei ambiental do Estado da Bahia n° 10.431, de 20 dezembro de 2006**. Diário Oficial do Estado**, Salvador, 21 dez. 2006.

BAHIA. Decreto nº 11.235, de 10 de outubro de 2008. **Diário Oficial do Estado**, Salvador, 12 dez. 2008.

BAHIA. Decreto nº 9.295 de 03 de janeiro de 2005. **Diário Oficial do Estado**, Salvador, 03 jan. 2005.

BAHIA.Portaria nº 3.487, de 07 de dezembro de 2007. **Diário Oficial do Estado**, Salvador, 09 dez. 2007.

DI GIULIO, G. M. et al. Experiências brasileiras e o debate sobre comunicação e governança do risco em áreas contaminadas por chumbo. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 2, p. 337-349, fev. 2012.

FREITAS, C. M. et al. Chemical safety and governance in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdã, v. 86, n.1-3, p. 135-151, set. 2001.

MORCK, R.; WOLFENZON, D.; YEUNG, B. Corporate governance, economic entrenchment, and growth, **Journal of Economic Literature**, Nashville, v. 43, n. 3, p. 655-720, set. 2003.

Processamento, contenção e reciclagem

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigo científico (2), documento eletrônico (1) e dissertações (2)

ETTLER, V.; MIHALJEVIČ, M.; TOURAY , J. C.; PIANTONE, P. Leaching of polished sections : an integrated approach for studying the liberation of heavy metals from lead-zinc metallurgical slags. **Bulletin Société Géologique de France**, Paris, v. 173, p. 161-169, 2002.

KORF, E. P. **Comportamento hidráulico e reativo de uma mistura solo-cimento para aplicação em barreira de cotenção de resíduos ácidos contendo chumbo e cádmio**. 2011. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

MACHADO, I. P. **Avaliação ambiental do processo de reciclagem de chumbo**. 2002. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MOBILIZAÇÃO comunitária impede a instalação de recicladora de chumbo em Mauá da Serra. Banco de Dados Recursos Minerais e Sociedade: Impactos Territoriais,Sociais, Ambientais e Econômicos, desenvolvido no Centro de Tecnologia Mineral/Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Redigido por Keila Souza.

SAYER, J. A.;HOWELLS, J. D. C.; WATSON, C.,HILLIER, S.; GADD, G. M. Lead mineral transformation by fungi. **Current Biology**, v. 9, n. 13, p. 691-694, jul.1999.

O ambiente físico

Solo

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos(4), relatório(1) e dissertações(1)

ABREU, C. A. de; ABREU, M. F. de; ANDRADE, J. C. de. Distribuição de chumbo no perfil de solo avaliada pelas soluções de dtpa e mehlich-3. **Bragantia,** Campinas, v. 57, n. 1, 1998.

BARRERO, F. M. C. **Análise de áreas degradadas pós mineração em municípios da bacia do rio Paramirim**. Salvador: INGÁ, 2008.

BASTA, N. T., MCGOWN, S. L. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 127, n. 1, p. 73–82, jan. 2004.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 279-288, 2001.

PONTES, E. de M. **Monitoração de chumbo em amostras ambientais e estudos de retenção de cádmio, chumbo, cobre e zinco nos solos luvissolo crômico e neossolo regolítico**. 2009. 85f. Dissertação (Mestrado em Química Aplicada)-Universidade do Estado da Bahia, Salvador, 2009.*

SAUVÉ, S.; MCBRIDE, M. B.; HENDERSHOT, W. H. Speciation of lead in contaminated soil. **Environmental Pollution**, Barking, v. 98, n. 2, p. 149-155, 1997.

Influências no meio ambiente e saúde pública

Biodisponibilidade

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (12), resumos de congresso (2), relatório (1), documento eletrônico (1) e dissertações (2).

BARROS, Y. J. et al. Indicadores de qualidade de solos em área de mineração e metalurgia de chumbo: I – microrganismos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p.1397-1411, jul./ago. 2010.

BOSSO, S. T.; ENZWEILER, J. Ensaios para determinar a (bio)disponibilidade de chumbo em solos contaminados: revisão. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 394-400, 2008

CAVALCANTE, A. L. M. **Parâmetros sanguíneos de tilápia (*Oreochromis niloticus*) no monitoramento ambiental do chumbo**. 2009. 59 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2009.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 2, mar./abr. 2000.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; PESSOA, A. C. dos S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em argissolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 3, n. 1-2, p.19-23, 2002.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; PESSOA, A. C. dos S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em argissolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 3, n. 1-2, p.19-23, 2002.

LIMA, J. S.; GORGATI, C. Q.; ESPIRITO SANTO, A. A. Chumbo como agente poluidor na cadeia alimentar. In: CONFERÊNCIA LATINO-AMERICANA SOBRE MEIO AMBIENTE, 5., 2002, Belo Horizonte. [**Artigos técnicos**...] Belo Horizonte: IETEC, 2002. Disponível em: <http://www.ecolatina.com.br/2002/artigos/riscos_ambientais/risc_amb_05.asp>. Acesso em: 12 jul. 2012.

MOREIRA, I. T. A. et al. Resultados preliminares no desenvolvimento de cultivares da mamona na fitorremediação de solo contaminado por metais pesados. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 2., 2006, Aracaju. **Anais**... Aracaju: Embrapa Algodão, 2006. p. 1-6.

NAVA, I. A. et al. Disponibilidade dos metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo no solo e tecido foliar da soja adubada com diferentes fontes de NPK+Zn. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, MG, v. 35, n. 5, p. 884-892, set./out. 2011.

NIEMEYER, J. C. et al. Functional and structural parameters to assess the ecological status of a metal contaminated area in the tropics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, 16 out. 2012. No prelo.

OLIVEIRA R. R.; LACERDA, D. L. Contaminação por chumbo na serrapilheira do Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. **Acta botânica brasileira**, Feira de Santana, BA, v. 1, n. 2, supl., dec. 1987.. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33061987000300016&script=sci_arttext>. Acesso em: 28 jun. 2010.

PRODUÇÃO de moluscos bivalves no baixo sul do recôncavo da Bahia: elaboração de uma base de dados sobre a qualidade ambiental da região. Disponível em: <*www.ufrb.edu.br/prouna/>. Acesso em: 18 set. 2012.*

ROTKITTIKHUN, P. et al. Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand. **Environmental Pollution**, Barking, v. 144, n. 2, p.681-688, nov. 2006.

SANTIAGO, D. M.; TEIXEIRA, G. C. B.; SOUZA, R. R. de. Teores de cádmio, chumbo e zinco em plantas medicinais cultivadas em solos contaminados. **Perquirere**, Patos de Minas, MG, v. 1, n. 8, p. 195-202, jul. 2011.

SANTOS, C. R. dos. **Ácido delta aminolevulínico desidratase (ALAD) de tilápia (*Oreochromis niloticus*) no monitoramento do chumbo no ambiente aquático**. 2008. 48 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Publica)-Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2008.

SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO; SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Diagnóstico do grau de contaminação da baía de Todos os Santos por metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo a partir da análise das suas concentrações nos sedimentos de fundo e na biota associada**. Salvador: SEDUR; SEMARH, 2004.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead Toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Londrina, v. 17, n. 1, p. 35-52, jan./mar. 2005.

SMICAL, A. et al. Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. **Environmental Engineering and Management Journal**, Romania, v .7, n. 5, p. 609-615, set./out. 2008. Disponível em:<http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/pdfs/vol7/no5/20_Smical_A.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2012.

Toxicologia

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos (24), resumos de congresso (4), relatório (5), documento eletrônico (3), notícias (1), capitulo de livro (1), monografia (3), tese (2), apostila (1) e dissertações (7).

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (United States Of America)**. Toxicological profile for lead**. Atlanta: ATSDR, 2007.

ALMEIDA, A. R. P. de. **Alterações renais em operários expostos ao chumbo inorgânico**. 69f. Dissertação (Mestrado em Medicina Interna)-Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1984.*

ALMEIDA, A. R. P. et al. Renal dysfunction in brazilian lead workers. **American Journal of Nephrology**, Basel, n.7, p. 455-58, 1987.*

ARAUJO, U. C.; PIVETTA, F. R.; MOREIRA, J. C. Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo: proposta de uma estratégia de monitoramento para prevenção dos efeitos clínicos e subclínicos. **Cadernos Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 15, n.1, p. 123-131, jan./mar 1999.

ASMUS, C.I.R.F ET AL. Exposición de niños y adolescentes a resíduos peligrosos en Brasil, un estudio de caso, **Acta Toxicológica Argentina**, Argentina, v. 14, suppl., p. 20 - 21, 18 nov. 2006

BARBOSA JUNIOR , F. et al. A critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations and future needs. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 229-241, jan./mar. 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Ações Programáticas Estratégicas. **Atenção à saúde dos trabalhadores expostos ao chumbo metálico**. Brasília, DF: Ed. MS, 2006.

CALDEIRA, C.; MATTOS, R. de C. O. da C.; MEYER, A.; MOREIRA, J. C. Limites de aplicabilidade da determinação do ácido a-aminolevulínico urinário como teste screening na avaliação da intoxicação profissional pelo chumbo. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 225-230, jan./mar. 2000.

CARVALHO, F. M. **Anaemia amongst brazilian children**. 282f. 1982. Tese (Doutorado em Saúde Ocupacional)-Universidade de Londres, Londres, 1982.*

CARVALHO, F. M. ET AL. Anemia, deficiência de ferro e intoxicação pelo chumbo em crianças de uma creche de Salvador, Bahia. **Revista Baiana de Saúde Pública**, Salvador, v. 24, n. 1-2, p. 32-41, jan./dez. 2000.

CARVALHO, M. A. R. de. **Avaliação da exposição ao chumbo em crianças através dos indicadores ALA-U e ZPP e sua relação com fatores nutricionais e a**

vitamina D. 2006. 62 f. Dissertação(Mestrado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

CELERE, M. S. et al. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 939-947, abr. 2007.

DE CAPITANI, E. M. Diagnóstico e tratamento da intoxicação por chumbo em crianças e adultos. In: SIMPÓSIO SOBRE O CHUMBO E A SAÚDE HUMANA, 2009., Ribeirão Preto. **Anais** ... Ribeirão Preto: USP, 2009a. p. 319-329.

DE CAPITANI, E. M. Metabolismo e toxicidade do chumbo na criança e no adulto. In: SIMPÓSIO SOBRE O CHUMBO E A SAÚDE HUMANA, 2009., Ribeirão Preto. **Anais** ... Ribeirão Preto: USP, 2009b. p. 278-286.

DE CAPITANI, E. M.; PAOLIELLO, M. M. B., ALMEIDA, G. R. C. de. Fontes de exposição humana ao chumbo no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE O CHUMBO E A SAÚDE HUMANA, 2009., Ribeirão Preto. **Anais** ... Ribeirão Preto: USP, 2009. p. 311-318.

DIRETRIZES para elaboração de protocolos de vigilância e atenção à saúde de populações expostas a solo contaminado. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2007.

FREITAS, C. U.et al. Lead exposure in an urban community: Investigation of risk factors and assessment of the impact of lead abatement measures. **Environmental Research**, San Diego, v. 103, n. 3, p. 338-344, mar. 2007.

GUERRA, C. S. **Utilização de dentes decíduos de regiões com diferentes históricos de contaminação ambiental para detecção de grupos de crianças expostas ao chumbo no Brasil**. 2010. 175 f.Tese (Doutorado em em Biologia Buco-Dental)- Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2010.*

JACOB, L. C. B.; ALVARENGA, K. de F.; MORATA, T. C. Os efeitos da exposição ocupacional ao chumbo sobre o sistema auditivo: uma revisão da literatura. **Revista Brasileira de Otorrinolaringologia**, Rio de Janeiro, v.68, n. 4, p. 564-569, jul./ago. 2002.

JURUENA, M. F. P. Exposição ao chumbo: consequências neuropsiquiátricase comportamentais. In: SIMPÓSIO SOBRE O CHUMBO E A SAÚDE HUMANA, 2009., Ribeirão Preto. **Anais** ... Ribeirão Preto: USP, 2009. p. 296-300.

MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B. Avaliação da exposição ao Pb e Cd em crianças de 0 a 17 anos por consumo de alimentos vegetais cultivados em solos contaminados por metais. No prelo.

MAINENTI, H. R. D. **Correlação entre a exposição ao chumbo e a atividade da enzima ácido -aminolevulínico desidratase (ala-d),paratormônio (pth) e fatores nutricionais em crianças**. 2006. 65 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

MENEZES FILHO, J. A; CARVALHO, W. A de; SPÍNOLA, A, G. Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo em uma metalúrgia: um estudo transversal. **Revista Brasileira da Saúde Ocupacional**, São Paulo, v. 28, n. 105-106, p. 63-72, 2004.

MENEZES FILHO, J. A.; VIANA, G. F. S.; PAES, C. R. Determinants of lead exposure in children on the outskirts of Salvador, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 184, n. 4, p.2593-2603, abr. 2012

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde, **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 167-181, 2004.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana Salud Publica**, Washington, v. 15, n. 2, p.119-129, fev. 2004.

MOREIRA, M. de F. R.; NEVES, E. B. Uso do chumbo em urina como indicador de exposição e sua relação com chumbo no sangue. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 9, p. 2151-2159, set. 2008.

MUNHOZ, J. A. Apostila de toxicologia. Disponível em: < http://www. higieneocupacional. com.br/download/tox-munhoz.pdf>. Acesso em: 12 out. 2012.

MURATA, M. M. **Implementação da técnica de avaliação de aberrações cromossomias e sua aplicação em indivíduos expostos a solventes e metais**. 2007. 55 f. Dissertação(Mestrado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2007.

NOGUEIRA, S. M. **Padronização e aplicação de uma metodologia para determinação do polimorfismo da enzima ácido δ-aminolevulínico desidratase na avaliação da exposição ao chumbo**. 2003. 50 f. Dissertação(Mestrado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2003.

PADULA, N. A R M; ABREU, M. H.; MIYAZAKI, L. C Y.; TOMITA, N. E. Intoxicação por chumbo e saúde infantil: ações intersetoriais para o enfrentamento da questão. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 27, n. 1, p. 163-179, jan. 2006.

PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 144 p. (Cadernos de referencia ambiental, v.3).

PAOLIELLO, M. M. B.; DE CAPITANI, E. M. Occupational and environmental human lead exposure in Brazil. **Environmental Research**, San Diego, v. 103, n. 2, p. 288-297, fev. 2007.

PENA, P.G.L.; FREITAS, M.C.S.; CARDIM, A. Trabalho artesanal, cadências infernais e lesões por esforços repetitivos; estudo de caso em uma comunidade de mariscadeiras na Ilha de Maré, Bahia. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.16, n.8, p.3383-3392, 2011.

ROCHA, A. F. da. **Cádmio, chumbo, mercúrio**: a problemática destes metais pesados na Saúde Pública. 2009. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso(Bacharelado em Ciências da Nutrição)-Faculdade de Ciências da Nutrição e Alimentação, Universidade do Porto, Porto, 2009.

ROUSSEL, H. et al. Cd, Pb and Zn oral bioaccessibility of urban soils contaminated in the past by atmospheric emissions from two lead and zinc smelters. **Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 58, p. 945–954, 2010.

SANTOS, A. M. A. et al. **Introdução à higiene ocupacional**. Brasília, DF: Ministério do Trabalho; FUNDACENTRO, 2004.

SILVA, A. P. **Avaliação das informações sobre a exposição dos trabalhadores das empresas SHELL, CYANAMID E BASF a compostos químicos – Paulínia/SP**: relatório final. São Paulo: AMBIOS, 2005.

SILVANY-NETO, A. M. et al. Repeated surveillance of lead poisoning among children. **Science of The Total Environment**, n.78, p.179-86, 1989.*

SILVA, C. H. da. **Uso de indicadores de dose interna e de efeito como ferramentas para avaliação da exposição ao chumbo.** 2001. 74 f. Dissertação(Mestrado em Saúde Pública)-Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2001.

SOUSA, J. M. D. de. **Exposição a metais pesados no ambiente de trabalho:** estabelecimento de bioindicadores de exposição a poluentes. 2010. 61 f. Dissertação(Mestrado em Biologia Humana e Ambiente)-Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, 2010.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M**.** Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 147-154.*

TAVARES, T. M. et al. Lead in hair of children exposed to gross environmental pollution. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 36, p.221-30, 1989.

TOMITA, N. E.; PADULA, N. A. de M. R. Intoxicação por chumbo em crianças e o discurso da imprensa. **Ciência saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v. 10, suppl., p. 111-119, set./dez. 2005.

TONG, S. et al. Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. Bulletin of the World Health Organization, Nova York, v. 78, n.9, 2000.

XAVIER JUNIOR, E. C. **Razão cálcio/creatinina em urina como indicativo de alterações fisiológicas em crianças ambientalmente expostas ao chumbo**: interações entre indicadores biológicos, fatores nutricionais e parâmetros clínicos.

2007. 114 f. Trabalho de Conclusão de Curso(Especialização)- Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2007.

ZENTNER, L.E; RONDÓ, P.H. Lead contamination among pregnant brazilian women living near a lead smelter. **International Journal of Gynecology and Obstretrics,** v.87, n.2, p.147-48, 2004.*

ZENTNER, L.E et al. Relationships of blood lead to calcium, iron, and vitamin C intakes in Brazilian pregnant women. **Clinical Nutrition**, v.27, p.100-04, 2008.*

Notícias

EXPOSIÇÃO ambiental ao chumbo: um problema global. Disponível em:<http:// www.boasaude.com.br/lib/showdoc.cfm?LibCatID=1&Search=Exposicao%20ao%20 chumbo&LibDocID=3859>. Acesso em: 12 dez. 2011.

Site

SATURNISME. In: WIKIPEDIA. Disponível em: <http://fr.wikipedia.org/wiki/Saturnisme>. Acesso em: 10 jul. 2012.

SATURNISMO. In: WIKIPEDIA. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Saturnismo>. Acesso em: 10 jul 2012.

SATURNISMO ou intoxicação por chumbo. Disponível em: <http://www.brasilmedicina. com.br/noticias/pgnoticias_det.asp?Codigo=134>. Acesso em: 12 jul. 2012.

Avaliação de risco e valores orientadores

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos(7), tese(1) e relatório(1)

ASMUS, C.I.R.F et al. Estudos de avaliação de risco à saúde humana: uma contribuição para a vigilância em saúde. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 13, n. 1, p. 97 - 111, mar. 2005.

CORDEIRO, R.; LIMA FILHO, E. C. The inadequacy of threshold values for preventing lead poisoning in Brazil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 177-186, abr./jun. 1995.

FERREIRA, J. G.; OLIVEIRA, M. J. E. de. Valores orientadores para avaliação da contaminação em solo e água: estudo de caso. **Visão Acadêmica**, Curitiba, v. 7, n. 1, 2006.

KUNO, Rúbia. **Valores de referência para chumbo, cádmio e mercúrio em população adulta da Região Metropolitana de São Paulo**. 2009. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências)-Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MATTOS, R. C. O. C. et al. Avaliação dos fatores de risco relacionados à exposição ao chumbo em crianças do Rio de Janeiro. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 6, p. 2039-2048, dez. 2009. Disponível em:< http://www. scielo.br/ pdf/csc/v14n6/11.pdf >. Acesso em: 16 jul. 2012.

PAOLIELO, M. M. B. et al. Valores de referência para plumbemia em população urbana. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 144-148, abr. 1997.

SILVA, A.P. **Avaliação de riscos à saúde humana por resíduos perigosos**. 2012. Apresentação realizada no Seminário Santo Amaro.

XIONG, Z. T. Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pionner species S*onchus oleraceus L*. **Environmental Pollution**, Barking, v. 97, n. 3, p. 275-279, 1997.

ZUINDEAU, B. Responding to environmental risks: what can Albert Hirschman contribute? **Ecological Economics**, Amsterdã, v. 69, n. 1, p. 155–165, nov. 2009.

Remediação

Abaixo estão listados os diferentes materiais onde está disponível o conhecimento já adquirido: artigos científicos(6), dissertações(4) e resumo de congresso(1)

BIGELLI, E. M. **Utilização de escória de chumbo em massa cerâmica vermelha**. 2005. 205 f. Dissertação(Mestrado em Engenharia)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005

CHEN, Z.S.; LEE, G.J.; LIU, J.C. The efects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead incontaminated soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 41, n. 1-2, p. 235-242, jul. 2000.

ELIAS, R. W.; GULSON, B. Overview of lead remediation effectiveness. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 303, n. 1-2, p. 1-13, fev. 2003.

KEDE, M. L. F. M. **Comportamento do chumbo em latossolos após aplicação de rocha fosfatada brasileira: subsídio para remediação ambiental de áreas contaminadas.** 2006. 68 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)-Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

KEDE, M. L. F. M. et al. Estudo do comportamento do chumbo em latossolos brasileiros tratados com fosfatos: contribuições para a remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 579-584, 2008.

MOREIRA, I. T. A. **Avaliação da eficiência de modelos de remediação aplicados em sedimentos de manguezal impactados por atividades petrolíferas**. 2001. 163 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica)-Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Bahia, 2011.

PEDRAZZOLI, C. D.; IRYODA, K. I.; PONTE H. A. Remediação eletrocinética de chumbo em resíduos industriais. In: ENCONTRO E EXPOSIÇÃO BRASILEIRA DE

TRATAMENTO DE SUPERFÍCIES, 11., 2003. São Paulo. [**Trabalhos...**] São Paulo: [s.l], 2003. Disponível em: < http://www.gea.ufpr.br/Trabalhos/Congressos/Ebrats2003-PedrazzoliIryodaPonte.pdf>. Acesso em: 03 set. 2012.

PEREIRA, B. F. F. **Potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo**. 2005. 68 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical)- Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP, 2005.

ROMEIRO, S. et al. Absorção do chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes* l. **Bragantia**, Campinas, SP, v.66, n. 2, p. 327-334, 2007.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources,chemistry, risks and best available estrategies for remediation. **ISRN Ecology,** v. 2011, p. 1-20, 2011.

ZEITOUNI, C. F., BERTON, R. S., ABREU, C. A. Fitoextração de cádmio e zinco de um latossolo vermelho-amarelo contaminado com metais pesados. **Bragantia**, Campinas, SP, v.66, n.4, p.649-657, 2007.