

# DRENAGEM ÁCIDA E GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE MINERAÇÃO

# 10

---

Laura De Simone Borma - LNCC/MCT

Paulo Sérgio Moreira Soares - CETEM/MCT

## 1. INTRODUÇÃO

A instalação de um empreendimento mineral usualmente proporciona à comunidade localizada em sua área de influência o aumento da oferta de emprego e renda, da disponibilidade de bens e serviços, da arrecadação de impostos e a melhoria da qualidade de vida. Em contrapartida pode também significar alterações indesejáveis na paisagem e nas condições ambientais.

A superação da contradição representada pelos benefícios e custos ambientais associados à instalação de um empreendimento mineral é um dos desafios mais importantes a serem solucionados no início do século XXI. A incorporação dos princípios do desenvolvimento sustentável ao projeto, instalação, operação e descomissionamento destes empreendimentos certamente faz parte da solução. Dentre estes princípios, devem ser privilegiados métodos de produção mais limpa, de minimização do consumo de materiais e energia e geração de efluentes, além da maximização de benefícios sociais.

Alguns dos principais aspectos e impactos ambientais decorrentes das atividades de mineração que deverão ser gerenciados no processo de incorporação de métodos de produção mais limpa a estas atividades estão representados esquematicamente no diagrama da **Figura 1** (adaptado de van Huyssteen, 1998). Entre estes, o impacto associado à contaminação de corpos hídricos superficiais e subterrâneos pelas denominadas *drenagens ácidas de mina* (DAM) é provavelmente um dos mais significativos.

A DAM pode ser definida como a solução ácida gerada quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração (rejeito ou estéril) são oxidados em presença de água. Esta solução age como agente lixiviante dos minerais presentes no resíduo produzindo um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico. Caso o percolado alcance corpos hídricos próximos pode contaminar suas águas tornando-as impróprias para uso por muito tempo depois de cessadas as atividades de mineração.

A DAM pode ocorrer onde o mineral ou metal de interesse encontra-se associado a sulfetos. Sua ocorrência tem sido relatada na extração de ouro, carvão, cobre, zinco ou urânio, entre outros e a disposição adequada dos resíduos destas operações, evitando-se que sejam expostos às condições oxidantes em presença de água, é fundamental para a prevenção e minimização da DAM (Miller, 1992; Souza, 1995; Soares *et al.*, 2000; Souza *et al.*, 2001).

Além de ocorrerem em pilhas e depósitos (barragens) de resíduos, drenagens ácidas em instalações de mineração podem também se dar em galerias de minas subterrâneas, pilhas de lixiviação, pilhas de estoque de minério e cavas de mina a céu aberto.

A denominação *drenagem ácida de rochas* (DAR) é algumas vezes empregada em lugar de DAM. Isto ocorre particularmente quando se faz referência a drenagens ácidas geradas a partir de depósitos ou pilhas de material estéril produzido nas operações de lavra. DAR é também usada para denominar a drenagem ácida que pode ocorrer como resultado de atividades não relacionadas à mineração como por exemplo, a partir de um material rico em sulfetos movimentado em trabalhos de construção civil.

Uma vez que a drenagem ácida é tratada neste Capítulo sempre associada a atividades de mineração, optou-se por empregar no texto apenas a denominação *drenagens ácidas de mina* (DAM).

A abordagem detalhada da gestão de resíduos e drenagens ácidas em mineração exige o exame aprofundado de aspectos geotécnicos, hidrológicos, hidrogeológicos, climáticos, físico-químicos, químicos, microbiológicos, econômicos e ambientais entre outros, fugindo ao escopo do presente Capítulo que tem por objetivo sobretudo introduzir o tema ao leitor. Com este propósito o texto que se segue é dividido em duas grandes seções. Na primeira

são comentados princípios gerais da gestão de resíduos sólidos de mineração geradores de ácido e na segunda, apresentados fundamentos da prevenção, controle de geração e mitigação das drenagens ácidas de mina produzidas por estes resíduos.

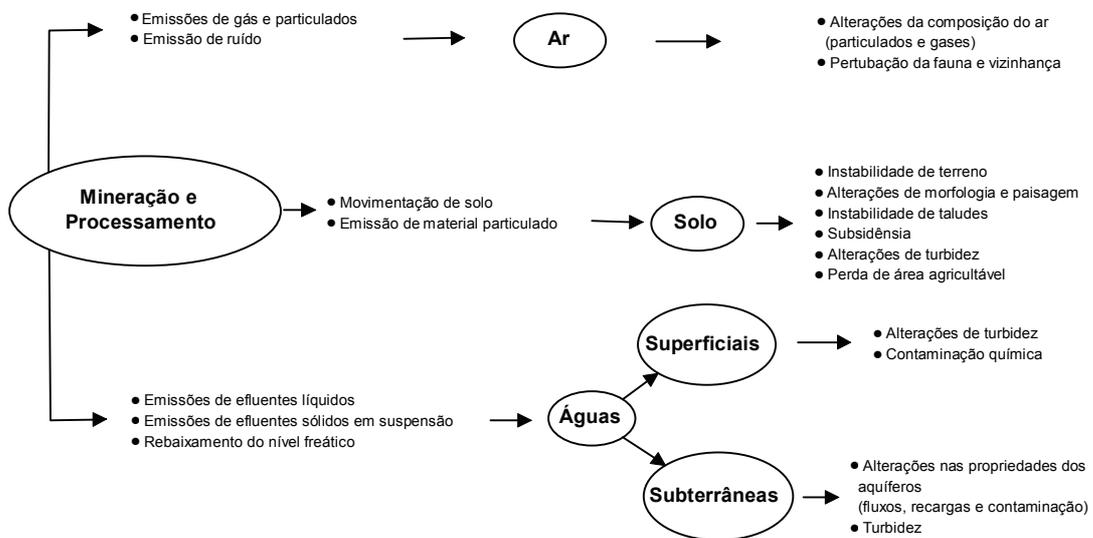


Figura 1 – Aspectos e impactos ambientais da mineração e processamento mineral associados ao meio físico (van Huyssteen, 1998)

## 2. DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE MINERAÇÃO

Resíduos sólidos contendo sulfetos produzidos em instalações de mineração e beneficiamento, quando dispostos de forma inadequada podem gerar drenagens ácidas de mina. A prevenção, minimização e tratamento destas drenagens requer um sistema de gestão que estabeleça critérios para escolha do local e forma de disposição. Estes critérios são estabelecidos a partir da análise de fatores tais como o *tipo de resíduo*, suas *características físicas, químicas e mineralógicas* e seu *potencial de geração de ácidos* além de *aspectos específicos da área de disposição* (clima, geologia, distância em relação aos cursos d'água, etc). A análise destes fatores condiciona a necessidade da implantação de *obras de engenharia para redução de percolado e estruturas de retenção de contaminantes* que visam a proteção dos recursos hídricos na área do empreendimento (Ritcey, 1989).

Os elementos gerais deste sistema de gestão são apresentados de forma esquemática no fluxograma da **Figura 2** (adaptado de Hutchinson ; Ellison, 1992) e comentados a seguir.

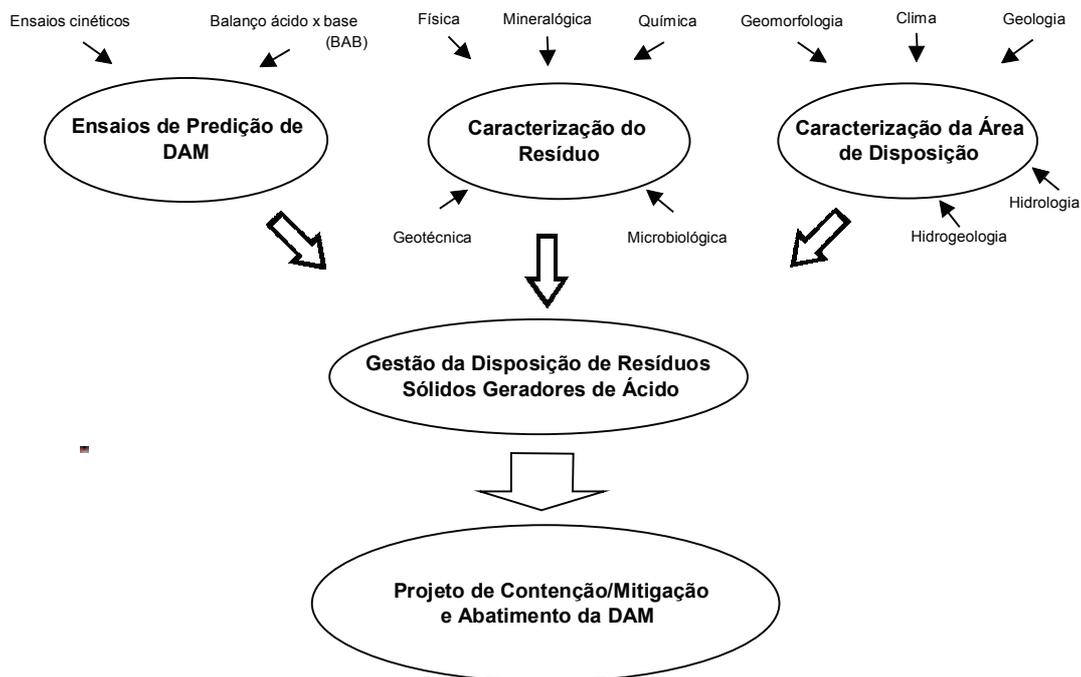


Figura 2 - Elementos gerais de um sistema de gestão para disposição de resíduos geradores de ácido

### **Tipos de resíduos**

Resíduos sólidos gerados das operações de lavra e processamento mineral podem ser classificados preliminarmente em estéreis e rejeitos.

Estéreis são materiais de cobertura, camadas intermediárias ou circundantes do mineral de interesse, extraídos fisicamente através do uso de explosivos ou escavadeiras e muitas vezes dispostos em pilhas sem estruturas de contenção. As pilhas deste resíduo são, em geral, de granulometria bastante variada e, na ausência de compactação, apresentam elevada porosidade, o que facilita a penetração de oxigênio gasoso e águas pluviais em seu interior.

Rejeitos são resíduos sólidos resultantes das operações de beneficiamento e metalurgia extrativa. Uma vez que estas implicam em cominuição e classificação do minério, os rejeitos apresentam distribuição granulométrica pouco dispersa e usualmente mais fina que os estéreis. São frequentemente depositados em áreas confinadas (barragens ou bacias) dotadas de estruturas de contenção.

O estéril das operações de lavra de minérios sulfetados de ouro ou de sulfetos polimetálicos dos quais se extrai este metal, caso contenha sulfetos e seja submetido a condições de disposição inadequadas, pode ser potencialmente gerador de DAM.

Rejeitos resultantes da operação de lixiviação em instalações para o processamento de minérios auríferos sulfetados porém, não são geradores de ácido. Este é o caso de minérios auríferos refratários onde o ouro encontra-se frequentemente ocluído em sulfetos e não disponível ao cianeto de sódio, empregado industrialmente na lixiviação. Neste caso, o minério é submetido a uma etapa de oxidação dos sulfetos, que torna o metal disponível. Os rejeitos da cianetação, sem a presença de sulfetos, não oferecem riscos de geração de DAM.

Um minério aurífero rico em sulfetos, no entanto, pode não ser refratário. Desta forma, será lixiviado sem oxidação prévia. A cianetação é realizada industrialmente com pH entre 10,0 e 11,0 e o rejeito desta operação é usualmente disposto em barragens como uma polpa alcalina e sob água. Os riscos de geração de DAM, nestas condições, são pequenos.

As operações de beneficiamento que antecedem a lixiviação deste minério, no entanto, podem envolver etapas de concentração gravítica e flotação que geram rejeitos contendo sulfetos. Estes serão geradores de DAM se dispostos de forma inadequada.

### **Características dos resíduos**

A caracterização física, química, mineralógica e a identificação do potencial de geração de ácido (DAM) de resíduos de mineração são essenciais para gestão dos impactos ambientais da disposição.

A determinação das propriedades físicas contribui para o estabelecimento de práticas adequadas de empilhamento tais como a definição da altura e inclinação dos taludes, além de medidas para a redução da erosão pela ação da água e do vento. Permite também definir as condições de uso dos resíduos em estruturas de contenção e, através de ensaios específicos, prever a permeabilidade das pilhas de resíduos às águas pluviais e aos contaminantes dissolvidos, o que é de particular importância para o desenvolvimento de projetos envolvendo a prevenção e controle da DAM.

As principais características dos resíduos e propriedades físicas associadas, (Hutchinson; Ellison, 1992) são apresentadas na **Tabela 1**.

**Tabela 1**  
**Características dos resíduos e propriedades físicas associadas**

<b>Características</b>	<b>Propriedades físicas associadas</b>
Empilhamento/ Armazenamento	Resistência ao cisalhamento Condutividade hidráulica (que determina a habilidade de um dado material drenar líquidos em função de sua distribuição granulométrica)
Resistência à erosão pela ação da água e do vento	Distribuição granulométrica Coesão
Capacidade de infiltração	Condutividade hidráulica Inclinação dos taludes da pilha de resíduos Capacidade de suporte ao crescimento da vegetação
Quantidade de líquido drenado	Teor de umidade inicial Retenção específica – função da distribuição granulométrica
Aproveitamento para construção de aterros	Durabilidade Resistência ao cisalhamento Condutividade hidráulica Compatibilidade química com os fluidos a serem retidos (estabilizados)
Aproveitamento para construção de revestimentos (“liners”), prevenção e controle da DAM	Condutividade hidráulica Compatibilidade química com os fluidos a serem estabilizados

A caracterização química de um resíduo é realizada através da determinação das concentrações analíticas de seus constituintes.

Os resultados desta determinação podem auxiliar na tomada de decisão quanto a procedimentos especiais de disposição. Estes procedimentos podem ser impostos pela legislação aplicável à jurisdição onde está localizada a empresa e/ou pelas normas técnicas e práticas corporativas que ela adota (NBR 1328, 1993; NBR 1329, 1993).

Ensaio complementares de caracterização química podem ainda ser realizados de forma a avaliar a solubilização e transporte dos constituintes do resíduo, nas condições de disposição. Estes consistem na lixiviação dos resíduos e comparação de sua composição antes e após o ensaio. Detalhes acerca da metodologia destes e outros ensaios correlatos são apresentados em EPA, 1992 e em Yong *et al.*, 1992.

A caracterização mineralógica, por sua vez, permite determinar os minerais que constituem o resíduo e sua forma de ocorrência (formato da partícula, distribuição no sólido, etc). Estas informações, entre outras, contribuem para estabelecer hipóteses sobre os mecanismos de geração e neutralização de ácido, o que auxilia na definição de estratégias de disposição.

A realização de ensaios de caracterização de resíduos com o fim específico de determinar o potencial de geração de drenagens ácidas não é, presentemente, prática amplamente disseminada no País. Algumas empresas de mineração realizam ensaios de previsão da ocorrência de DAM e adotam medidas preventivas, como parte de sua estratégia de gestão ambiental. Em países como o Canadá e em alguns estados dos EUA, testes de previsão da DAM foram incorporados aos processos de licenciamento de empreendimentos minerais (MEI/Canada, 1997; Curtis, 1999).

#### **Aspectos específicos da área de disposição**

As condições naturais predominantes na região onde se localiza o depósito, tais como as formações geológicas subjacentes, clima e proximidade de corpos hídricos são também relevantes para a gestão da disposição dos resíduos, no que diz respeito à geração de DAM.

#### **Aspectos geológicos e hidrogeológicos**

O material natural (geologia) sobrejacente às reservas de água subterrânea e subjacente ao depósito de resíduo pode reter naturalmente alguns dos constituintes solúveis. Esta retenção pode ser de natureza hidráulica e/ou química. A retenção hidráulica é proporcionada essencialmente por formações geológicas de baixa condutividade (tipicamente<sup>1</sup> menor ou igual a  $10^{-6}$  cm/s) que limitam o fluxo descendente da água que infiltra e percola através do resíduo. A retenção química, também chamada atenuação, ocorre quando a concentração dos contaminantes eventualmente presentes na água é reduzida, no fluxo descendente, por processos químicos, físico-químicos e/ou biológicos. Uma discussão detalhada dos fenômenos de retenção natural é apresentada em Hutchinson ; Ellison, 1992.

**Aspectos climáticos**

A água de chuva que não evapora nem escoar superficialmente, mas infiltra-se e percola através do resíduo, constitui-se no principal veículo de transporte de substâncias químicas para além da área de disposição. Particularmente nos climas úmidos, onde a precipitação anual excede os 600 mm, a quantificação da percolação e da subsequente formação do percolado é importante para a prevenção e mitigação da formação de drenagens ácidas. É a partir desses valores que devem ser dimensionadas as estruturas de retenção de contaminantes e as obras de engenharia que visam a redução da produção de percolado. Nos climas semi-áridos e áridos, particularmente em áreas onde a precipitação média anual é inferior a 250 mm, estes cuidados são usualmente menos importantes. É fundamental a realização de um balanço hídrico na área do empreendimento como parte integrante do projeto de disposição de resíduos.

**Localização em relação aos corpos hídricos**

A distância da área de disposição dos resíduos geradores de ácido em relação ao ambiente aquático receptor (corpos hídricos superficiais e subterrâneos) é importante na determinação da vulnerabilidade das águas à contaminação. Águas superficiais localizadas próximas à área de disposição, por exemplo, são mais facilmente alcançadas pelos efluentes, estando portanto mais expostas à contaminação. Da mesma forma águas subterrâneas que encontram-se a pequena profundidade (inferior a 3 metros) são mais sujeitas a contaminação, que pode ser evitada com a aplicação de estruturas de retenção de percolados.

Como prática geral é conveniente que em projetos de gestão de resíduos geradores de DAM, as áreas de disposição sejam localizadas distantes de corpos hídricos, reduzindo-se assim a probabilidade de que os efluentes venham a alcançá-los.

Além disso, estes projetos devem prever o monitoramento sistemático das águas superficiais e subterrâneas vulneráveis à contaminação através da avaliação de parâmetros relativos à sua qualidade e disponibilidade.

De maneira geral, a fim de identificar os efeitos da instalação de um empreendimento mineral sobre a qualidade das águas da região onde ele se encontra, é recomendável a execução de um programa de monitoramento que anteceda a implantação. Um programa prévio de monitoramento envolvendo a coleta das informações listadas a seguir, entre outras, permite a avaliação da extensão dos efeitos adversos da DAM sobre os recursos hídricos locais e a proposta de medidas preventivas ou corretivas ainda na fase de projeto.

para águas superficiais:

- identificação e quantificação dos usuários das águas potencialmente afetadas pela área de disposição;
- medidas de fluxo médio e máximo do corpo hídrico para as estações, seca e chuvosa;

- determinação das variações da qualidade da água ao longo do ano para diferentes fluxos: temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, principais ânions, cátions e metais, características biológicas e microbiológicas;
- determinação da geometria do corpo hídrico (rio, córrego, lago, etc).

para águas subterrâneas:

- medidas de nível d'água e identificação de usuários;
- medida do volume de água disponível no aquífero e taxa de recarga;
- determinação do coeficiente de armazenamento e condutividade hidráulica do material granular ou rocha fraturada na qual o aquífero se localiza;
- determinação das variações de qualidade da água

### 3. DRENAGENS ÁCIDAS DE MINA

A oxidação dos sulfetos que pode dar lugar ao surgimento de DAM é um processo natural acelerado pela movimentação de materiais sólidos, característica dos processos de lavra e beneficiamento. As atividades de escavação e desmonte de rochas alteram as condições de permeabilidade ao ar, facilitando o contato do oxigênio com a superfície do material reativo. O rebaixamento do lençol d'água em minas superficiais e subterrâneas tem efeito semelhante, uma vez que expõe à penetração de oxigênio áreas que inicialmente encontravam-se inundadas (Ritchie, 1994).

Sendo catalisada por processos microbiológicos que atuam principalmente quando o pH da água atinge valores inferiores a 3,5, a oxidação dos sulfetos e conseqüente acidificação das águas que percolam as áreas de disposição de resíduos é inicialmente uma reação de cinética lenta e não é a única condição necessária à formação de drenagem ácida.

O ácido produzido durante a oxidação pode ser consumido em reações com outros componentes naturais eventualmente presentes no resíduo tais como os carbonatos e aluminossilicatos (Hutchinson ; Ellison, 1992; Mendonça *et al.*, 2001). A matéria orgânica eventualmente presente nos estéreis e rejeitos de mineração tem também potencial para retardar a DAM. Além de competir com os sulfetos pelo consumo de oxigênio, a matéria orgânica, ao se oxidar, produz gás carbônico (CO<sub>2</sub>), que tende a expulsar o oxigênio dos poros do resíduo. A reduzida precipitação pluviométrica é também um fator inibidor da DAM.

Drenagens ácidas de mina ocorrem significativamente quando são satisfeitas simultaneamente as seguintes condições (Hutchinson ; Ellison, 1992):

- O resíduo contém sulfetos em quantidade suficiente para reagir química e biologicamente, gerando ácido em volume e velocidade maior que aquela pela qual pode ser neutralizado pelos alcalis presentes no meio;

- As propriedades físicas dos resíduos são tais que permitem a infiltração de água e oxigênio em quantidade suficiente para promover a ocorrência de reações químicas e biológicas;
- O clima é úmido o bastante para que a água da chuva se infiltre e percole através do resíduo e/ou o resíduo esteja localizado em uma área exposta às águas que o atravessam, transportando a drenagem ácida ao meio ambiente.

A **Figura 3** apresenta um diagrama dos principais processos associados à geração de DAM.

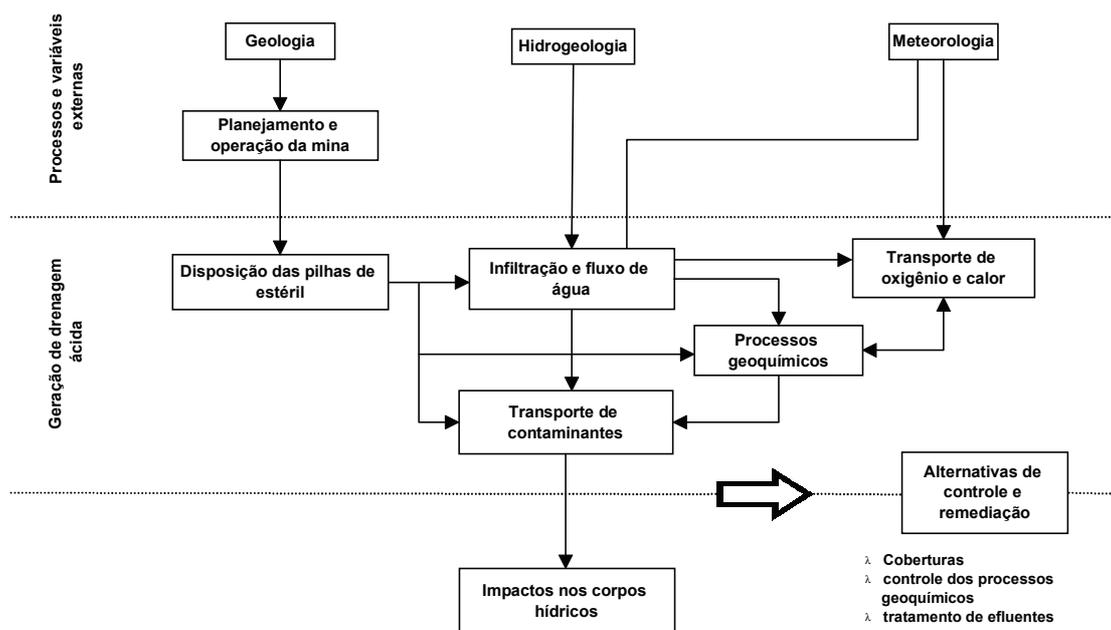


Figura 3 - Principais processos associados à geração de drenagens ácidas

<sup>1</sup> Valor típico de rochas não fraturadas ou argilas em formações geológicas naturais

## Geração da DAM

### Processos geoquímicos

Embora a pirita seja mais amplamente citada nos estudos de DAM, vários outros sulfetos são freqüentemente encontrados em rejeitos de mineração. Alguns destes e os produtos resultantes de sua oxidação são apresentados na **Tabela 2**. Observa-se que esses minerais têm em comum, quando de sua oxidação, a produção de ácido sulfúrico.

**Tabela 2**  
**Alguns dos sulfetos mais comuns e seus produtos de oxidação**  
**(adaptado de Hutchinson; Ellison, 1992)**

Mineral	Espécies aquosas após oxidação completa <sup>1</sup>	Possíveis Minerais secundários formados a pH neutro e após completa oxidação <sup>2</sup>
Pirita FeS <sub>2</sub>	Fe <sup>3+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro e sulfatos; Gipsita
Marcassita FeS <sub>2</sub>	Fe <sup>3+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro e sulfatos; Gipsita
Pirrotita Fe <sub>1-x</sub> S	Fe <sup>3+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro e sulfatos; Gipsita
Calcopirita CuFeS <sub>2</sub>	Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro e sulfatos, Hidróxidos de cobre e Carbonatos; gipsita
Calcocita Cu <sub>2</sub> S	Cu <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de cobre e Carbonatos; gipsita
Bornita Cu <sub>3</sub> FeS <sub>4</sub>	Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro e sulfatos, Hidróxidos de cobre e Carbonatos; gipsita
Arsenopirita FeAsS	Fe <sup>3+</sup> , AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro e sulfatos; Arsenatos de ferro e Cálcio; gipsita
Molibdenita MoS <sub>2</sub>	MoO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de Fe, sulfatos, Molibdatos, óxidos de molibdênio; gipsita
Esfalerita ZnS	Zn <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de zinco e carbonatos; Gipsita
Galena PbS	Pb <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de chumbo, Carbonatos, sulfatos; gipsita
Cobalita CoAsS	Co <sup>2+</sup> , AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de cobalto, Carbonatos; arsenatos de ferro e Cálcio; gipsita

<sup>1</sup> Espécies intermediárias tais como o íon ferroso (Fe<sup>2+</sup>) e S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup> podem também ocorrer (Stumm; Morgan, 1981; Goldhaber, 1983);

<sup>2</sup> Outros minerais podem ser formados associados ou em alternativa aos listados em função do ambiente,

Tomando como exemplo a pirita, o processo de geração de DAM pode ser representado de forma simplificada pela equação:

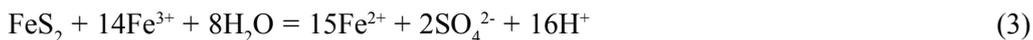


Na realidade, a oxidação da pirita é um processo que ocorre em vários estágios, alguns dos quais simultâneos, em função do tempo de exposição ao oxigênio atmosférico, dos processos microbiológicos e das condições predominantes no interior da pilha ou depósito de resíduos. As reações químicas associadas a estes estágios são comumente representadas pelas seguintes equações:

oxidação da pirita pelo  $\text{O}_2$  atmosférico (oxidação direta):



oxidação da pirita pelo  $\text{Fe}^{3+}$  (oxidação indireta):



oxidação do  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$ :



precipitação do  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ :



A oxidação direta pela reação com o oxigênio e água ocorre segundo a equação (2). A velocidade dessa reação é dependente da superfície da pirita exposta ao oxigênio, da concentração de oxigênio no meio e da temperatura.

Além do oxigênio, a oxidação da pirita pode se dar pela presença do íon férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) em solução (equação (3)). Esse processo é também denominado oxidação indireta. Segundo Singer; Stumm, 1970, essa é uma reação rápida desde que exista  $\text{Fe}^{3+}$  em concentração suficiente para que ela ocorra. A medida em que o  $\text{Fe}^{3+}$  presente no sistema é consumido, a velocidade de oxidação decresce e passa a ser dependente da velocidade de produção desse íon, representada pela equação (4).

Segundo Apello; Postma, 1994 a cinética da oxidação do íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) a férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ), representada pela equação (4), além de dependente do pH, é afetada também pela ação de bactérias em especial as do tipo *Thiobacillus Ferrooxidans*. Para valores de pH acima de 4, a velocidade de oxidação do  $\text{Fe}^{2+}$  aumenta rapidamente com o aumento do pH. Entretanto, nestas condições, o  $\text{Fe}^{3+}$  não estará disponível para oxidação da pirita, tendendo a precipitar como hidróxido férrico (equação (5)). Para pH inferior a 4,5, a velocidade de oxidação do íon ferroso é mais lenta.

As bactérias *Thiobacillus Ferrooxidans* podem acelerar a produção de  $Fe^{3+}$  em mais de cinco vezes em relação aos sistemas puramente abióticos. Entretanto, em função do exposto acima, este efeito só é observado para baixos valores de pH (Nordstrom, 1982).

A **Tabela 3** apresenta de forma resumida, as características gerais dos três principais estágios de oxidação da pirita, segundo Kleinmann *et al*, 1981.

**Tabela 3**  
**Estágios sequenciais da oxidação da pirita**

<b>Estágios de oxidação da pirita</b>	
<b>Estágio 1</b>	<p>Reação (2): desenvolve-se em meio abiótico e por ação de bactérias;</p> <p>Reação (5) desenvolve-se em meio abiótico e é mais lenta à medida em que o pH decresce.</p> <p><b>Observações:</b> pH acima de ~4,5; alto teor de sulfato e baixa concentração de ferro total; pouca ou nenhuma acidez.</p>
<b>Estágio 2</b>	<p>Reação (2): desenvolve-se em meio abiótico e por ação direta de bactérias;</p> <p>Reação (5) desenvolve-se a uma velocidade determinada primeiramente pela atividade da bactéria <i>T. ferrooxidans</i>.</p> <p><b>Observações:</b> pH entre 2,5 e 4,5; elevado teor de sulfato e elevada acidez; cresce concentração de ferro total; reduzida relação <math>Fe^{3+}/Fe^{2+}</math>.</p>
<b>Estágio 3</b>	<p>Reação (4) desenvolve – se a uma velocidade determinada pela ação da bactéria <i>T. ferrooxidans</i>;</p> <p>Reação (3) desenvolve – se a uma velocidade determinada principalmente pela velocidade da reação (4).</p> <p><b>Observações:</b> pH inferior a ~2,5; alta concentração de sulfato, elevada acidez e relação <math>Fe^{3+}/Fe^{2+}</math>.</p>

### Velocidade global de geração da DAM

A cinética dos processos geoquímicos envolvidos na geração da drenagem ácida pode ser afetada por fatores tais como concentração de oxigênio na superfície da partícula de sulfeto, granulometria das partículas, superfície específica do mineral sujeito à oxidação, presença de bactérias, temperatura, concentração do íon férrico, pH do meio, etc (Robertson, 1994). Para que estes fatores atuem plenamente, no entanto, é necessário que haja oxigênio disponível no interior da pilha de resíduos ao longo de todo o processo de oxidação. A quantidade deste reagente, por sua vez, depende da porosidade e da presença de água nos poros da pilha.

Na prática, o oxigênio pode ser transportado para o interior dos depósitos de resíduos segundo os seguintes mecanismos: a) dissolvido na água da chuva; b) por advecção ou difusão através dos poros preenchidos com ar e c) pela ação do vento sobre as pilhas. A difusão do oxigênio através dos poros preenchidos com ar é o mais significativo desses mecanismos e vêm sendo sistematicamente estudado ao longo dos últimos anos (Ritchie, 1994).

Uma vez que a concentração máxima de oxigênio dissolvido na água a temperatura ambiente é reduzida (8,26mg/L a 25° C), a manutenção de água dentro dos poros das pilhas de resíduos limita a quantidade de oxigênio disponível para a oxidação dos sulfetos. Conforme exposto adiante, esta é uma das estratégias empregadas para impedir a geração de DAM, conforme exposto mais adiante.

### Previsão da DAM

Diversas metodologias foram desenvolvidas, sobretudo por especialistas norte americanos e australianos, com o objetivo de prever a ocorrência de DAM em áreas de disposição de resíduos e estabelecer antecipadamente uma estratégia de controle e minimização de impactos. Estas metodologias compreendem a realização de caracterização física, química e mineralógica do resíduo, complementada por procedimentos específicos para determinação do potencial de geração e neutralização de ácido. Tais procedimentos, em geral, envolvem a realização de balanços ácido - base e de ensaios cinéticos.

O denominado balanço ácido-base (BAB) consiste na contabilização da quantidade de substâncias geradoras e neutralizadoras de ácido presentes no resíduo. Para efeito de cálculo, considera-se que todo o enxofre presente no resíduo encontra-se na forma de pirita sendo esta a única substância geradora de acidez. Calcula-se, a seguir o potencial de geração de acidez (PA), que é definido como a quantidade estequiométrica de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) necessária para neutralização de todo o ácido produzido pela oxidação da pirita. Analogamente a quantidade de substâncias neutralizadoras presentes no resíduo é contabilizada como massa equivalente de carbonato de cálcio e denominada *potencial de neutralização (PN)*. A relação entre os valores de PN e PA expressos em quilogramas de carbonato de cálcio equivalente por tonelada de resíduo é usado para classificação do

resíduo em potencialmente gerador ou não gerador de ácido. O critério segundo o qual o resíduo é classificado, no entanto, pode variar de acordo com o órgão classificador.

A **Tabela 4** apresenta critérios de classificação baseados na razão **PN:PA** utilizados pelos órgãos licenciadores de atividades de mineração nos EUA e Canadá.

Detalhes sobre a metodologia de determinação do BAB são discutidos em Sobeck *et al.*, 1978; Environment Australia, 1997, Miller; Jeffery, 1995; MEND/CANMET, 1991).

**Tabela 4**  
**Alguns critérios para classificação de resíduos como não geradores de ácido nos EUA e Canadá (Souza, 2001).**

<b>Local</b>	<b>PN:PA</b>
British Columbia (Canada)	3
California (EUA)	3
Idaho (EUA)	2
Montana (EUA)	3
Nevada (EUA)	1,2

Embora não leve em conta as reações de neutralização de cinética lenta tais como a dissolução dos argilominerais e aluminosilicatos eventualmente presentes nos resíduos, o BAB é simples e de execução rápida e é recomendável que seja extensivamente usado em projetos onde a drenagem ácida apresenta-se como um aspecto relevante.

Os ensaios cinéticos demandam usualmente mais tempo de execução e são utilizados em complemento ao BAB. Podem ser realizados em reatores com o formato de colunas nas quais o resíduo é carregado e submetido a ciclos de molhamento e secagem, uma vez que estes deverão ocorrer nas condições de campo às quais o resíduo estará submetido. A avaliação sobre o potencial de geração de ácido do resíduo é realizada a partir da análise dos efluentes aquosos resultantes do ensaio.

Detalhes sobre a metodologia de ensaios cinéticos podem ser encontrados em em (Borma, 1998; Elberling *et al.*, 1994; Bennett *et al.*, 1993; Nicholson *et al.*, 1988; 1990 e 1994 e Yanful *et al.*, 1993).

## Algumas estratégias para minimização da geração e a remediação da DAM

### Uso de coberturas

Considerando que a água, o oxigênio e os sulfetos são os principais reagentes que devem estar simultaneamente em contato para a geração de drenagens ácidas de mina a partir de resíduos, uma estratégia eficiente para minimização da geração consiste em limitar este contato. Os métodos usuais empregados para este fim são:

- cobertura das áreas de disposição de resíduos com uma lâmina d'água através do alagamento das áreas de disposição. O método é conhecido como cobertura úmida ("wet cover") ou disposição sub-aquática;
- cobertura dos resíduos reduzindo a penetração do oxigênio e da água em seu interior através do uso de materiais sólidos. O método é conhecido como cobertura seca ("dry cover"), cobertura de solo ou disposição sub-aérea.

### Coberturas úmidas

O estratégia de uso de coberturas úmidas para a minimização da geração de DAM consiste na inundação controlada de áreas de disposição de resíduos ou na elevação do nível d'água dentro delas.

Uma vez que o coeficiente de difusão do oxigênio na água é cerca de 4 ordens de grandeza menor que seu coeficiente de difusão no ar, a disposição sub-aquática de materiais geradores de acidez pode evitar a oxidação por meio do bloqueio da entrada de oxigênio no sistema. Para o emprego deste tipo de disposição são fundamentais os estudos sobre a geoquímica dos resíduos, atividade biológica e o transporte dos contaminantes (MEND/CANMET, 1994).

O uso de coberturas úmidas é atraente sobretudo em locais onde o nível do lençol freático pode ser restabelecido ou elevado de forma a submergir os rejeitos geradores de acidez.

A utilização de lagos naturais para disposição sub-aquática não é recomendável, uma vez que além de acarretar assoreamento, pode aumentar a acidez das águas de cobertura comprometendo o ecossistema lacustre. O aumento de acidez ocorre como consequência das reações de oxidação dos resíduos de disposição recente sob água. Estas reações podem continuar ocorrendo por um algum tempo, antes que finalmente cessem por deficiência de oxigênio.

O uso de cavas e antigas bacias de rejeito reduz o investimento necessário para a disposição sub-aquática segura dos resíduos, uma vez que podem ser aproveitadas as estruturas de contenção construídas anteriormente para retenção de sólidos e água. Considerando que receberão nova destinação, tais estruturas necessitam de avaliação prévia quanto à capacidade de reter água e contaminantes a curto e longo prazos. Quando a disposição

sub-aquática exige a construção ou alteamento de barragens, por outro lado, pode tornar-se economicamente inviável.

### **Coberturas secas**

As coberturas secas, ou coberturas de solo, são uma alternativa quando os aspectos climáticos, topográficos, hidrológicos, ambientais ou econômicos não indicam a inundação da área de disposição de resíduos como solução para mitigação da geração de drenagens ácidas. Coberturas secas tem sido aplicadas em larga escala na América do Norte e Austrália.

Estes tipos de coberturas podem ser classificadas quanto à sua finalidade, em:

#### **a) Coberturas para controle da infiltração de oxigênio**

Para que uma cobertura de solo seja eficiente na redução do fluxo de oxigênio, ela deve ser mantida saturada ou próxima a saturação com água ( $S > 90\%$ ). Isso ocorre pelo fato de que a difusão do oxigênio na água é significativamente menor que no ar. A condição de saturação implica que os vazios do solo estão unicamente preenchidos com água, retardando a difusão do oxigênio. As características ideais para esse tipo de cobertura são:

- baixa permeabilidade e boa capacidade de retenção de água – solos de granulometria fina são os mais indicados para esse fim;
- escoamento superficial pequeno e lento – a ausência de declive aumenta a infiltração e diminui o escoamento superficial;
- minimização da transpiração – ausência de vegetação.

#### **b) Coberturas para minimização do fluxo de água**

O principal objetivo dessa cobertura é limitar a infiltração, reduzindo assim o volume de percolado que atravessa a zona oxidada do interior da pilha de resíduo podendo alcançar as águas subterrâneas.

Projetada com este objetivo, a cobertura deve otimizar a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água. As características ideais desse tipo de cobertura são:

- baixa permeabilidade à água ( $K = 10^{-4}$  a  $10^{-6}$  cm/s);
- elevada capacidade de armazenamento de água: obtida com o uso de solo com grau de saturação residual elevado (solos siltsos são melhores que solos argilosos ou compactados);
- uso camadas espessas (1 metro no mínimo);
- escoamento máximo – construção de declive;
- transpiração elevada.

Esse tipo de cobertura é muito similar àquelas utilizadas em aterros de resíduos sólidos urbanos. Ela pode consistir de uma camada de argila compactada, coberta com material

granular e uma camada para suporte da vegetação. Uma camada arenosa sob a camada de argila pode ser usada como uma barreira capilar ou filtro. Alternativamente à camada de argila compactada pode ser utilizada uma geomembrana ou “liner” geossintético.

O uso de coberturas para controle do fluxo de água seria mais adequado em depósitos de resíduos de disposição antiga e já extensivamente oxidados, onde usualmente é encontrada grande quantidade dos produtos de reações de oxidação e ácidos. Neste caso, o objetivo é diminuir ou interromper o transporte do material solúvel já oxidado.

Uma barreira para minimização do fluxo de oxigênio, por sua vez, seria mais adequada para aplicação em depósitos de resíduos de disposição recente, pouco oxidados, e em áreas de reduzida precipitação de chuvas, onde o controle da disponibilidade de oxigênio para reação de oxidação seria mais importante na redução da geração de drenagem ácida do que a redução do fluxo de água através do resíduo.

c) Coberturas para minimização do fluxo de oxigênio e água

Quando não se conhece em detalhe as características de geração de drenagem ácida do depósito ou quando tais depósitos contém, sabidamente, material de disposição recente e antiga, é indicado o uso de uma cobertura que tenha por objetivo reduzir simultaneamente o acesso da água e do oxigênio ao resíduo.

Sistemas de cobertura com estas características, projetados para uso em regiões úmidas com elevados índices pluviométricos consistem, tipicamente, de uma camada de material argiloso compactado coberta por uma camada adicional, projetada para prevenir a erosão e oferecer suporte à vegetação. Estes sistemas usualmente incorporam, abaixo da camada argilosa, uma camada de material permeável, em geral arenoso, formando uma barreira capilar que auxilia na retenção de água no interior da camada argilosa, reduzindo as perdas por evaporação (**Figura 4**). A manutenção do grau de saturação da camada argilosa garante a eficiência desse sistema de cobertura como barreira à difusão do oxigênio (Yanful, 1993; Yanful *et al.*, 1993 e Nicholson *et al.*, 1989).

Segundo Schackelford; Nelson, 1996, o efeito de barreira capilar resulta da ocorrência de fluxo não saturado através de uma camada de solo de granulometria fina sobrejacente a uma camada de solo de granulometria mais grosseira (p.e argila sobre areia, areia sobre pedregulho, etc). O funcionamento de uma barreira capilar baseia-se nas propriedades hidráulicas de meios porosos não saturados e na capacidade de armazenamento de água do material utilizado na cobertura (Fredlund; Rahardjo, 1993).

Conforme discutido anteriormente, as condições climáticas predominantes na região onde se localiza a área de disposição devem ser levadas em conta para efeito do projeto das estruturas de retenção de contaminantes. Este cuidado deve ser estendido também aos projetos da cobertura úmida ou seca. É importante ter em mente que um projeto de cobertura

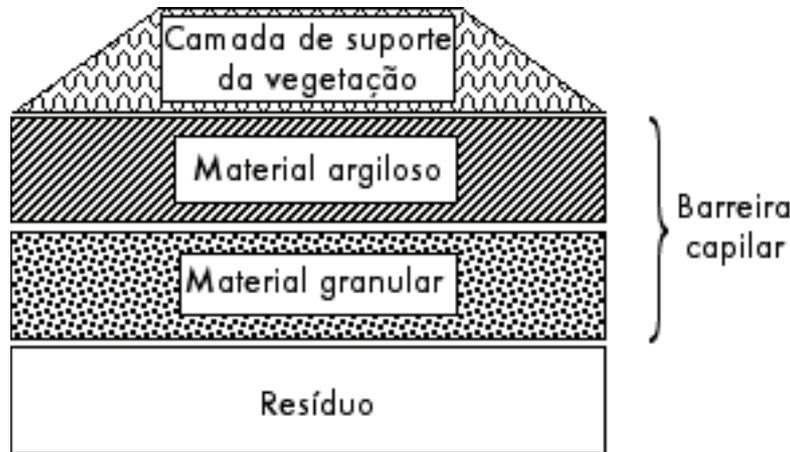


Figura 4 – Esquema de uma barreira capilar típica.

desenvolvido para uma determinada área não pode ser transposto com sucesso para outro local de condições climáticas diferentes.

O uso de coberturas (úmidas ou secas), embora reduza substancialmente o volume de DAM gerado e conseqüentemente, os custos de sistemas de tratamento de efluentes, não elimina por completo a necessidade destes sistemas. Na prática, uma solução integrada de prevenção e controle da geração de DAM envolve, em geral, o uso de coberturas, sistemas de drenagem (canais, diques, poços, etc) e uma unidade de tratamento de efluentes. Por outro lado, há casos em que os problemas causados pela DAM podem ser resolvidos satisfatoriamente com soluções simples, sem a aplicação de coberturas e envolvendo apenas a coleta e tratamento dos efluentes ácidos. É recomendável que, ao se escolher uma estratégia para mitigação da DAM, sejam comparados os custos e eficiência das alternativas envolvendo soluções com e sem o uso de coberturas.

#### Sistemas de tratamento de efluentes ácidos - DAM

As alternativas mais comuns para o tratamento dos efluentes ácidos característicos de uma DAM envolvem a neutralização da acidez e conseqüente precipitação e imobilização das espécies dissolvidas.

Nestes sistemas, os agentes neutralizantes mais largamente utilizados são o calcário ( $\text{CaCO}_3$ ), a cal virgem ( $\text{CaO}$ ) ou a hidratada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) e a soda cáustica (hidróxido de sódio -  $\text{NaOH}$ ) às vezes de forma combinada. A principal desvantagem do método reside no fato de que a lama resultante da precipitação tem alto teor de metais e, em caso de redissolução, os metais anteriormente imobilizados podem ser transportados contaminando o meio ambiente.

Reações bioquímicas naturais conduzidas de forma controlada são também empregadas como uma das etapas do tratamento da DAM (Patiño, 2001; Kalin e Chaves, 2001; Kilty *et al.*, 2001).

Os sistemas de tratamento com o emprego de agentes neutralizantes ou por meio de reações bioquímicas naturais podem ser classificados em *ativos* e *passivos*.

Denominam-se sistemas *ativos* àqueles que fazem uso de energia mecânica para promover a mistura dos agentes neutralizantes com os efluentes da DAM. Nesta categoria encontram-se, por exemplo, as estações de tratamento de efluentes dotadas de tanques agitados.

Nos sistemas *passivos*, por outro lado, o tratamento é promovido por meio da passagem dos efluentes líquidos através de dispositivos estacionários (áreas inundadas, poços, canais, drenos) onde são colocados os agentes neutralizantes (sistemas passivos abióticos) ou onde é realizado o tratamento bioquímico (sistemas passivos bióticos).

Os tratamentos passivos bióticos podem ser realizados em áreas inundadas classificadas em *aeróbias* ou *anaeróbias*.

**Áreas inundadas aeróbias** – são caracterizadas por grandes superfícies e pequena lâmina d'água onde atuam predominantemente bactérias aeróbias. A pequena profundidade favorece a oxidação e os metais são precipitados na forma de hidróxidos. São recomendadas quando o pH do efluente a ser tratado é fracamente ácido;

**Áreas inundadas anaeróbias** – são caracterizadas por grandes superfícies com substrato orgânico recoberto com uma lâmina d'água de espessura superior à das áreas aeróbias. O substrato redutor favorece os processos químicos e microbiológicos que geram alcalinidade e elevam o pH, ao mesmo tempo em que consomem oxigênio e reduzem a quantidade de sulfato. A presença de vegetação auxilia a estabilização do substrato e fornece matéria orgânica adicional, favorecendo as reações de neutralização.

Alternativamente, tratamentos passivos bióticos podem também ser realizados por meio de dispositivos estacionários (leitos de areia ou diques de bacias de decantação) inoculados com bactérias através dos quais é percolado o efluente. As reações bioquímicas que se desenvolvem no interior destes dispositivos promovem a precipitação e imobilização das espécies solúveis (Diels *et al.*, 2001).

Como estratégia complementar ao uso de coberturas e ao tratamento de efluentes para a mitigação da geração e dos efeitos da DAM, é também empregado o *desvio de águas*. Sob esta denominação podem ser reunidas as estratégias adotadas com o propósito de evitar o contato das águas com o resíduo, desviando-as e minimizando a geração de ácido.

Algumas das alternativas comumente adotadas para o *desvio de águas* são:

- Perfuração e instalação de poços de bombeamento nos rejeitos/estéreis;
- Execução de drenos verticais e horizontais com materiais permeáveis para captação da água ácida e posterior tratamento;
- Instalação de drenos de fundo e laterais para escoamento da água para fora do material gerador – associado a um sistema de coleta e tratamento
- Canais e diques periféricos
- Canais e diques de coleta
- Bacias de captação

#### 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APELLO C.A.J. ; POSTMA, D. Geochemistry, Groundwater and Pollution A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, Netherlands, 1994.
- BENNETT, J.W.; COMARMOND, M.J. ; RITCHIE, A.I.M. Oxidation rates of Aitik dump material: column studies, Austral. Nuclear Sci. Technology Org. Report, ANSTO/C337, Australia, 1993.
- BORMA, L.S. Acidificação e liberação de metais pesados em sedimentos dragados ricos em sulfetos de Fe Tese D.Sc., Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 1998.
- CURTIS, W.R.; DYER, K.L.; WILLIAMS JR., G.P. A Manual for Training Reclamation Inspectors in the Fundamentals of Hydrology, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Kentucky, USA, 1999.
- DIELS, L.; SPAANS, P.H.; VAN ROY, S.; HOOYBERGHS, L.; WOUTERS, H.; WALTER, E.; WINTERS, J.; MACASKIE, L. FINLAY, J.; PERNFUSS, B.; WOEBKING, H.; PUMPEL, T.; TSEZOS, M. Heavy metals removal by sand filters inoculated with metal sorbing and precipitating bacteria, Biohidrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development, Part B, V.S.T. Ciminelli and O. Gracia Jr. (editors), p317-326, Elsevier Science, B.V., 2001.
- ELBERLING, B.; NICHOLSON, R.V.; REARDON, E.J. AND TIBBLE, P.A. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, p. 375, 1994.
- ENVIRONMENT AUSTRALIA Managing sulphidic mine wastes and acid drainage, Best Practice Environmental Management and Mining, series, Australia, 83p., 1997.
- EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY Batch - type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals, Technical Resource Document, EPA/530/SW-87/006-F, p. 76-86, Washington, USA, April 1992.
- FREDLUND, D.G., RAHARDJO, H., Soil Mechanics for Unsaturated Soils. 1a edição, John Wiley & Sons, United States, 1993.
- GOLDHABER, M.B. Experimental study of metastable sulfur oxyanion formation during pyrite oxidation at pH 6-9 and 30°C, Am. J. Sci., 283: 193-217, 1983.

- HUTCHINSON, I.P.G. ; ELLISON, R.D. Mine Waste Management, Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1992.
- KALIN, M., ALVES, W.L. C. Acid Reduction Using Microbiology (ARUM) Treating AMD Effluent Emerging from an Abandoned Mine Portal, *Biohidrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development, Part B*, V.S.T. Ciminelli and O. Gracia Jr. (editors), p 289-296, Elsevier Science B. V., 2001.
- KILTY, H. ROUSSY, J., TOBIN, J.M., DEGORCE - DUMAS, J.R. Acid mine water treatment: a laboratory scale study, *Biohidrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development, Part B*, V.S.T. Ciminelli and O. Gracia Jr. (editors), p p. 357-365, Elsevier Science B. V., 2001.
- KLEINMANN, R., CRERAR, P. ; PACELLI, R. Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation, *Mining Engineering*, March, 1981.
- MEI/CANADA, Ministry of Employment and Investment, B.C. Heath Safety and Reclamation Code for Mines in British Columbia, B.C., Canada, 1997.
- MEND/CANMET Technical Report: New Methods for Determination of Key Minerals Species in Acid Generation Prediction by Acid-Base Accounting, Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program, ed. by Canada Centre for Mineral and Energy Technology - CANMET, Ottawa, Canada, 1991.
- MEND/CANMET Technical Report: Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings, Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program, ed. by Canada Centre for Mineral and Energy Technology - CANMET, Ottawa, Canada, 1994.
- MENDONÇA, R.M.G., SOARES, P.S.M., van HUYSSSTEEN, E. Algumas Considerações sobre os Mecanismos de Geração de Drenagem Ácida de Rochas e Medidas Mitigadoras, *Proceedings VI Southern Hemisphere Meeting on Mineral Technology*, vol. 3, pp. 382-386, Rio de Janeiro, Brazil, May, 2001.
- MILLER, S. Acid Mine Drainage from Mine Waste and Mining Operations, *Proceedings of the Acid Mine Drainage Workshop*, Straban, Tasmania, July, 27-30, 1992 pp. 39-89, Tasmanian Chamber of Mines, 1992.
- MILLER, S.; JEFFERY, J.J. Advances in the prediction of acid generating mine waste materials”, in *Proceedings of the Second Australian Acid Mine Drainage Workshop, Charters Towers Queensland. 28-31, March 1995*, Eds. N. J. Grundon & L.C. Bell, pp. 33-43, Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research, Brisbane, Australia, 1995
- NBR 1328, Elaboração e apresentação de projeto de disposição de rejeitos de beneficiamento, em barramento em mineração, ABNT, Rio de Janeiro, 1993.
- NBR 1329, Elaboração e apresentação de projeto de disposição de estéril, em pilha em mineração, ABNT, Rio de Janeiro, 1993.
- NICHOLSON, R.V.; GILLHAM, R.W. ; REARDON, E.J. Pyrite Oxidation in Carbonate-Buffered Solution: 1 Experimental Kinetics, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52: 1077-1085, 1988.
- NICHOLSON, R.V.; GILLHAM, R.W. ; CHERRY, J. Reduction of Acid Generation in Mine Tailings through the use of Moisture-Retaining Cover Layers as Oxygen Barriers, *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1): 1-8, 1989.

- NICHOLSON, R.V.; GILLHAM, R.W.; REARDON, E.J. Pyrite Oxidation in Carbonate-Buffered Solution: I Rate Control by Oxide Coatings, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54: 395-402, 1990.
- NICHOLSON, R.V., Iron-Sulfide Oxidation Mechanisms: Laboratory Studies, MAC Short Course Handbook, Vol. 22, pp. 163-183, J.L. Jambor ; D.W. Blowes (eds.), Waterloo, Ontario, May 1994.
- NORDSTROM, D.K. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals in *Acid Sulphate Weathering*, D.K. Nordstrom, Ed., *Soil Sci. Soc. Amer.*, Spec. publ. nº 10, 1982.
- PATIÑO, E. Passive treatment of acid solutions from biolaching processes, *Biohidrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development*, Part B, V.S.T. Ciminelli and O. Gracia Jr. (editors), p 487-492, Elsevier Science B. V., 2001.
- RITCHIE, A.I.M. *Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport*, MAC Short Course Handbook, Vol. 22, pp. 201-246. J.L. Jambor ; D.W. Blowes (eds.), Waterloo, Ontario, May 1994.
- ROBERTSON, W.D. *Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport*, MAC Short Course Handbook Vol. 22, pp. 163 -183, J.L. Jambor ; D.W. Blowes (eds.), Waterloo, Ontario, May 1994.
- RITCEY, G.M. *Tailings Management Problems and Solutions in the Mining Industry*, Elsevier, Amsterdam, 1989.
- SHACKELFORD, C.D., NELSON, J.D. "Geoenvironmental Design Considerations for Tailings Dams". In: *Proceedings of the International Symposium on Seismic and Environmental Aspects of Dams Design: Earth, Concrete and Tailings Dams*, v.1., pp. 131-186, Santiago, Chile, 14-18 Out. 1999
- SINGER, P.C. ; STUMM, W., *Acid Mine Drainage - The Rate-Determining Step*, Science, pp. 1121-1123, (167), 1970.
- SOARES, P.S.M., BORMA, L.S., SOUZA, V.P., SCHULTZE, J.P. Alternatives for Mitigation of Acid Mine Drainage in a Coal Mine, *Proceedings VI International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production*, pp. 589-594, Calgary, Alberta, Canada, Jun 2000.
- SOBECK, A.A.; SCHULLER, W.A.; FREEMAN, J.R. ; SMITH, R.M. *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils*, U.S. Environmental Protection Agency - EPA 600/Z-78-054, 1978.
- SOUZA, V.P. *Drenagens Ácidas do Estéril Piritoso da Mina de Urânio de Poços de Caldas: Interpretação e Implicações Ambientais*, Dissertação MSc, Dept de Eng. Minas, USP, São Paulo, 1995.
- SOUZA, V.P. *Formação de Barreira Geoquímica para o Abatimento de Drenagens Ácidas de Pilhas de Estéril Piritoso*, Tese DSc, Dept de Eng. Minas, USP, São Paulo, 2001.
- SOUZA, V.P., SOARES, P.S.M., RODRIGES FILHO, S. *Acid Rock Drainage I - Laboratory Studies on Acid Generation from a Coal Mine Overburden*, *Proceedings VI Southern Hemisphere Meeting on Mineral Technology*, vol 2, pp. 603-608, Rio de Janeiro, Brazil, May, 2001.
- STUMM, W. ; MORGAN, J.J., *Aquatic Chemistry*, 2nd ed., Wiley-Interscience, New York, 1981.

van HUYSSSTEEN, E. Overview of Environmental Baselineing in Baselineing – Reference Manual – CD rom, CANMET/INTEMIN, Ottawa, Canada, first ed., 1998.

YANFUL, E.K. Oxygen diffusion through soil covers on sulfidic mill tailings, ASCE, Journal of Geotechnical Engineering, 119 (8), p. 1207-28, 1993.

YANFUL, E.K.; BELL, A.V.; WOYSHNER, M.R. Design of a composite soil cover for an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada, Canadian Geotechnical Journal, 30: 578-587, 1993.

YONG, R.N.; MOHAMED, A.M.O.; WARKENTIN, B.P. Principles of Contaminant Transport in Soils, Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, 1992.

# O GARIMPO DE OURO NA AMAZÔNIA: ASPECTOS TECNOLÓGICOS, AMBIENTAIS E SOCIAIS



---

Marcello Mariz da Veiga - Universidade de British Columbia - UBC (Canadá)  
Alberto Rogério B. Silva - ARBS Consultoria Belém-Pará  
Jennifer J. Hinton - Universidade de British Columbia - UBC (CANadá)

## 1. MINERAÇÃO ARTESANAL E DEFINIÇÕES

Em 1993, estimou-se que cerca de 6 milhões dos 30 milhões de trabalhadores na mineração mundial estavam engajados no que se chama “mineração artesanal” ou “garimpagem” como é definido no Brasil. Esses mineiros espalhados em 40 países extraíam mais de 30 diferentes tipos de minerais (Noetstaller, 1995). Em 1999, A Organização Internacional do Trabalho (ILO), estimou que o número de mineiros artesanais cresceu, totalizando cerca de 13 milhões (**Tabela 1**) em 55 países, o que leva a crer que de 80 a 100 milhões de pessoas dependem desta atividade para sobreviver. O ouro, por sua característica de fácil venda e alto valor, tem sido o bem mineral mais extraído pelos mineiros artesanais em todo o mundo. Em 1995, estimou-se que mais de um milhão de mineiros atuavam na América Latina com uma produção de 115 a 190 toneladas de ouro com o maior contingente no Brasil (200.000 a 400.000) produzindo de 30 a 50 toneladas (Veiga, 1997).

**Tabela 1**  
**Número de mineiros artesanais no mundo (ILO, 1999)**

Continente	Número de mineiros (milhões)
Ásia/Pacífico	6,7 - 7,2
África	3,0 - 3,7
América Latina	1,4 - 1,6
Países desenvolvidos	0,4 - 0,7
<b>Total</b>	<b>11,5 - 13,2</b>

Desde os bateadores individuais que tentam a sorte nos barrancos dos rios até as operações de dragagem que processam 5 milhões de m<sup>3</sup> de material por ano, todas podem ser classificadas como “mineração artesanal” (artisanal mining, em inglês; ou mineria artesanal, em espanhol). O modo de trabalho é que caracteriza a “mineração artesanal”. O termo é utilizado em todo o mundo para fazer referência a todos os mineiros pequenos, médios ou grandes, legais ou ilegais que utilizam procedimentos rudimentares para extrair ouro (ou mineral) de depósitos secundários ou primários. Um mineiro artesanal basea-se no instinto para encontrar minério, na necessidade de alimentar sua família, na necessidade de pagar suas contas e no sonho de ficar rico. A **Tabela 2** faz uma comparação entre as principais características que diferenciam a mineração artesanal da convencional. Na América Latina, os mineiros artesanais ganham diferentes nomes que em muitos casos são derivados de palavras regionais ou têm conotação negativa por exemplo:

- Brasil: ..... garimpeiros
- Chile e Argentina: ..... pirquineros
- Colômbia: ..... barequeros
- Costa Rica: ..... coligalleros
- México: ..... gambusinos
- Nicarágua: ..... güiriseros
- no Sul do Peru: ..... chichiqueros
- Rep. Dominicana: ..... lavaderos de oro
- Suriname e Guiana: ..... porknockers

No Brasil o termo “garimpagem” relaciona-se a atividade que o “garimpeiro” faz nos locais chamados “garimpos”. A palavra “garimpeiro” é depreciativa, uma vez que na sua origem no século XVIII, era atribuída a “contrabandistas que catavam diamantes a furto nos distritos onde era proibida a entrada de pessoas estranhas ao serviço legal da mineração”. (Ferreira, 1980).

**Tabela 2**  
**Algumas diferenças entre mineração convencional e artesanal**

<b>Mineração Convencional</b>	<b>Mineração Artesanal</b>
geologia, sondagem	instinto, erros e acertos
caracterização do depósito	minério fácil de extração
engenharia	curiosidade e intuição
planejamento e viabilidade	resultados de curto-prazo; subsistência
equipamentos sofisticados	equipamentos rudimentares
estabilidade	transiente e migratório
investimento e controle de custos	dinheiro rápido

Em muitos países, as leis relativas às atividades de mineração artesanal não se baseiam nas características do tipo de tecnologia utilizada, mas na escala de produção ou no tipo de minério extraído (ex: aluvião). No Brasil, a lei nº 7.805 de 20.07.89 estabelece que os minérios aluvionares, coluvionares e eluvionares estariam à disposição de serem minerados por “atividade garimpeira organizada”, isto é associações ou cooperativas de garimpeiros (Barreto, 1993). A legislação brasileira exclui os garimpeiros da extração de ouro de depósitos primários, que, na realidade, foram em grande maioria, descobertos pelos próprios garimpeiros. A história tem mostrado que sem suporte técnico e investimento, os depósitos primários, normalmente ricos em sulfetos, são pesadelos para os mineiros artesanais. Assim, não parece ter sentido regulamentar a atividade garimpeira pelo tipo de depósito geológico a ser trabalhado, uma vez que existe um controle “natural” da atividade artesanal. Infelizmente, a maioria dos governos de países em desenvolvimento não provê assistência de qualquer tipo aos mineiros artesanais. Esta seria uma forma pela qual os mineiros poderiam ter acesso a tecnologias e garantias legais das jazidas que descobriram. Os governos têm um papel fundamental em estabelecer o arcabouço legal que seja visivelmente vantajoso ao mineiro artesanal; de outra forma ele irá (e tem estado) inevitavelmente trabalhar ilegalmente (Bugnosen et al, 2000;. Hentschel et al., 2001).

A estrutura econômica dos mineiros artesanais não difere muito de qualquer outra atividade capitalista. O conceito de máximo lucro com um mínimo de investimento é uma característica sempre presente. Independente do tamanho da operação, uma hierarquia é sempre existente com deveres e regras estabelecidas para cada participante. O “dono do garimpo”,

normalmente o maior investidor, é quase sempre o empregador que divide parte do ouro produzido com seus “empregados”. Como em qualquer sociedade, alguns querem evoluir, aprender o ofício, mas outros querem apenas os benefícios imediatos.

Existe uma ampla lista de razões pela qual um indivíduo se torna mineiro artesanal. Para muitos, a atração pelo ouro e a possibilidade de ficar rico rapidamente é o motivo mais forte. Muitos fazendeiros tornaram-se garimpeiros por acaso, simplesmente pela descoberta de ouro em suas terras. Contudo, a maioria dos garimpeiros é fruto da marginalização social e da falta de uma política rural justa e estruturada. Muitas pessoas provenientes de comunidades rurais extremamente pobres encontram na garimpagem a única opção econômica.

A mineração artesanal representa uma situação embaraçosa para as elites dos países em desenvolvimento, que procuram mostrar ao mundo seus avanços tecnológicos e a evolução dos seus conceitos de modernidade. Contudo, a garimpagem representa uma atividade absolutamente coerente com a falta de planejamento de desenvolvimento rural da maioria dos países em desenvolvimento. Um grupo de estudiosos reunidos pela Organização das Nações Unidas para Desenvolvimento Industrial (Unido) em Viena, em 1997, concluiu que, em todo mundo, a mineração artesanal é uma atividade importante como fonte de emprego que contribui para alívio da pobreza e, se bem organizada e assistida, pode vir a contribuir para o desenvolvimento sustentável das comunidades rurais (Dahlberg, 1997). Infelizmente, poucos exemplos bem sucedidos dos benefícios da mineração artesanal são conhecidos, sendo a maioria deles pequenos projetos na África.

## 2. HISTÓRIA DA GARIMPAGEM NA AMAZÔNIA

No princípio do século XVI, o interesse dos países da península ibérica estava centrado em extrair ouro e prata de suas colônias. Com a descoberta, em 1545, de prata em Cerro Potosi, Bolívia, pelos espanhóis e com o acordo de formação da União Ibérica (1580-1640), os portugueses reduziram suas expedições geológicas ao Brasil, pois a abundante prata boliviana e mexicana supria as necessidades deles.

O ouro está intimamente ligado à nossa história. Quatro grandes ciclos do ouro caracterizam a mineração nacional: o primeiro, de 1500 a 1700, o segundo, entre 1700 e 1800, o terceiro, de 1800 a 1980 e o último de 1980 até o presente, melhor definido na Amazônia (Coppola, 1994).

Em meados do século XVII, a Coroa Portuguesa resolveu incentivar a prospecção de ouro e como recompensa, além do prêmio e participação no achado, aos descobridores mais destacados eram conferidos títulos de nobreza e cargos militares. Esta mudança de enfoque não somente era devida à modificação do relacionamento Portugal e Espanha

como também pelo alto déficit experimentado pelo reino português e a profunda crise que enfrentava a Europa. Foi somente em 1730 que, pela primeira vez, se regulamentou os métodos e os processos de extração do ouro e o imposto de 5 mil réis por escravo empregado no serviço foi implantado.

Segundo Calógeras o primeiro documento acusando produção de ouro no Brasil é relativo ao ano de 1681, para as minas de Paranaguá, São Paulo, e de acordo com o quinto (taxa de 20%) recolhido, a produção total teria sido de 106,3 kg. A produção brasileira até 1822 é calculada em 1822 toneladas, das quais a quase totalidade era oriunda dos processos artesanais. Em 1750, o Brasil era o maior produtor mundial de ouro, com média anual de 500 mil onças, ou 15,5 t (Metamig, 1981; Coppla, 1994).

Apesar da descoberta de ouro em Mato Grosso por bandeirantes, somente em 1747 foi descoberto, pela primeira vez, ouro na região do Rio Tapajós, Pará. Apenas como comparação, a Califórnia produziu em nove anos 752 t (1848-1856) ou seja 83,5 toneladas/ano, a Rússia, no mesmo período, 239,3 t, isto é 26,6 toneladas/ano, a África do Sul somente em 1899 produziu 113 toneladas, o Canadá, de 1896 a 1900, somente no Klondyke produziu 42 toneladas ou 8,4 toneladas/ano. Enquanto isso, a nossa maior produção em Minas Gerais concentrou-se entre 1741 e 1760 com 187,4 toneladas, com média anual de 9,4 toneladas.

Na história do Brasil, uma clara relação entre o extrativismo e a colonização era observada no passado. Muitas vilas foram formadas como resultado da extração do ouro e a diversificação econômica foi uma consequência natural de uma sociedade organizada. Nos anos 1970 e 1980, o governo brasileiro adotou a política de colonização da Amazônia, onde foram criados vários pólos de expansão agrícola para exploração dos recursos naturais (ex: látex, castanha do Pará, agropecuária). A falta de assistência técnica rural associada à pobreza de nutrientes dos solos resultou em dramáticos prejuízos para aqueles que se aventuraram a sair do sul do país.

Quando vários países quebraram o tratado de Breton-Woods (assinado em 1944) que fixou o preço do ouro em US\$ 35/onça (31,1 g) por longo tempo, o preço do metal experimentou uma subida gradual nos anos 70, até atingir o recorde de US\$ 850/onça, em 1980. Isto incentivou a se trabalhar depósitos auríferos que até então não eram considerados econômicos.

Associando-se o alto preço do ouro com a falta de perspectiva econômica das sociedades rurais, a exploração mineral tornou-se uma atividade extremamente atrativa para um esquadrão de brasileiros desprivilegiados. Neste contexto, a garimpagem também tinha conotação positiva de ocupação territorial e era incentivada pelo governo militar como uma forma de estabelecer núcleos de colonização na Amazônia. Somente em meados dos anos 80, com a onda ambientalista que atingiu o mundo, a garimpagem passou a ser uma atividade marginal (Barbosa, 1992) sendo alvo de críticas e animosidade pelas elites nacionais e internacionais.

É reconhecido que a moderna corrida ao ouro na Amazônia foi intensificada pela descoberta de Serra Pelada, em janeiro de 1980. O mérito dessa descoberta é atribuído ao peão de nome Aristeu, a serviço do senhor Genésio Ferreira da Silva, proprietário da Fazenda Três Barras. Constatada a abundância de ouro, houve grande corrida de pessoas para esse local, de modo que em março de 1980 já existiam cerca de cinco mil pessoas garimpando na Grota Rica. Em abril de 1980, ocorreu o início da garimpagem no Morro da Babilônia. A partir de 20 de maio de 1980, já com a presença do DNPM (Departamento Nacional da Produção Mineral) e da Docegeo (empresa de pesquisa da Companhia Vale do Rio Doce-CVRD), foi montado um esquema governamental para controlar e orientar as diferentes atividades que ali se desenvolviam e, para tal, se fizeram presentes diversos órgãos do governo federal e estadual. Em outubro de 1980, houve necessidade de paralisar os trabalhos de desmonte manual para serem executados serviços de terraplenagem. O aprofundamento das catas de Serra Pelada fez com que surgissem problemas de desmoronamentos, visto que os garimpeiros, acostumados a trabalhar o ouro secundário, não davam a devida atenção para a segurança de trabalho. Em julho de 1983 um acidente vitimou 19 garimpeiros. Ao final de 1983, existiam 3.973 catas de mineração, distribuídas em uma cava de forma elipsoidal com 30 mil m<sup>2</sup> de área e profundidade de cerca de 60 metros. Os direitos minerais do depósito pertenciam a CVRD, que havia feito seu requerimento de pesquisa para manganês e ferro e não havia reconhecido a presença de ouro na área.

Ao fim dos anos 70, com a perda de popularidade, o governo brasileiro resolveu intervir criando uma série de Reservas Garimpeiras na Amazônia (**Tabela 3**), promovendo, assim, a migração de trabalhadores para o local, de forma a “pagar a dívida externa” e aumentar reservas monetárias até então consumidas pelo aumento do preço do petróleo. Essas Reservas Garimpeiras, cuja área soma 31,5 mil km<sup>2</sup>, representam 13,3% da área garimpada na Amazônia. Em 1983, cerca de 100 mil homens (mulheres não eram permitidas) de diferentes partes do Brasil e do mundo trabalhavam como formigas em Serra Pelada (**Figura 1**) para produzirem 14 toneladas de ouro naquele ano. Até 1990, cerca de 90 toneladas de ouro foram manualmente extraídas de uma única cava (Feijão e Pinto, 1992).

**Tabela 3**  
**Reservas Garimpeiras na Amazônia (Silva, 1994)**

Localização	Nº da Portaria	Data	Area (ha)
Rondônia	1345	10/07/1979	18935
Rondônia	1034	31/07/1980	26642
Roraima	143	03/02/1984	12000
Itaituba, PA	882	28/07/1983	2874500
Serra Pelada, PA	Lei 7194	11/06/1984	100
Cumarú do Norte, PA	25	10/01/1984	95145
Peixoto de Azevedo, MT	550	10/05/1983	121000

Atualmente a cava de Serra Pelada está inundada (lençol freático) e menos de 800 garimpeiros tentam sobreviver reprocessando rejeitos ou dragando material do fundo da cava (**Figura 2**). A CVRD anunciou em 1997 ter encontrado através de sondagens cerca de 150 toneladas de ouro na área de Serra Pelada. Isto atraiu novamente garimpeiros e especulou-se o retorno de milhares de pessoas ao garimpo. Todavia, problemas geológicos e estruturais não ratificaram a previsão e com isso o garimpo continuou latente, sem maiores fluxos de mineiros para a região.

A partir de Serra Pelada os garimpeiros se espalharam pela Amazônia e em 1989, mais de um milhão de garimpeiros trabalhavam na Amazônia Brasileira em pelo menos dois mil garimpos, produzindo cerca de 100 t de ouro por ano (Feijão e Pinto, 1992). Hoje em dia, menos de 200 mil garimpeiros tentam a vida nos garimpos amazônicos produzindo cerca de 20 t/ano, de acordo com o IBGM (2001). Isto representa 30% da produção brasileira de ouro. O DNPM acredita que os garimpos brasileiros estejam produzindo apenas 10 t de ouro/ano (Nery e Silva, 2000) e em toda a Amazônia a produção seria de 7 toneladas ano em 2000. A produção aurífera oficial da Amazônia no período 1991-2000 encontra-se na **Tabela 4**.

Foto: Arthur Bernadelli



Figura 1 - Serra Pelada em 1983

Foto: John Meech



Figura 2 - Serra Pelada em 1997

Com a exaustão dos depósitos de fácil extração de ouro (ex: minérios intemperizados, coluvionares, aluvionares, etc.), os atuais baixos preços do ouro (cerca de US\$ 260/onça) e os altos custos de combustível, muitos dos garimpos foram desativados em áreas mais remotas e de baixo teor de ouro. Muitos garimpeiros emigraram para países vizinhos como a Venezuela, a Guiana e o Suriname em busca de terrenos mais ricos. Nenhum processo de recuperação ambiental foi empregado e hoje as áreas garimpadas na Amazônia estão condenadas a serem regiões de alta degradação ambiental e social, esquecidas pelas autoridades governamentais.

Nas décadas de 70 e 80, muitas das áreas descobertas por garimpeiros foram requeridas por empresas de mineração. Muitas delas alegaram depois terem suas concessões invadidas por garimpeiros. Outras, realmente foram vítimas de invasões irresponsáveis. Empresários da mineração passaram a conviver não só com o risco, mas, também, com a insegurança, ao verem seus investimentos sucumbidos e os depósitos minerais dilapidados.

Cerca de 236 mil km<sup>2</sup> ou 4,34% da área total da região Amazônica brasileira, são afetados pela garimpagem de ouro (**Figura 3**). Somente no Estado do Pará, essas áreas atingem 150 mil km<sup>2</sup>, das quais o Tapajós é maior área garimpeira do país e do mundo – 100 mil km<sup>2</sup> – e também a mais importante, em termos de produção.

## GARIMPOS DE OURO DA AMAZÔNIA



### ÁREA REAL (km<sup>2</sup>)

PARÁ	MATO GROSSO	AMAZONAS	AMAPÁ	RORAIMA	MARANHÃO	RONDÔNIA
150.000	30.000	20.000	15.000	12.000	8.000	1.000

Figura 3 - Principais regiões de garimpagem na Amazônia Brasileira (Silva, 1994)

Tabela 4

Produção garimpeira de ouro na Amazônia (em toneladas) (Silva, 2000)

Ano	Amazônia	Pará	Tapajós
91	31,0	17,4	11,1
92	28,1	12,2	11,0
93	26,6	15,3	10,0
94	21,0	11,8	8,4
95	18,4	10,0	6,0
96	11,4	6,0	3,5
97	12,5	6,3	3,2
98	11,6	4,2	3,5
99	6,5	4,0	3,4
00	7,0	4,2	3,6
<b>Total</b>	<b>174,1</b>	<b>91,4</b>	<b>63,7</b>

A produção aurífera oficial dos garimpos da região do Tapajós, no período 1991-2000, representou cerca de 70% da produção paraense que por sua vez representou 52,5% da produção garimpeira da Amazônia (Tabela 4). No ano de 1991 a produção industrial de ouro, sob a responsabilidade da Companhia Vale do Rio Doce, representava cerca de 7% da produção total do Pará, sendo a grande maioria, 93% , proveniente dos garimpos ativos do Tapajós (59,3%), Cumaru-Redenção-Tucumã (26,2%) e de outras áreas (7,8%). Em 2000, o quadro se inverteu, sendo a produção industrial da mina do Igarapé Bahia (CVRD) a fonte mais importante de ouro do Estado do Pará e do Brasil. A produção garimpeira representou apenas 27,6% do total de ouro produzido no Pará (Tabela 5).

**Tabela 5**  
**Produção aurífera do Estado do Pará (indústria e garimpos) (Silva, 2000)**

<b>Ano</b>	<b>Pará (indústria)</b>	<b>Pará (garimpos)</b>	<b>Tapajós (garimpos)</b>	<b>C-T-R (garimpos)</b>	<b>Outros (garimpos)</b>
91	1,3	17,4	11,1	4,9	1,4
92	4,8	12,2	11,0	1,0	0,2
93	5,7	15,3	10,0	4,0	1,3
94	6,6	11,8	8,4	3,0	0,4
95	10,8	10,0	6,0	3,4	0,6
96	12,0	6,0	3,5	2,1	0,4
97	10,0	6,3	3,2	2,0	1,1
98	11,5	4,2	3,5	0,5	0,2
99	12,0	4,0	3,4	0,4	0,2
00	11,0	4,2	3,6	0,4	0,2

*Nota: C-T-R = Cumaru-Tucumã-Redenção*

### 3. TECNOLOGIAS USADAS NOS GARIMPOS

A garimpagem de ouro na Amazônia normalmente envolve a extração de minérios aluvionares, coluvionares ou eluvionares, que, em muito casos, mas não necessariamente, apresentam ouro liberado da ganga silicatada, sendo assim mais facilmente concentrado por processos gravíticos. No passado, os equipamentos usados eram pequenas calhas concentradoras ou bateias. Uma das grandes inovações trazidas pela corrida ao ouro nos anos 80, foi a mecanização. Ainda que empregada de forma rudimentar, o extensivo uso de equipamentos movidos à diesel trouxe uma outra perspectiva de produção à garimpagem. Com maiores volumes de terra sendo extraídos por tratores e escavadoras, minérios de mais baixos teores puderam ser minerados.

Como há 3500 anos na Roma antiga, a amalgamação de ouro ainda é o processo de extração preferido pelos mineiros artesanais de todo mundo. Poucos mineiros artesanais utilizam cianetação por exigir maior controle e conhecimento técnico. O mercúrio forma compostos intermetálicos com todos os metais exceto Fe e Pt. Os três principais amálgamas formados com o ouro são:  $AuHg_2$ ,  $Au_2Hg$  e  $Au_3Hg$ . Na prática, os amálgamas de ouro produzidos manualmente nos garimpos, possuem entre 60 e 70% de ouro. Amalgamação é um processo eficiente para extrair ouro de granulometria superior a 200 mesh (0,074 mm) (Wenqian e Poling, 1983). O processo é simples, barato e quando usado corretamente as emissões mercuriais são insignificantes (0,05% segundo Farid et al, 1991). Nos garimpos, mesmo custando um preço cinco vezes superior ao preço internacional, o mercúrio ainda é um reagente barato pois 1kg de Hg custa cerca de 1g de ouro (Veiga e Fernandes, 1990). Infelizmente, o baixo preço do mercúrio não incentiva sua recuperação e contribui para a poluição ambiental.

No Brasil, como em muitos países em desenvolvimento, o uso de mercúrio na mineração é ilegal. O Brasil não é produtor de mercúrio primário, todavia, o metal é importado para uso industrial (lâmpadas fluorescentes, fábricas de cloro-soda, contactos elétricos, etc.) e dentário. Em 1989, foi estimado que mais de 170 toneladas de um total de 337 t de Hg foram importadas para o Brasil e ilegalmente desviadas para o garimpo (Ferreira e Appel, 1991). Em 1998 e 1999, 90 e 50 t de Hg foram, respectivamente, importadas para o Brasil provenientes da Rússia, Espanha, Argélia e Finlândia (DNPM, 2000).

Os minérios friáveis, como os aluviões (produto de alterações intempéricas) e coluviões (material carreado de encostas) são normalmente minerados com monitores hidráulicos. O solo superficial é removido sem nenhum cuidado de preservá-lo. Monitores são bicos d'água de alta pressão que promovem a "fluidização" do minério que é bombeado em polpa de baixa densidade (ex: 5%) para uma calha concentradora. Construída com estrutura de madeira, as calhas (ou caixas) concentradoras ou "cobra fumando", como chamam os garimpeiros, são canaletas inclinadas (4 a 5%) com aletas transversais que permitem a retenção do ouro. Apesar de sua característica de concentrar o ouro mais grosseiro que 0,10 mm, o uso de carpetes aumenta as chances de reter partículas de ouro mais finas (Lins e Farid, 1992). Nestas operações, não existe cuidado de retenção de rejeitos. No começo da corrida ao ouro na Amazônia, garimpeiros simplesmente derramavam mercúrio no solo acreditando que a amalgamação se realizava "in situ". Na verdade, o mercúrio e o ouro bombeados com a polpa de minério se combinavam nas aletas da calha concentradora, dando a impressão que o mercúrio (azougue) possuía características mágicas de procurar o ouro no chão. Esta prática deu lugar a outra também de pouca eficiência e de grande impacto ambiental: a amalgamação de todo o minério. Isto se realiza derramando mercúrio nas aletas das calhas concentradoras. Ora, o atrito da areia e cascalho causa dispersão e perda de mercúrio da ordem de 3 partes de mercúrio para cada parte de ouro produzido com os rejeitos.

Os minérios aluvionares são normalmente extraídos por dragagem. Esta se dá por meio de bombas de 5 a 12 polegadas de diâmetro, sugando cascalho a uma profundidade de até

30m. Este procedimento pode ser feito por lanças, que são tubulações com sistema de cabeças cortantes que permitem penetrar nas crostas duras de fundo de rios ou por mergulhadores. Estes mineradores submarinos ficam mais de 4 horas submersos segurando sugadores de polpa de cascalho. Devido a baixa visibilidade, os acidentes fatais causados por desmoronamento de encostas submarinas são freqüentes. Também freqüentes são os cortes de fornecimento de ar aos mergulhadores pelos adversários, que buscam os pontos de maior concentração de ouro nos rios.

A concentração gravítica se dá a bordo por meio de calhas concentradoras acarpetadas cuja recuperação de ouro normalmente é inferior a 50%. Alguns poucos garimpeiros utilizam placas amalgamadoras de cobre a bordo. Estas são calhas de superfícies lisas de cobre que, após ativação com ácido nítrico, é amalgamada com mercúrio. O atrito do cascalho dragado com esta superfície causa perda de mercúrio e baixa recuperação de ouro. Quando mercúrio não é empregado nas calhas concentradoras ou nas placas amalgamadoras, é utilizado na amalgamação dos concentrados gravíticos com o uso de um misturador de alta velocidade. A amalgamação, neste caso, é ineficiente e partículas finas de mercúrio são perdidas quando os rejeitos de amalgamação são despejados nos rios (Pfeiffer et al., 1991). Como o mercúrio associado a estes rejeitos de amalgamação não tem mobilidade no fundo do rio, causa a formação de “pontos quentes (“hot spots”), isto é pequenas áreas com alta concentração do poluente. O mercúrio metálico, contudo, necessita se oxidar para aumentar sua solubilidade e tornar-se um poluente da biota aquática.

A extração de ouro de depósitos de minérios filonares primários é um processo bem mais complicado. O uso de explosivos, quase sempre de maneira ilegal, é apenas um exemplo dos riscos envolvidos na extração subterrânea. Desabamentos têm feito grande número de vítimas em todas atividades artesanais da América Latina. Este tipo de mineração requer conhecimentos de estabilidade da rocha, escavação de túneis e poços, transporte de minério, etc. que normalmente não são acessíveis aos garimpeiros. Para justificar os altos custos de escavação e baixo volume de minério trazido para a superfície, garimpeiros buscam minérios de alto teor (> 10-20 g/t) e com ouro livre, isto é, não associado a sulfetos e passíveis de amalgamação. Quase sempre estes requisitos não são encontrados e são muito poucas as operações subterrâneas em minérios de veios de quartzo primários que prosperam. Um exemplo disto encontra-se em Poconé, Mato Grosso, próximo ao Pantanal Matogrossense. No começo dos anos 90 mais de 4.500 garimpeiros trabalhavam em 100 garimpos na região. Minerando veios de quartzo de baixo teor encaixados em filitos ferruginosos intemperizados, a produção mecanizada com escavadoras, caminhões e concentradoras centrífugas de 32 t/h de capacidade (réplicas da centrífuga Knelson fabricada no Canadá) alcançava volumes de até 5 milhões de m<sup>3</sup> anuais. Em alguns garimpos, o total de ouro produzido chegou a 10 toneladas. Reinvestindo em equipamentos que supostamente pudessem extrair ouro de níveis mais profundos, foram inúmeros os garimpeiros que faliram, fruto da ausência de informação geológica associada à inexperiência em planejamento e método de lavra.

Quando somente concentrados gravíticos são amalgamados apropriadamente, altas recuperações e menores emissões de mercúrio são obtidas. Em barris rotativos, adiciona-se uma parte de mercúrio para 70 a 100 partes de concentrado. Após 30 a 40 minutos de operação com apenas uma pitada de soda cáustica para eliminar gorduras naturais da superfície do ouro, o amálgama é separado da parte mineral por bateamento em caixa d'água. Amalgamações em tempo prolongado causam a perda de coalescência do mercúrio, isto é formação de gotículas (“esfarinhamento”) que dificulta sua recuperação (Veiga, 1997). Também o uso de bolas de aço ou barras de moagem nos barris causa “esfarinhamento” do mercúrio. Idealmente, somente o uso de uma ou duas bolas grandes de borracha é aconselhado para melhorar o contato mercúrio-partícula de ouro. O uso de agentes oxidantes como permanganato de potássio ou de agente complexantes, como o cloreto de sódio, causa a redução da tensão superficial do mercúrio (Taggart, 1945), mas também aumenta a solubilidade do mercúrio em água, trazendo problemas ambientais.

Como visto anteriormente, as placas amalgamadoras de cobre são condenadas em todo o mundo pela a perda de mercúrio pelo atrito. Duas empresas brasileiras (Goldtech e Rio-Sul Ambiental) comercializam placas amalgamadoras especiais fabricadas pela deposição eletrolítica de mercúrio e prata, formando uma película extremamente aderente à superfície de cobre. Estas placas são utilizadas na extração (limpeza) de mercúrio de rejeitos de amalgamação (Veiga et al., 1995). Obviamente, não deve ser considerada a possibilidade de uso dessas placas na amalgamação do minério todo, contudo as placas são eficientes na amalgamação de concentrados, diminuindo o tempo de amalgamação, dispensando a separação da amálgama dos minerais pesados e reduzindo a perda de mercúrio. Infelizmente o alto preço e a pouca divulgação desta tecnologia não popularizaram o uso dessas placas nos garimpos.

Após a amalgamação, a amálgama com excesso de Hg deve ser separada dos minerais pesados. Isto normalmente ocorre por bateamento em caixas d'água, poços escavados no chão ou em margem de rios criando “pontos quentes”. Os rejeitos de amalgamação ainda possuem alto conteúdo de mercúrio (de 100 a 500 ppm<sup>1</sup>) e devem ser estocados em separado ou dispostos em aterro cobertos com solo laterítico e isolados do ar e dos ácidos húmicos dos solos que têm a capacidade de dissolver Hg metálico (Meech et al, 1998).

A estocagem de Hg em pH alcalinos não é recomendada, uma vez que a espécie solúvel  $\text{Hg}(\text{OH})_2^\circ$  (aq) pode ser formada. Uma vez separada a amálgama da porção mineral, o excesso de mercúrio não combinado com ouro é removido por filtragem através de torção manual da amálgama em um pedaço de pano. De 70 a 90% do mercúrio introduzido no processo de amalgamação, pode ser reciclado após a filtração manual (Farid et al, 1991). A amálgama resultante contém cerca de 60% de ouro. A filtração por centrifugação, como demonstrado na Venezuela produz uma amálgama com 80% de ouro (Veiga, 1997). Este simples aperfeiçoamento técnico permite a maior reciclagem do mercúrio e seu menor manuseio.

Foto: M. Veiga



Figura 4 - Garimpeiro decompondo amálgama em uma pá usando tocha de acetileno. Nota-se a óbvia exposição do trabalhador aos vapores de mercúrio .

A decomposição da amálgama pode ser feita química ou termicamente. A decomposição de amálgamas com ácido nítrico 30% produz mercúrio pernittrato ( $\text{Hg}(\text{NO}_2)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) que é altamente tóxico cujos vapores podem ser fatais à concentrações de  $0,05 \text{ mg/m}^3$  no ar. Quando o mercúrio pernittrato combina-se com álcool, forma o fulminato ( $\text{Hg}(\text{CNO})_2$ ), componente explosivo de detonadores. O mercúrio em solução nítrica pode ser cementado (redução galvânica) com fios de cobre ou alumínio, reciclando-se, assim, o mercúrio metálico. Infelizmente, a prática utilizada em alguns garimpos na Colômbia e Guiana é de derramar as soluções nítricas de Hg nos rios (Corponariño, 1995). A grande maioria dos mineiros artesanais em todo mundo utiliza a decomposição térmica das amálgamas. Usando tochas de acetileno ou propano para evaporar o mercúrio em panelas, pás, tigelas, obtém-se uma esponja de ouro chamada *doré* (Figura 4). Quando isto ocorre, o mercúrio da amálgama é emitido para a atmosfera alcançando concentrações locais de  $60 \text{ mil } \mu\text{g/m}^3$  (Malm, 1991)<sup>2</sup> onde parte é absorvido pelos pulmões dos trabalhadores criando enormes problemas de saúde.

---

<sup>1</sup> Um solo não contaminado possui de 0,05 a 0,3 ppm Hg, podendo chegar, em casos extremos, em zonas mineralizadas, a teores naturais de 0,7 a 1 ppm Hg.

<sup>2</sup> níveis de base Hg em cidades são da ordem de  $0,01 \mu\text{g/m}^3$  (Matheson, 1979); o limite para exposição do público é  $1,0 \mu\text{g/m}^3$  (Malm, 1991) e o limite de exposição industrial de curto prazo é  $50 \mu\text{g/m}^3$  (BC-MEMPR, 1992)

Uma vez nos pulmões, os vapores mercuriais são oxidados formando complexos mercúricos solúveis que podem inibir ações enzimáticas (Jones, 1971) e facilmente atravessar a barreira sangue-cérebro (Chang, 1979). A meia vida biológica do mercúrio no sangue é da ordem de 3 dias, sendo excretado através da urina e fezes. Mesmo neste curto período de tempo, alguma parte do Hg já pode afetar o sistema nervoso. Em exposição de moderada duração à vapores de alta concentração de Hg, os rins são os órgãos mais afetados. O cérebro é atingido em casos de exposição a vapores de baixa a moderada concentração por períodos prolongados. Sintomas de intoxicação de vapores mercuriais variam sendo os mais comuns: problemas respiratórios, reação emocional exagerada, gengivite, problemas renais, tremores, distúrbio neurológico e, em casos extremos, morte. (Veiga, 1994). A manifestação mais comum de exposição crônica a vapores de Hg é o gosto metálico na boca, úlceras bucais, afrouxamento dos dentes e o desenvolvimento de uma linha azul nas gengivas.

Retortas usadas na decomposição térmica de amálgamas, representam uma redução significativa da emissão mercurial, porém ainda são pouco aceitas pelos garimpeiros. Uma retorta é constituída de um compartimento onde o amálgama é aquecido por uma tocha ou um leito de carvão incandescente e um tubo condensador que pode ser resfriado por água ou ar. Quase todos sais de mercúrio são voláteis a temperaturas acima de 460 °C. Mais de 95% do mercúrio das amálgamas de ouro podem ser condensada e reusadas.

Muitos garimpeiros não utilizam retortas porque não estão convencidos da ação intoxicante dos vapores de mercúrio, nem entendem os impactos à sua saúde ou ao meio ambiente. Alguns acreditam que o ouro fica absorvido nas paredes de aço das retortas. Outras vezes o processo de retortagem é demorado (1 hora) e pode incentivar ataques de bandidos. Retortas de vidro foram desenvolvidas pela firma alemã Thermex para que garimpeiros pudessem visualizar a evaporação e condensação do mercúrio. A grande desvantagem destas retortas é a baixa capacidade (30 g de amálgama), sua fragilidade e alto custo (custam 1 onça = 31,1 g de ouro ~ US\$ 260). Uma solução criativa foi desenvolvida pelo professor Raphael Hypolito, da Univesridade de São Paulo: uma retorta feita de tubos e conexões d'água (Veiga *et al*, 1995). Custando menos de US\$ 10, esta retorta tem sido amplamente difundida na África, Filipinas e alguns países da América do Sul pela organização inglesa Intermediate Technology Development Group (ITDG). Infelizmente, no Brasil as autoridades brasileiras (Ibama) recusam-se a difundi-la, justificando que a perda de mercúrio através das juntas pode ser alta (até 10%). Na Papua Nova Guiné e China, mineiros artesanais inventaram um processo de condensar mercúrio, utilizando uma lata em cima de outra contendo a amálgama. Com um fogareiro elétrico, a gás ou a carvão, a amálgama é decomposta e o mercúrio condensa nas paredes da lata superior sendo recuperado (Hinton *et al*, 2002). Até mesmo um processo rudimentar utilizado por prospectores de ouro norte-americanos de retortar amálgamas dentro de uma batata (Basque, 1991) é melhor que vaporizar mercúrio com uma tocha em uma tigela ou pá. A **Tabela 6** mostra que a perda de mercúrio depende fundamentalmente do método de amalgamação e retortagem usado.

A decomposição térmica da amálgama (com ou sem retorta) produz uma esponja de ouro contendo cerca de 20 g de Hg residual por kg de ouro. Quando este ouro é vendido nas casas compradoras em pequenas vilas ou cidades, os compradores fundem o ouro às vistas dos garimpeiros para eliminar (escorificar) impurezas minerais associadas. Neste processo o mercúrio residual é desprendido contaminando o ambiente de trabalho e as redondezas do estabelecimento. Existem evidências de que pessoas vivendo próximas a estas casas de ouro estão sofrendo os efeitos da contaminação (Veiga, 1997). Exaustores com lavadores de gases ou equipados com filtros de carvão ativado impregnados com iodeto de potássio poderiam reduzir drasticamente a emissão mercurial. Infelizmente no Brasil, existe pouca inspeção e pressão das autoridades para a obrigatoriedade desses dispositivos.

**Tabela 6**  
**Influência do método de amalgamação na perda de mercúrio**

<b>Método de Amalgamação</b>	<b>Hg<sub>perdido</sub> : Au<sub>produzido</sub></b>
Todo o minério	3
Somente concentrado, sem uso de retorta	1
Somente concentrado, com uso de retorta	0,001

Marins et al. (1991), analisando solos ao redor de 32 casas compradoras de ouro, concluíram que a maioria do mercúrio metálico se deposita próximo a fonte de emissão, isto é dentro de um raio de 1 km. Isto é consistente com outro estudo em Alta Floresta executado pelo CETEM (1991).

Muitos garimpeiros ignoram os danos ocupacionais e ambientais do mercúrio e, movidos pela pressa e pouca segurança, acabam sendo vítimas desta ignorância. Casos fatais de intoxicação mercurial por deficiência renal são relatados (Veiga, 1996). Existe um consenso entre estudiosos da garimpagem de que é possível a introdução de soluções simples e seguras para melhorar a recuperação do ouro e reduzir a emissão mercurial. Para isto é necessária vontade política dos governos e da sociedade civil de trazer informação ao garimpeiro e buscar soluções factíveis e adequadas a sua realidade. Um exemplo, são os Centros de Amalgamação existentes na Venezuela onde os garimpeiros pagam para ter seus concentrados amalgamados e retortados por operadores treinados (Veiga, 1996; Veiga e Beinhoff, 1997). Claro que esta não é uma solução universal, pois depende das condições geográficas dos garimpos e só pode ser implementada quando houver organização e cooperação entre garimpeiros.

Qualquer que seja o método de lavra e de processamento do ouro empregado no garimpo, este deve apresentar características de ser “rápido, simples e barato”. Mudanças nas técnicas de garimpagem devem ser acompanhadas por rápido retorno do dinheiro investido na empreitada e baixo investimento de capital. Um mineiro artesanal não pagará um centavo

por um equipamento se este não lhe retornar dois centavos (Priester, 1995). Outros aspectos práticos como a disponibilidade de materiais (ex: componentes mecânicos) e custo operacional (ex: custo de combustível) têm influência significativa na introdução de técnicas alternativas na garimpagem. É evidente que uma tecnologia para ser bem aceita por garimpeiros deve ser pré-testada, demonstrada e acompanhada de treinamento (Barry, 1995). Contudo, o sucesso de implementação de assistência técnica deve considerar diversidade de culturas, religiões, condições sócio-econômicas, conhecimentos e percepções dos garimpeiros (Bugnosen, 1997). Como as características geológicas dos depósitos de ouro e condições sócio-econômicas dos trabalhadores variam de região para região, é bastante irreal advogar uma solução única para as atividades garimpeiras.

#### 4. ASPECTOS AMBIENTAIS

Os impactos ambientais da garimpagem podem ser divididos em *físicos e biológicos*. Os impactos **físicos** são caracterizados pela destruição da capa vegetal e de solos assim como pelo assoreamento de rios. O revolvimento do solo promove intensa erosão das margens (barrancos) de rios, carreando sólidos em suspensão e mercúrio associado a matéria orgânica para o sistema de drenagem. Este processo pode ser uma das principais vias de entrada de mercúrio natural ou antropogênico nos sistemas aquáticos amazônicos (Roulet et al., 1998; Roulet et al., 2001).

Os impactos **biológicos** iniciam-se nos impactos à qualidade das águas por intermédio do assoreamento, pela descarga de derivados do petróleo, tais como óleo diesel e graxa, pelo uso exacerbado de detergentes utilizados para dispersar minério e, o mais grave, pelo uso inadequado do mercúrio.

O mercúrio metálico liberado pelo garimpo ou por outras fontes de poluição, quando no ambiente, pode ser oxidado e metilado. A metilação, isto é, transformação de compostos mercúricos em metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ), a forma mais tóxica de mercúrio, é um processo que na maioria dos casos envolve bactérias. Jensen and Jernelov (1969) foram os primeiros a indicar que a metilação de compostos mercúricos (Hg-II) ocorria em sedimentos aquáticos através de ação de bactérias. Ainda existem questionamentos sobre o mecanismo microbiano que produz metilmercúrio, mas acredita-se que o processo principal relaciona-se com a síntese errada de metilcobalamina (vitamina B12) por bactérias anaeróbicas (Hecky et al., 1987).

Os processos de metilação ficaram conhecidos somente nos anos 70 e 80. No início dos anos 80 começaram os estudos das transformações biogeoquímicas do mercúrio na Amazônia, que coincidiu com a ocupação garimpeira. Nesta época, a qualidade analítica e os níveis de detecção de mercúrio não eram satisfatórios no Brasil. Por isso não existem dados confiáveis dos níveis de mercúrio ambiental anteriormente ao garimpo. Atualmente,

estudos paleogeoquímicos (perfil de sedimentos de lagoas) buscam conhecer os níveis pretéritos de deposição atmosférica de Hg na Amazônia. Assim, por muito tempo, todo mercúrio encontrado em peixes da Amazônia era atribuído totalmente aos garimpeiros.

Hoje em dia é reconhecido que o garimpo não é a única fonte de poluição mercurial na Amazônia. Altos níveis de mercúrio são observados em peixes em locais a centenas de quilômetros distantes de garimpos e por isso, muitos autores, têm investigado outras fontes de emissão e mobilização do mercúrio, tais como intemperismo, erosão dos solos, evaporação de Hg das águas, solos e plantas, deposição de mercúrio de minerações de prata e ouro no século passado em países vizinhos, atividades industriais, queima de florestas e combustíveis fósseis além de outras fontes difusas. É conhecido que a volatilização e transporte atmosférico do Hg pode se dar a grandes distâncias, daí o mercúrio armazenado na Amazônia pode ser oriundo de atividades industriais no sul do país ou em países vizinhos (Villas Boas, 1999). A mobilidade do mercúrio pode ser ainda exacerbada pelas queimadas de florestas que deslocam o mercúrio emitido por várias fontes e depositam-no no solo, assim como o mercúrio natural incorporado na vegetação. Números exatos da emissão mercurial proveniente das queimadas são difíceis de se obter, uma vez que dependem da densidade de floresta e concentração de Hg natural na vegetação. Uma estimativa de emissão de Hg entre 0,78 e 1,76 kg/km<sup>2</sup> de floresta queimada foi apresentada por Lacerda (1995) e Veiga et al. (1994). Em 1995, algo próximo a 30.000 km<sup>2</sup> de florestas foram queimadas na Amazônia o que permite estipular que cerca de 23 a 52 t de Hg podem ter sido emitidas para atmosfera. Artaxo et al. (2000), analisando partículas de fumaça na Amazônia, estimaram que 30% do mercúrio no ar são provenientes da vegetação, cerca de 60% dos garimpos e o restante de fontes dispersas. Vários estudos apontam as deposições atmosféricas de Hg entre 10 e 16 µg/m<sup>3</sup>/ano (Fosberg et al., 1999; Lacerda et al. 1999; Lacerda e Marins, 1997). Assim, considerando uma área de aproximadamente 5 milhões de km<sup>2</sup>, pode-se estimar que entre 50 e 80 toneladas de Hg de diferentes procedências podem ser anualmente depositadas na Amazônia brasileira.

Uma vez no ambiente, o mercúrio metálico pode se oxidar e se complexar com ácidos húmicos dos solos. Assim, a situação mais favorável à mobilização do mercúrio é quando ele se deposita em locais aerados e ricos em matéria orgânica. O primeiro passo para a metilação mercurial é a transformação (oxidação-complexação) do Hg metálico em composto solúvel de Hg(II) tais como quelatos do tipo Hg-humato ou Hg-fulvato, bastante comuns nas águas escuras, ricas em matéria orgânica da Amazônia (Veiga et al., 1999). Os complexos orgânicos de mercúrio são biodisponíveis, isto é, são acumulados pela biota aquática. O mecanismo de transformação dos complexos orgânicos em metilmercúrio ainda é desconhecido, mas pode-se especular que este processo também envolve ação bacteriana. Recentemente foi descoberto que invertebrados terrestres têm a capacidade de transformar esses complexos em metilmercúrio em seus intestinos através da ação de bactérias do tipo redutoras de sulfato (Veiga e Hinton, 2001). O metilmercúrio dificilmente é detectado em águas pois existe grande afinidade de combinar-se com grupos proteicos e

ficar retido nos tecidos dos organismos. Dessa forma, a biota aquática é melhor indicador de poluição mercurial que a água.

A principal via de bioacumulação do metilmercúrio é pela dieta. Sendo bioacumulado rapidamente e eliminado muito lentamente (meia-vida de 70-84 dias), o metilmercúrio é biomagnificado, isto é, passado para os organismos superiores da cadeia alimentar. Por esse motivo, os peixes carnívoros apresentam as maiores concentrações de metilmercúrio. A população ribeirinha da Amazônia, que depende do peixe como principal fonte de proteína, tem apresentado níveis de metilmercúrio no sangue até 300 vezes mais altos que os níveis normais (Malm et al, 1997). A absorção do metilmercúrio pelos intestinos é superior a 90%, passando rapidamente para a corrente sanguínea. A acumulação nos rins é menor que no caso de intoxicação por mercúrio metálico, por isso a urina não é um bom indicador de contaminação por metilmercúrio. O principal órgão afetado pelo metilmercúrio é o cérebro produzindo efeitos neurológicos graves.

Os clássicos sintomas de contaminação a altos teores de metilmercúrio são: perda da visão periférica, perda de tato, perda de audição, dificuldade de fala e perda de equilíbrio. Os dois primeiros sintomas são indicativos do início da “doença de Minamata” (H. Akagi, Instituto Nacional da Doença de Minamata, Japão, comunicação pessoal). Intoxicação crônica de pequenas doses de metilmercúrio muitas vezes não revela nítidos sintomas. Mulheres na idade de engravidarem são os principais grupos de risco, uma vez que o metilmercúrio penetra a barreira placentária e passa ao feto. Em Minamata, centenas de crianças nasceram cegas ou dementes vítimas da exposição cogenital ao metilmercúrio (**Figura 5**). Nestes casos, os sintomas de intoxicação não foram visíveis nas mães.

A “doença de Minamata” foi pela primeira vez detectada em 1953, mas somente em 1959, cientistas da Universidade de Kumamoto atribuíram os sintomas ao metilmercúrio consumido através de peixes e de moluscos. De 1932 a 1968 a companhia Chisso produziu acetaldéido, utilizando óxido de mercúrio como catalizador. O metilmercúrio era formado na reação e descarregado (cerca de 400 toneladas) com os efluentes na baía de Minamata. Moradores de Minamata e vizinhanças, que consumiam extensivamente peixes e frutos do mar sofreram as piores conseqüências desta irresponsabilidade industrial. Até 1997, 10.353 pessoas, das quais 1.246 faleceram, foram certificadas pelo governo japonês como vítimas da “doença de Minamata”.

Sintomas da doença de Minamata nunca foram comprovados na Amazônia, mas constatação de efeitos neurológicos em pessoas que se alimentam freqüentemente de peixe com médios a altos níveis de metilmercúrio têm sido reportadas (Lebel et al., 1996; Lebel et al., 1998; Dolbec et al., 2000). O metilmercúrio é excretado lentamente pelas fezes (de 1 a 4% por dia) e uma pequena parte pelo cabelo. Normalmente, o nível de metilmercúrio no cabelo é 300 vezes mais alto do que a concentração no sangue. Uma pessoa comendo freqüentemente peixe pode esperar uma concentração de mercúrio no cabelo (C em ppm) dada pela a

Foto: Shisei Kuwabara



Figura 5 - Criança japonesa nascida com a Doença de Minamata

seguinte equação:  $C = 0.285 \times P \times C_p$ , onde  $P$  é a quantidade de peixe consumida por dia e  $C_p$  é a concentração de Hg em ppm no músculo do peixe (Veiga, 1994). Assim, uma pessoa ingerindo diariamente 200 g de peixe, como é típico na Amazônia, com uma concentração de Hg, por exemplo, de 0,5 ppm (concentração máxima recomendada pela Organização Mundial de Saúde), deve esperar um teor de Hg no cabelo por volta de 30 ppm. Esta é uma aproximação, pois a equação acima depende de muitas outras variáveis relacionadas a excreção e metabolismo de cada indivíduo. Os níveis de Hg em cabelos da população ribeirinha da Amazônia são normalmente altos (Malm et al., 1997). Teores de Hg em cabelo inferiores a 5 e 10 ppm são aceitáveis para não impor nenhum risco ao feto (em caso de grávidas) e ao adulto respectivamente (Boischio e Henshel, 2000). Infelizmente teores de até 84 ppm Hg foram analisados em cabelos de mães da região garimpeira do Rio Madeira (Boischio e Cernichiar, 1998).

Outros tipos de impactos biológicos dos garimpos são conseqüências da ocupação mal planejada de áreas remotas. A carência de saneamento e assistência médica nos garimpos têm reflexos dentro e fora do universo garimpeiro. Seus efeitos mais agudos são traduzidos na destruição de sítios ecológicos e proliferação de doenças como AIDS, tifo, hepatite, febre amarela e malária.

A educação ambiental deve ser incentivada através de projetos que também eduquem inspetores de minas e ambientais, para que esses, em contacto mais freqüente com garimpeiros, possam apresentar soluções práticas adequadas à realidade do garimpo. Para mudar o atual modelo de exploração de ouro, é necessário a introdução de conceitos de desenvolvimento sustentável, vendo o garimpo como uma oportunidade de colonização e diversificação econômica, não como uma atividade oportunista, repleta de vícios e conseqüências desastrosas.

## **5. ASPECTOS SOCIAIS**

A característica transiente, migratória e muitas vezes ilegal dos mineiros artesanais modernos na América Latina, em particular no Brasil, não tem trazido os mesmos benefícios de assentamento observados nos períodos coloniais. O ciclo da atividade de mineração artesanal é bem conhecido: descoberta, imigração, relativa prosperidade econômica, seguida de exaustão do recurso mineral (material secundário), emigração e decadência econômica. A mecanização dos garimpos contribuiu ainda mais para a aceleração deste ciclo. Drogas, prostituição, doenças, jogo, abuso de álcool e degradação de princípios morais são conseqüências freqüentes da ocupação caótica de garimpos, formando *currutelas*, aglomerações que recebem os garimpeiros. É óbvio que os benefícios econômicos obtidos pelos mineiros não compensam as deploráveis condições sócio-econômicas deixadas nas comunidades formadas pelo garimpo. Após a exaustão do minério de ouro facilmente extraído, as minas são abandonadas e quem permanece nos locais tem que conviver com o legado da devastação ambiental, extrema pobreza e pouca oportunidade de desenvolvimento econômico alternativo. Milhares de garimpos estão sendo abandonados como resultado deste ciclo de mineração mal planejado

A criação de muitos municípios, originados de maneira caótica, através da corrida ao ouro têm causados sérios problemas aos gestores municipais. No Pará, os caso mais conhecidos são Curionópolis, Eldorado de Carajás, Cachoeira do Piriá, etc. Muitas destas comunidades sofrem a falta de opções econômicas, escassez de visão de futuro e liderança, além de viverem em extrema pobreza, normalmente buscando reprocessar rejeitos de garimpo. Muitas das habitações nessas comunidades são construídas em cima de rejeitos mercuriais, como é o caso de Cachoeira do Piriá (Veiga et al., 2001). Grande parte dos municípios buscam hoje a diversificação econômica. Alta Floresta, por exemplo, que, em 1990, no auge do garimpo tinha uma população de 120.000 pessoas, hoje conta com menos de

38.000 habitantes e seus produtos agrícolas são de baixa aceitação em outros centros comerciais pelo receio da contaminação mercurial. Usando as cavas abandonadas para criação de peixes, a Associação de Aquacultura de Alta Floresta trouxe incentivos de investimento e alternativas econômicas para aqueles que estavam se dedicando exclusivamente ao garimpo. A Universidade Estadual de Mato Grosso, juntamente com a Fundação Oswaldo Cruz têm estabelecido um monitoramento metuculoso dos níveis de mercúrio nos peixes (Farias et al, 2001). Como a alimentação é feita por ração, dificilmente os peixes de cativeiro incorporam altos níveis de mercúrio.

## 6. FUTURO DO GARIMPO

Apesar de diversas intervenções ocorridas nas regiões garimpeiras, a maioria delas não surtiu o efeito desejado, por motivos como:

- ações paternalistas
- morosidade nas ações
- incompetência de gerenciamento do poder público
- falta de uma visão integrada de transformação do garimpo em colonizações sustentáveis
- desorganização dos garimpeiros
- imposição de ações à margem dos anseios dos grupos envolvidos
- centralização de atitudes.

Foi com uma visão progressiva que o Programa Camga/Tapajós procurou dar um salto qualitativo significativo na região do Tapajós. Dos avanços do programa participaram, através de um fórum democrático, todos os segmentos envolvidos, levando em conta que assim, as responsabilidades são divididas e a margens de erros diminuídas.

A tendência de todos os garimpos de ouro é semelhante no mundo inteiro, ou seja, a transformação da atividade artesanal em industrial. A medida que o ouro superficial e de fácil extração for se exaurindo, o garimpeiro tenta a sorte extraindo ouro primário. Sem o domínio técnico, o garimpeiro vê seus investimentos sendo dragados pelos altos custos operacionais. Quando os garimpeiros possuem titulação minerária, através de concessão (Alvará de Pesquisa), ou permissão (Permissão de Lavra Garimpeira), o passo natural é vender ou se associar com empresas de mineração que possuam competência técnica.

Atualmente, grande parte das empresas de mineração já vêem o garimpeiro não como um rival, mas como um prospector. O trabalho dos garimpeiros elimina a fase de risco da geoquímica de prospecção, e facilita o bloqueio de alvos mineralizados. Muitas empresas de prospecção canadenses (*junior companies*) negociaram áreas com garimpeiros e todos foram beneficiados no processo. A passagem gradual da garimpagem para uma atividade industrial de pequeno a médio porte exige a organização da comunidade e sua

capacitação intelectual, pois, só assim, existem interlocutores capazes de acelerar as decisões. Por isso, a Associação dos Mineradores de Ouro do Tapajós (Amot), em Itaituba-PA, tem tido papel importante na assistência técnica e jurídica ao garimpeiro. Itaituba também foi pioneira montando sua Secretaria de Mineração e Meio Ambiente, que é a grande aceleradora dos avanços ocorridos no principal município produtor de ouro do Brasil. O acesso a tecnologias limpas também pode ser conseguido através desta organização e capacitação. A criação de centros de processamento mineral comuns aos mineiros artesanais é demonstrada no Zimbábue, Burkina Faso, Gana, Mali e Tanzânia, como uma opção factível para, não só reduzir investimentos, como também para buscar soluções econômicas e alternativas para a comunidade (Mugova, 2001). Tomando-se como modelo esses centros e o próprio Tapajós, num horizonte determinado, é possível visualizar a formação de núcleos mineiros, onde o bem mineral possa ser explorado, utilizando-se tecnologias limpas com o mínimo de impacto ambiental e gerando-se opções econômicas para estabelecer uma comunidade sustentável na Amazônia.

Os governos, as elites e as empresas de mineração têm papel importantíssimo nesta inserção do garimpeiro na economia formal. A coexistência entre empresas de mineração e garimpagem é possível, como exemplifica o projeto Las Rojas, na Venezuela. De modo a desocupar a sua área de prospecção e evitar invasões, a firma canadense Placer Dome estabeleceu juntamente com os mineiros artesanais um local de garimpagem. Com treinamento, organização e investimento da empresa, os mineiros tiveram acesso à tecnologias mais adequadas e limpas assim como à ideias de diversificação econômica como agricultura, avicultura, etc. (Davidson, 1995).

A mineração industrial de grande porte, ao contrário da atividade garimpeira, é intensiva em capital e carece de pouca mão-de-obra. Por esse motivo há de se criar alternativas para a população excedente, e a única saída é através de assentamentos agrícolas, como em Mali ou de soluções criativas como na África do Sul, onde empresas produtoras de ouro criaram núcleos de ensino de joalheria para comunidades mineiras.

O garimpo deve ser tratado, prioritariamente, utilizando conceitos de desenvolvimento sustentável. Apesar da extração mineral não ser uma atividade sustentável pois o recurso natural é exaurido, os conceitos de sustentabilidade aplicam-se perfeitamente na concepção e operação mineral. Os aspectos econômicos, sociais e ambientais não podem ser divorciados. Os conceitos de alto lucro em curto tempo e a qualquer preço devem dar lugar a métodos que gerem menos efluentes e rejeitos, que desperdicem menos energia e que tragam benefícios econômicos que possam gerar satisfação social aos trabalhadores e às comunidades envolvidas.

Em reunião em Londres (20.11.2001), promovida pelo projeto Mineração, Minerais e Desenvolvimento Sustentável (MMSD), ficou evidenciado que o nível de produção de conhecimento técnico dos mineiros artesanais da América Latina, África, Indonésia, China

e Filipinas são bastante diferentes e qualquer introdução de novas tecnologias deve ser embasada em aspectos regionais. Também ficou claro pelo depoimento de 45 delegados de várias partes do mundo que muito pouco tem sido feito para buscar soluções e novos métodos menos poluentes para o setor de mineração artesanal. A maior parte das iniciativas são de monitoramento humano e ambiental. A **Figura 6** mostra as regiões onde foram aplicados vários programas de monitoramento de mercúrio, realizados por cerca de 30 institutos de pesquisa de várias partes do mundo.

Foram cerca de 8.333 amostras de sedimentos, água e de material biológico coletadas e analisadas. A região Amazônica tem muitas vezes servido como laboratório vivo para pesquisas acadêmicas, onde seres humanos são meros doadores de urina, sangue e cabelo. Na maioria dos casos, os resultados não são apresentados aos doadores e a única maneira deles saberem os níveis de Hg em seus organismos é lendo artigos científicos. O monitoramento ambiental sem dúvida é importante mas deveriam vir acompanhados da implementação de soluções para o problema. Até então são raríssimos os projetos no Brasil enfocando soluções para o garimpo.

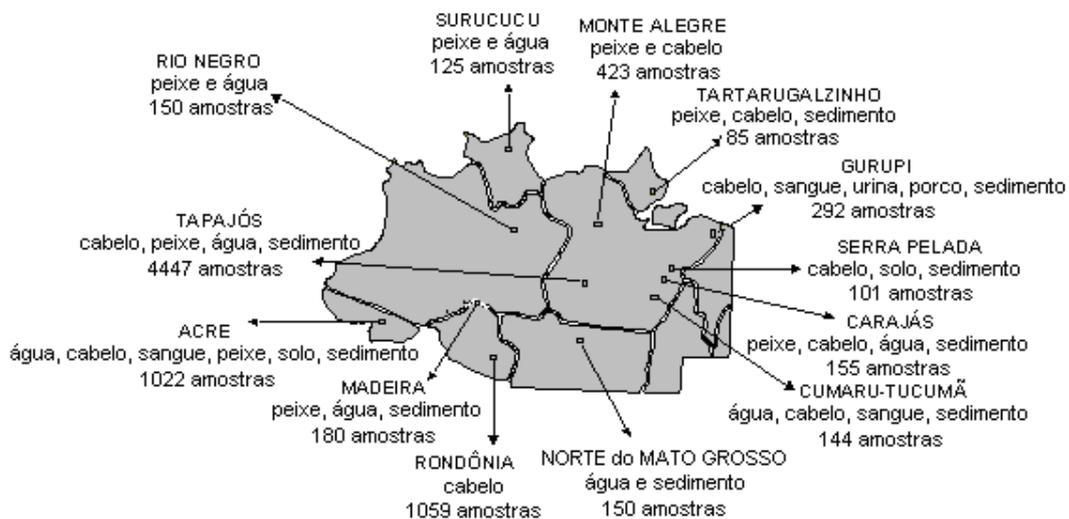


Figura 6 - Distribuição geográfica de amostras coletadas na Amazônia para monitoramento de mercúrio.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, L., 1992. Garimpo e Meio Ambiente: Águas Sagradas, Águas Profanas. In: *Garimpo, Meio Ambiente e Sociedade Indígenas*, p.49-65. Ed. L. Barbosa; A.L. Lobato; J.A. Drummond, EDUFF- Ed. Universitária Fluminense, Niterói, RJ.
- BARRY, M., 1996, Regularizing Informal Mining: A Summary of the Proceedings of the International Roundtable on Artisanal Mining, *IEN Occasional Paper*, No. 6.
- BASQUE, G., 1991. *Gold Panner's Manual*. Sunfire Pub. Ltd., Langley, BC, 108p.
- BC-MEMPR - British Columbia Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources, 1992. Health, Safety and Reclamation Code for Mines in British Columbia. Resource Management Branch, Victoria, British Columbia, Canada, p.65 section 2.
- BOISCHIO AA; Cernichiari E., 1998. Longitudinal Hair Mercury Concentration in Riverside Mothers along the Upper Madeira River (Brazil). *Environmental Research*, v. 77, n.2, p.79-83.
- BOISCHIO, A.A.P.; Henshel, D., 2000. Fish Consumption, Fish Lore and Mercury Pollution - Risk Communication for the Madeira River People. *Environmental Research*, Section A84, p.108-126.
- BUGNOSEN, E., 1997, Technological Options in Abating Mercury Pollution Caused by Small Scale Gold Miner. In: *Introducing New Technologies for Abatement of Global Mercury Pollution Derived From Artisanal Gold Mining*, UNIDO Headquarters, Vienna, Austria, July, 1997.
- BUGNOSEN, E., Twigg, J., and Scott, A., 2000, Small-scale Mining Legislation and Regulatory Frameworks. *Industry and the Environment*, v.23, p. 50-53.
- CETEM (Centro de Tecnologia Mineral), 1989. Projeto Poconé - Relatório Anual, Rio de Janeiro, Brazil.
- CETEM (Centro de Tecnologia Mineral), 1991. Diagnóstico Preliminar dos Impactos Ambientais Causados pela Garimpagem de Ouro em Alta Floresta-MT. Relatório Técnico 11/91. Cetem / CNPq, Rio de Janeiro.
- CETEM (Centro de Tecnologia Mineral), 1994. Estudo dos Impactos Ambientais Decorrentes do extrativismo Mineral e Poluição Mercurial no Tapajós – Pré-diagnóstico. Série Tecnologia Mineral. Rio de Janeiro-RJ. Cetem /Seicom, 1994.
- CHANG, L.W., 1979. Pathological Effects of Mercury Poisoning. In: Nriagu, J.O. (Ed), *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*, p.519-580. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- COPPOLA, M. 1994. Gold Rush in Brazil. In: *Randol at Vancouver '94 - Latin America Mining Opportunities*. p.43-50. Vancouver, BC, Canada, Oct 31-Nov. 2, 1994.
- CORPONARIÑO, Cooperación Autónoma Regional para el Desarrollo de Nariño, 1995. Evaluation of Social and Environmental Consequences of Mining with Excavators in Department of Nariño. Convenium Canada-Colombia, Fidufes-Corponariño. INCOAMPRO (in Spanish).
- DAHLBERG, H., 1997, The Transformation from Artisanal to Small Scale Gold Mining: An Outline for Sustainable Development. In: *Introducing New Technologies for Abatement of Global Mercury Pollution Derived From Artisanal Gold Mining*. Unido Headquarters, Vienna, Austria, July, 1997.

- DAVIDSON, J., 1995, Enabling Conditions for the Orderly Development of Artisanal Mining with special reference to experiences in Latin America, International Roundtable on Artisanal Mining, Washington, D.C., May 17-19, 1995.
- DEPARTAMENTO Nacional de Produção Mineral (DNPM), 2000. Mercúrio. Anuário Mineral Brasileiro, Brasília. <http://www.dnpm.gov.br/>
- DOLBEC J, Mergler D, Sousa Passos CJ, Sousa de Morais S, Lebel J., 2000. Methylmercury Exposure Affects Motor Performance of a Riverine Population of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, v. 73, p.195-203.
- FARIAS, R.A., Hacon, S., Caires, S.M., Rossi, A.P., Campos, R., Argento, R., Castro, S.E., 2001, Evaluation of Contamination by Mercury in Fish Farming in Garimpo Mining Area in the Northern Region of Mato Grosso, Brazil. In: *6<sup>th</sup> International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Book of Abstracts, p.214. Minamata, Japan, 15 – 19 de outubro de 2001.
- FARID, L.H.; Machado, J.E.B.; Silva, O.A. ,1991. Controle de Emissão e Recuperação de Mercúrio do Garimpo. In: *Poconé: Um Campo de Estudos do Impacto Ambiental do Garimpo*, p. 27-44, M.M.Veiga, F.R.C. Fernandes (eds), CETEM/CNPq, Rio de Janeiro, Brazil.
- FEIJÃO, A.J. & Pinto, J.A., 1992. Amazônia e a saga do Ouro do Século 20. In: *Garimpo, Meio Ambiente e Sociedade Indígenas*, p.18-36. Ed. L. Barbosa; A.L. Lobato; J.A. Drummond, EDUFF- Ed. Universidade. Fluminense, Niterói, RJ
- FERREIRA, A. B. H., 1980. *Dicionário da Língua Portuguesa*. Editora Nova Fronteira.
- FERREIRA, R.C., Appel, L.E., 1991. Fontes e Usos do Mercúrio no Brasil. *Estudos e Documentos*, v.13. CETEM/CNPq, Rio de Janeiro.
- FOSBERG, B.R., Jardim, W.F., Zeidemann, V.K., Fadini, P.S., Carneiro, A., Padovani, C.R., Silva-Fosberg, M.C., Roulet, M., Lucotte, M., Nakazono, E.M., Martins, A.E., Chagas, E.C. (1999). The Biogeochemistry of mercury in the Negro River basin (Brazilian Amazon). In: *5<sup>th</sup> International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Book of Abstracts p.153. Rio de Janeiro, 23-28 de maio de 1999.
- GUIMARÃES, G., Brandão, J. de F. & Guimarães L. R., 1984. *Garimpos Brasileiros da História aos Fatos Atuais*. DNPM/Brasília.
- HECKY, R.E.; Bodaly, R.A.; Ramsey, D.J., Ramlal, P.S.; Strange, N.E., 1987. Evolution of Limnological Conditions, Microbial Methylation of Mercury and Mercury Concentrations in Fish in Reservoir of Northern Manitoba. In: *Technical Appendices to the Summary Report of the Canada-Manitoba Agreement on the Study and Monitoring of Mercury in the Churchill River Diversion*. v.3, p.1-7.
- HENTSCHEL, T, Hrushka, F., and Priester, M., 2001. Artisanal and Small-Scale Mining, Working Paper. Apresentação na Reunião do MMSD (Mining, Minerals and Sustainable Development Project.), 19-20 de novembro de 2001, London, UK, 59p.
- HINTON, J.J., Veiga, M.M., and Veiga, A.T.C., 2002, Clean Artisanal Gold Mining: An Integrated Approach. *Journal of Clean Technologies*, (in press).
- HINTON, J.J. and Veiga, M.M., 2001, Mitigation of Mercury Pollution in an Artisanal Gold Mining Community, Cachoeira do Piriá, Brazil. In: *6<sup>th</sup> International Conference on*

- Mercury as a Global Pollutant*, Book of Abstracts, p. 197. Minamata, Japan, 15-19 de outubro de 2001.
- IBGM - Instituto Brasileiro de Gemas e Metais Preciosos (2001). Estimativa de Produção de Ouro no Setor de Mineração. <http://www.ibgm.com.br/Estat002.htm#3>
- ILO, 1999, Social and Labour Issues in Small-scale Mines. Report for the Tripartite Meeting on Social and Labour Issues in Small-scale Mines, Geneva 17-22 May, 1999.
- JENSEN, S. and Jernelov, A. (1969). Biological Methylation of Mercury in Aquatic Organisms. *Nature*, v.223, p.753-754.
- JONES, H.R., 1971. *Mercury Pollution Control*. Noyes Data Co., New Jersey.
- LACERDA, L.D., MARINS, R.V., 1997. Anthropogenic Mercury Emissions to the Atmosphere in Brazil: The Impact of Gold Mining, *J. Geochemical Exploration*, v.58, p.223-229.
- LACERDA, L.D., 1995. Amazon Mercury Emissions. *Nature*, v.374, p.20-21.
- LACERDA, L.D., RIBEIRO JR., M.G., CORDEIRO, R.C., TURCQ, B., SIFEDDINE, A., 1999. Atmospheric Deposition to Northern South America during the Last 1000 Years. In *5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Book of Abstracts, p. 65, Rio de Janeiro, 23-28 de maio de 1999.
- LEBEL J, MERGLER D, BRANCHES F, LUCOTTE M, AMORIM M, LARRIBE F, DOLBEC J. 1998. Neurotoxic Effects of Low-level Methylmercury Contamination in the Amazonian Basin. *Environ Res.* v.79, n.1, p.20-32.
- LEBEL J, MERGLER D, LUCOTTE M, AMORIM M, DOLBEC J, MIRANDA D, ARANTES G, RHEAULT I, PICHET P. 1996. Evidence of Early Nervous System Dysfunction in Amazonian Populations Exposed to Low-levels of Methylmercury. *Neurotoxicology*, v.17, n.1, p.157-67.
- LINS, F.A.F. e FARID, L.H., 1992. Concentração Gravítica. In: *Aspectos Diversos da Garimpagem*, Capítulo 13. Série Tecnologia Mineral, v.54, p.31-51. Ed. F. Lins, CETEM, Rio de Janeiro.
- MALM, O., 1991. Contaminação Humana e Ambiental de Mercúrio dos Garimpos de Ouro do Rio Madeira, Amazônia. Tese de Doutorado da UFRJ-Universidade Federal do Rio de Janeiro - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho. Rio de Janeiro, 106 p.
- MALM, O., GUIMARÃES, J.R.D., CASTRO, M.B., BASTOS, W.R., VIANA, J.P., BRANCHES, F.J.P., SILVEIRA, E.G., PFEIFFER, W.C., 1997. Follow-up of Mercury Levels in Fish, Human Hair and Urine in the Madeira and Tapajós Basins, Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v.97, p.45-51.
- MEECH, J.A.; VEIGA, M.M.; TROMANS, D., 1998. Reactivity of Mercury from Gold Mining Activities in Darkwater Ecosystems. *Ambio*, v.27, n.2, p. 92-98.
- METAMIG - Metais de Minas Gerais, 1981. *Ouro*. 3a. edição. Belo Horizonte. 222 p.
- MUGOVA, A., 2001. The Shamva Mining Center Project. Apresentação na Reunião do MMSD (Mining, Minerals and Sustainable Development Project.). 19-20 de novembro de 2001, London, UK. 6 p.
- NERY, M.A.C. and SILVA, E.A., 2000. Ouro: Sumário Mineral Brasileiro. DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral, Brasília. <http://www.dnpm.gov.br/>
- NUNES, H. de F., 2000. O Estado do Pará e a Democratização do Subsolo. Delta Gráfica e Editora. Belém-PA.

- PFEIFFER, W.C.; Malm, O.; Souza, C.M.; Lacerda, L.D.; Silveira, E.G.; Bastos, W.R., 1991. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.38, p. 239-245.
- PRIESTER, M., 1995. Small-Scale Mining in Latin America. *SMI Bull.*, n.8, p.1.
- RAMOS, C. R. & Silva, A. R.B., 1990. Uma Visão da Macroeconomia Paraense: Perspectiva da Economia Mineral. *Revista Pará Desenvolvimento*. v 27, Belém-PA, Idesp.
- ROULET, M.; Guimarães, J.R.D. and Lucotte, M. 2001 Methylmercury Production and Accumulation in Sediments and Soils of an Amazonian Floodplain – Effect of Seasonal Inundation. *Water, Air and Soil Pollution*, v.128, n.1/2, p.41-61.
- ROULET, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rheault, I.; Farella, N.; Silva, E.; Dezencourt, J.; Passos, C.J.S.; Soares, G.S.; Guimarães, J.R.; Mergler, D.; Amorim, M., 1998. The Geochemistry of Mercury in Central Amazonian Soils Developed on the Alter-do-Chão Formation of the Lower Tapajós River Valley, Para State, Brazil. *Science of Total Environment*, v.223, n.1, p.1-24.
- SILVA, A. R.B., 1994. Evolução e Tendência da Atividade Garimpeira de Ouro. Palestra apresentada no Seminário Garimpos de Ouro: Evolução e Tendências. Cuiabá-MT, 1994.
- SILVA, A. R.B., 2000. *Carajás como Fator de Desenvolvimento Regional*. Associação Comercial do Pará. Belém-PA.
- TAGGART, A.F., 1945. *Handbook of Mineral Dressing, Ores and Industrial Minerals*. New York, John Wiley.
- VEIGA, M.M., 1994. *A Heuristic System for Environmental Risk Assessment of Mercury from Gold Mining Operations*. Tese de Doutorado, Dept. Mining and Mineral Process Engineering, University of British Columbia, Nov. 1994, 196p.
- VEIGA, M.M., 1996. *Advisory Assistance on Avoidance Mercury Pollution from Artisanal Gold Mining Operations in Bolívar State, Venezuela*. Relatório para UNIDO - United Nations Industrial Development Organization, contract SI/VEN/94/801/11-51. 113p.
- VEIGA, M.M., 1997. *Introducing New Technologies for Abatement of Global Mercury Pollution in Latin America*. Ed. Unido/UBC/Cetem, Rio de Janeiro, 94 p.
- VEIGA, M.M. and Beinhoff, C., 1997. UNECA Centers, a Way to Reduce Mercury Emissions from Artisanal Gold Mining and Provide Badly Needed Training. *Industry and Environment*, v. 20, n.4, p.49-51.
- VEIGA, M.M. and Fernandes, F.R.C., 1991. Aspectos Gerais do Projeto Poconé. In: *Poconé, Um Campo de Estudos do Impacto Ambiental do Garimpo*, p.1-25. Ed. M.M. Veiga e F.C.R. Fernandes. Rio de Janeiro, Cetem/CNPq.
- VEIGA, M.M. and Hinton, J.J., 2002, Abandoned Artisanal Gold Mines in the Brazilian Amazon: A Legacy of Mercury Pollution. *Natural Resources Forum*, v. 26, p.13-24
- VEIGA, M.M. and Hinton, J.J., 2001, Methylation of Mercury-Organic Compounds by Earthworms, In: *6<sup>th</sup> International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Book of Abstracts p.117. Minamata, Japan, 15-19 de outubro de 2001.
- VEIGA, M.M.; Hinton, J.J.; Lilly, C., 1999. Mercury in the Amazon: A Comprehensive Review with

- Special Emphasis on Bioaccumulation and Bioindicators. In: *Proc. of the NIMD (National Institute for Minamata Disease) Forum '99*, p. 19-39, Minamata, Japan, October 12-13, 1999.
- VEIGA, M.M.; Meech, J.A.; Hypolito, R., 1995. Educational Measures to Address Hg Pollution from Gold Mining Activities in the Amazon. *Ambio*, v. 24, n. 4, p. 216-220.
- VEIGA, M.M.; Veiga, A.T.; Franco, L.L.; Bonagamba, M. Meech, J.A., 1995. An Integrated Approach to Mercury-contaminated Sites. In: *Proc. Eco Urbs '95*, p.51-53. Rio de Janeiro, Jun. 19-23, 1995.
- VEIGA, M. M., Meech, J. A., Oñate, N., 1994. Mercury Pollution from Deforestation. *Nature*, 368: 816-817.
- VEIGA, M.M.; Scoble, M; McAllister, M.L., 2001. Mining with Communities. *Natural Resources Forum*, v. 25, p. 191-202.
- VILLAS BOAS, R. C., 1999. Mercury in Rain Forest Areas. In: *5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Book of Abstracts p.iii. Rio de Janeiro, 23-28 de maio de 1999.
- WENQIAN, W. and Poling, G.W., 1983. Methods for Recovering Fine Placer Gold. *CIM - Canadian Inst. Mining and Metallurgy Bulletin*, v.76, n.860, p.47-56.