

24

CETEM

Série Tecnologia Ambiental

Recursos Hídricos e Tratamento de Águas na Mineração

**ANA PAULA ALMEIDA DE OLIVEIRA
ADÃO BENVINDO DA LUZ**

PRESIDENTE DA REPÚBLICA: Fernando Henrique Cardoso
VICE-PRESIDENTE DA REPÚBLICA: Marco Antônio Maciel
MINISTRO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA: Ronaldo Mota Sardenberg
SECRETÁRIO EXECUTIVO: Carlos Américo Pacheco
SECRETÁRIO DE COORDENAÇÃO DAS UNIDADES DE PESQUISA:
João Evangelista Steiner

CETEM - CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

DIRETOR: Fernando A. Freitas Lins
COORD. DE PROJETOS ESPECIAIS (CPE): Juliano Peres Barbosa
COORD. DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS (CTM): Adão Benvindo da Luz
COORD. DE METALURGIA EXTRATIVA (CME): Ronaldo Luiz C. dos Santos
COORD. DE QUÍMICA ANALÍTICA (CQA): Maria Alice C. de Góes
COORD. DE ESTUDOS E DESENVOLVIMENTO (CES): Carlos César Peiter
COORD. DE ADMINISTRAÇÃO (CAD): Cosme Antônio Moraes Regly

ISSN-0103-7374

Recursos Hídricos e Tratamento de Águas na Mineração

ANA PAULA ALMEIDA DE OLIVEIRA

Eng^a. Metalúrgica-PUC, M.Sc.

D.Sc em Engenharia Metalúrgica e
de Materias-PUC-Rio.

ADÃO BENVINDO DA LUZ

Eng. de Minas-UFPE, M.Sc. e

D.Sc. em Eng. Mineral-USP,

Pesquisador Titular do CETEM/MCT.

Tem atuado ultimamente na área de
minerais industriais

MCT - Ministério de Ciência e Tecnologia
CETEM - Centro de Tecnologia Mineral

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

CONSELHO EDITORIAL

Editor

Ricardo Melamed

Subeditor

Luís Gonzaga Santos Sobral

Conselheiros Externos

Antonio Carlos Augusto da Costa (UERJ)

Fátima Maria Zanon Zotin (UERJ)

Jorge Rubio (UFRGS)

José Ribeiro Aires (CEMPES)

Luís Enrique Sánches (EPUSP)

Virgínia Sampaio Ciminelli (UFMG)

A Série Tecnologia Ambiental divulga trabalhos relacionados ao setor minero-metalúrgico, nas áreas de tratamento e recuperação ambiental, que tenham sido desenvolvidas, ao menos em parte no CETEM

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

Jackson de Figueiredo Neto COORDENAÇÃO EDITORIAL

Regina Nassim EDITORAÇÃO ELETRÔNICA

Vera Lúcia Ribeiro CAPA

Oliveira, Ana Paula de

Recursos hídricos e tratamento de águas na mineração/Ana Paula de Oliveira, Adão B. da Luz - Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2001.

36 p. (Série Tecnologia Ambiental, 24)

1. Minas e Recursos Minerais. 2. Recursos Hídricos. I. Luz, Adão Benvindo da. II. Centro de Tecnologia Mineral. III. Título. IV. Série.

ISBN 85-7227-139-2

ISSN 0103-7374

CDD 551.46

Sumário

Abstract	1
Resumo	2
1. Introdução	3
2. Gerenciamento de Recursos Hídricos	5
3. Hidrologia e Hidrogeologia	8
4. Tratamento de Águas de Lavra e do Processamento Mineral	11
4.1 Remoção de Contaminantes	13
4.1.1 Adsorção	13
4.1.2 Coagulação, Floculação, Precipitação	16
4.1.3 Extração por Solvente e Precipitação Iônica	20
4.1.4 Biotecnologia	23
4.2 Separação Sólido-Líquido	24
4.2.1 Filtração por Membrana	25
4.2.2 Flotação por Ar Dissolvido	25
5. Considerações Finais	27
Bibliografia	29

Resumo

A preocupação crescente com o impacto das atividades de mineração sobre o meio ambiente tem acarretado estudos visando tanto a utilização racional dos recursos hídricos, quanto o tratamento das águas descartadas durante o processo de beneficiamento mineral. O presente trabalho apresenta alguns aspectos relacionados à política e ao gerenciamento dos recursos hídricos, abordando também alguns conceitos básicos de hidrogeologia. Processos tradicionais e potenciais para o tratamento das águas oriundas dos processos de lavra e de processamento mineral são discutidos.

Palavras-Chave: água, recursos hídricos, tratamento de águas, água na lavra, água no processamento mineral

Abstract

The increasing concern with the impact of mining activities on the environment has caused studies aiming at the rational use of water sources as well as the handling of discharged waters produced during mineral processing. The present work presents some aspects related to the politics and the management of the water resources, also approaching some basic concepts of hydrogeology. Traditional and potential processes for mining wastewater treatment are discussed.

Key words: water, water resource, water treatment, water in mining, water in mineral processing

1. Introdução

A Conferência de Águas das Nações Unidas, em 1977, pode ser considerada como o marco inicial das discussões em esfera mundial sobre os problemas relacionados à água potável e condições sanitárias adequadas (NETO & TROPP, 2000). Em janeiro de 1992, na Conferência Internacional de Água e Meio Ambiente, realizada em Dublin, Irlanda, já se alertava sobre a escassez e o mau uso da água como fatores de grande e crescente risco ao desenvolvimento sustentável e à proteção do meio ambiente. Desse debate, resultou um documento, a Declaração de Dublin (MMA, 2000), onde claramente se destaca que os problemas relacionados à gestão de recursos hídricos não são de natureza especulativa e necessitam de uma ação imediata e definitiva em diversos níveis. A orientação para ações locais, nacionais e internacionais podem ser resumidos em quatro princípios básicos:

1. a água doce é um recurso finito e vulnerável, essencial para sustentar a vida, desenvolvimento e o meio ambiente;
2. gerenciamento e desenvolvimento da água deverá ser baseado em uma abordagem participativa, envolvendo usuários, planejadores e legisladores em todos os níveis;
3. as mulheres formam papel principal na provisão, gerenciamento e proteção da água;
4. a água tem valor econômico em todos os usos competitivos e deve ser reconhecida como um bem econômico.

O desenvolvimento e o gerenciamento dos recursos hídricos podem proporcionar entre outras vantagens:

1. a redução dos níveis de pobreza e de doenças;
2. auxiliar na proteção contra desastres naturais;
3. incentivar e exigir a reutilização e conservação da água;
4. assegurar a sustentabilidade do crescimento urbano;
5. garantir a produção agrícola e o abastecimento de água rural;
6. proteger os sistemas aquáticos;
7. resolver conflitos de reservas hídricas pertencentes a mais de um país;
8. promover a capacitação de profissionais na área.

Apesar da preocupação mundial em relação aos recursos hídricos globais ter se iniciado de forma mais incisiva há cerca de 25 anos, somente em 1997 o Brasil estabeleceu políticas mais rigorosas de gestão de recursos hídricos através da promulgação da Lei Federal nº 9.433/97 que previu a instituição do Plano Nacional de Recursos Hídricos, a outorga de Direito de Uso dos Recursos Hídricos e a criação do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, entre outras deliberações (MMA, 2000).

Em 17 de julho de 2000, foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA) cuja atuação obedece aos fundamentos, metas, diretrizes e instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e deve ser articulada com órgãos e entidades públicas e privadas integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. As atribuições da ANA são autorizar o direito de uso de recursos hídricos, fiscalizar as atividades relacionadas à sua utilização segundo a legislação ambiental vigente, estipular o custo da água para os seus diversos fins, arrecadar, distribuir e aplicar as receitas obtidas pelo uso dos recursos hídricos e estimular a pesquisa e a capacitação de recursos humanos no setor, entre outras (MMA, 2000).

Como a água é um recurso estratégico, a propriedade dos recursos hídricos no Brasil é da União e dos Estados. É importante ressaltar que mesmo considerando-se a demora na definição da legislação referente à gestão de recursos hídricos, esta não é tardia e exige ainda alto empenho na sua implantação e seu exercício, o que envolve desde uma estrutura administrativa eficiente até a conscientização e comprometimento da sociedade em geral.

Tendo em vista a importância da conservação dos recursos hídricos para a vida do ser humano e seu bem estar, este trabalho tem por finalidade apresentar de forma sucinta questões relacionadas à gestão dos recursos hídricos, conceitos básicos de hidrogeologia e processos tradicionais e promissores para o tratamento de águas, enfocando particularmente o setor da lavra e do processamento mineral.

2. Gerenciamento de Recursos Hídricos

O processo de gerenciamento de recursos hídricos envolve componentes multidisciplinares visto que precisa atender a diferentes objetivos, sejam econômicos, ambientais ou sociais. Dentre esses componentes, a engenharia de recursos hídricos busca adequar a disponibilidade e a necessidade de água em termos de espaço, tempo, quantidade e qualidade. Seu trabalho está relacionado aos diversos usos da água, onde pode-se destacar infra-estrutura social, agricultura, florestamento, aquacultura, indústria, mineração, conservação e preservação. Esses usos da água podem ser consuntivos, não-consuntivos e locais. O emprego consuntivo da água provoca a sua retirada da fonte natural, diminuindo sua disponibilidade espacial e temporal (ex: agricultura, processamento industrial e uso doméstico). Por sua vez, no uso não-consuntivo, praticamente toda água utilizada retorna à fonte de suprimento, podendo haver modificação na sua disponibilidade e características ao longo do tempo (ex: recreação, piscicultura e mineração). O uso local não provoca modificações relevantes na disponibilidade da água (LANNA, 1995).

A grande variedade de usos da água, somada as suas diferentes características (estruturais e intrínsecas) e funções (biológica, natural, técnica e simbólica), torna a cobrança pela utilização do recurso hídrico bastante complexa. Durante muito tempo a água não foi considerada um bem econômico, entretanto a escassez de água de boa qualidade disponível no mundo fez com que esse produto assumisse essa nova condição. Dentro da categoria de bem econômico, a água pode ainda ser classificada como bem privado, quando dois agentes econômicos não podem utilizar simultaneamente esse bem, ou como bem público (puro ou misto), o que não simplifica a determinação do seu valor econômico. Alguns países como a França e a Alemanha já estabeleceram um sistema de cobrança pelo uso do recurso hídrico, no entanto, mesmo nesses casos, ainda procuram-se metodologias mais eficientes que promovam uma maior preservação desse recurso e um custo menor para a sociedade (NETTO, 1995; GIANANTE, 1995). No Brasil, o debate sobre esse tipo de cobrança é recente e tornou-se mais intensivo a partir da criação da ANA.

O U.S. Geological Survey (USGS, 2001) disponibilizou dados referentes às fontes de água doce disponíveis nos Estados Unidos, bem como as diversas categorias de uso dessas águas, em 1995. A representação esquemática dessas informações encontra-se na Figura 1. Esse diagrama apresenta à esquerda as fontes de água disponíveis (superficiais e subterrâneas) e à direita os diferentes usos dessa água (doméstico, comercial, industrial, mineração, termoelétrico, irrigação e rural). No centro do diagrama, tem-se o abastecimento público que possui características tanto de fonte quanto de uso. Para cada finalidade de consumo de água, foram apresentadas as percentagens correspondentes à fonte de água utilizada e as percentagens relativas ao consumo de água de cada categoria de uso. Esse órgão disponibiliza ainda o consumo de água na mineração, por estado dos Estados Unidos, que é de aproximadamente 1% do total. Informações semelhantes não foram encontradas para o Brasil, apontando a necessidade de serem efetuados esses levantamentos para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos.

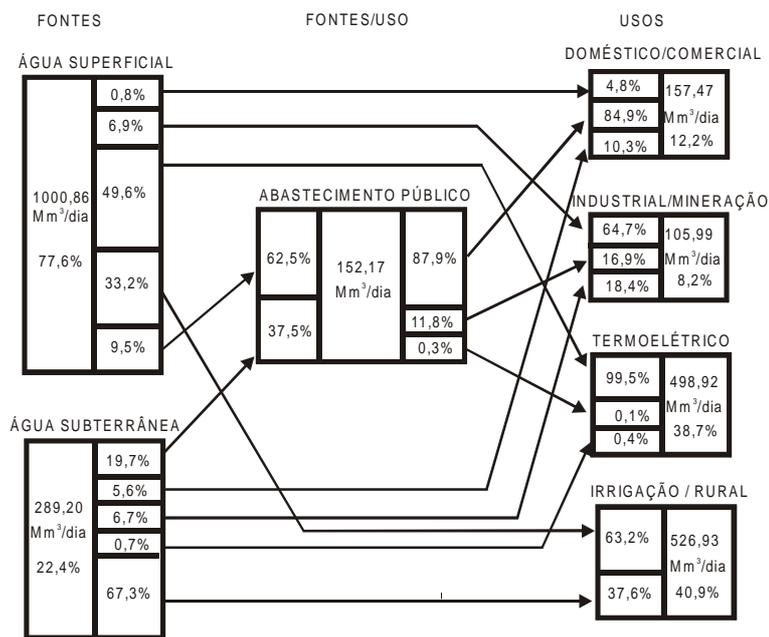


Figura 1 – Representação esquemática das fontes e usos de água doce nos Estados Unidos em 1995 (USGS, 2000)

Toda a estrutura legal e econômica que envolve a gestão dos recursos hídricos possui como objetivo a manutenção da qualidade da água. Nesse contexto, ressalta-se a importância das águas subterrâneas devido à sua condição estratégica de reserva hídrica para as futuras gerações. Sabe-se que a poluição de aquíferos é mais difícil de ocorrer visto que o próprio solo funciona como um meio filtrante natural capaz de reter diversos poluentes. Contudo, uma vez contaminados, torna-se muito complicada a recuperação desses mananciais. Deve-se considerar ainda os elevados custos associados para a obtenção de água a partir desse aquíferos. Tais preocupações tornam-se ainda mais críticas nas regiões industrializadas (alto potencial de poluição), com grandes concentrações demográficas e, conseqüentemente, alta demanda.

As atividades de lavra e processamento mineral podem contribuir para a poluição das águas superficiais e subterrâneas, caso não haja um controle rigoroso das operações envolvidas. Atenção especial deve ser dada aos processos erosivos e de assoreamento que ocorrem nas minas e pedreiras, aos depósitos de material estéril permanente e de minério lixiviado, à área da usina de concentração e aos locais de descarte de água, dentre outros (VIRGILI & VIANNA, 2000; CUSTODIO, 1992). Objetivando uma redução no impacto das atividades de mineração sobre o meio ambiente, uma política de reutilização de água no processo tem sido incentivada, assim como o aumento das restrições ambientais com a finalidade de obtenção de uma água descartada com características idênticas àquela captada (HESPANHOL, 1997). Conseqüentemente, diversos métodos de tratamento de águas têm sido estudados visando atender às novas exigências ambientais já existentes, bem como se antecipar às restrições futuras.

3. Hidrologia e Hidrogeologia

As fontes de água que atendem as necessidades do ser humano podem ser classificadas em águas superficiais (lagos, rios e represas) e águas subterrâneas (aqüíferos). Ao contrário do que se possa supor inicialmente, cerca de 97% da água doce disponível na Terra encontra-se no subsolo (MANOEL FILHO, 1997a).

A hidrologia é a ciência que trata da água de forma global, investigando suas propriedades, sua circulação e sua distribuição sobre e sob a superfície, bem como na atmosfera. Por sua vez, a hidrogeologia foi definida inicialmente como o estudo das leis da ocorrência e movimento das águas subterrâneas em diferentes tipos de rochas e formações. Atualmente, a hidrogeologia preocupa-se também com o aproveitamento que o homem pode dar a esses aqüíferos. Tendo em vista a importância dos fundamentos dessas duas ciências para uma melhor compreensão da origem e da natureza dos recursos hídricos, alguns conceitos básicos são apresentados a seguir.

A origem da água subterrânea encontra-se no ciclo hidrológico, conforme apresentado na Figura 2. Os fatores que regem esse ciclo são a ação da gravidade, tipo de densidade da cobertura vegetal para o solo e o subsolo e os fatores climáticos para a atmosfera e superfícies líquidas. Os principais processos que ocorrem em um ciclo hidrológico são (MANOEL FILHO, 1997b; CAICEDO, 1995):

1. evaporação – moléculas de água da superfície líquida ou da umidade do solo passam do estado líquido para vapor;
2. evapotranspiração – perda de água pelas plantas para a atmosfera;
3. infiltração – absorção da água precipitada pelo solo;
4. deflúvio – fluxo da água da chuva precipitada na superfície da Terra, por ação da gravidade nos leitos dos rios.

Dentre os sistemas de água subterrânea, os aqüíferos apresentam a maior importância, pois permitem que quantidades significativas de água se movimentem no interior da formação geológica em condições naturais. Os aqüíferos podem ser confinados (ou sob pressão) ou não confinados (livres ou freáticos). O aqüífero confinado está contido entre formações

impermeáveis e a pressão da água é superior à pressão atmosférica. A produção de águas desse tipo de aquífero se dá através de poços onde o nível de água subterrânea fica acima da camada confinante superior. Denomina-se poço surgente (ou jorrante) aquele em que o nível da água subterrânea encontra-se acima da superfície do terreno e de poço artesiano quando esse nível ocorre abaixo da superfície. O aquífero não confinado é aquele cujo limite superior é a superfície piezométrica (ou freática) e a pressão da água é igual à pressão atmosférica, sendo os poços associados a esse tipo de aquífero conhecidos como poços freáticos (MANOEL FILHO, 1997b; CAICEDO, 1995). Uma representação esquemática dos aquíferos confinados e não confinados é apresentada na Figura 3.

As principais vantagens da utilização da água subterrânea como fonte de água doce em relação à água superficial são (CUSTODIO, 2000):

1. não há necessidade de construção de locais para armazenamento nem de sistemas de distribuição, tendo em vista sua ocorrência em áreas extensas ao longo das quais pode-se ter acesso através de poços;
2. a regularização do fluxo subterrâneo é menos onerosa e há menor influência das variações climáticas;
3. menor dificuldade de contaminação física ou biológica.

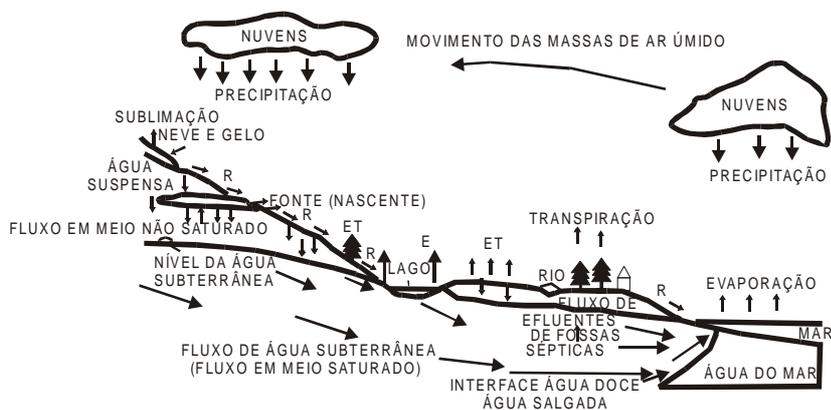


Figura 2 – Representação esquemática do ciclo hidrológico. E = evaporação; ET = evapotranspiração; I = Infiltração; R= escoamento superficial (deflúvio) (MANOEL FILHO, 1997b).

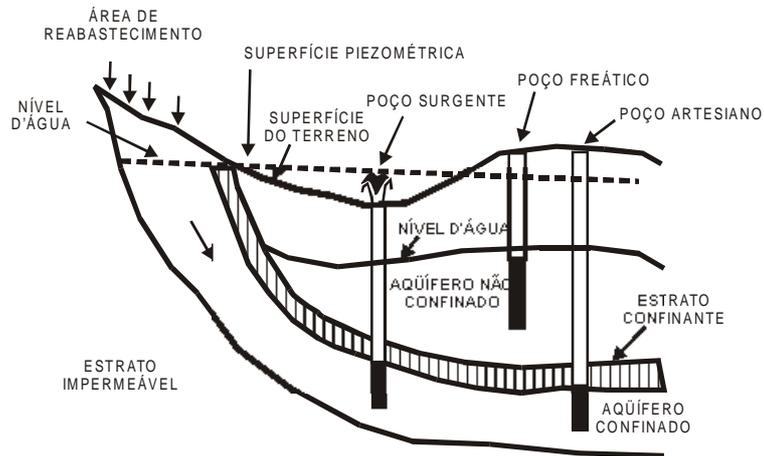


Figura 3 – Aquíferos confinados e livres (apud CAICEDO, 1995).

Como desvantagens pode-se citar:

1. os custos operacionais são relativamente altos;
2. a remoção de poluentes é mais difícil e em alguns casos impraticável;
3. inexistência de uma estrutura legal e satisfatória para exploração de aquíferos, o que facilita a sua contaminação.

A hidrologia e a hidrogeologia podem fornecer ferramentas valiosas para o diagnóstico do impacto de empreendimentos de mineração nas águas superficiais e subterrâneas. O mapeamento hídrico e geológico da região desde a fase de pré-viabilidade do projeto permite a formação de um banco de dados a partir do qual pode-se ter um maior controle do processo, antecipar problemas ambientais e, conseqüentemente, propor possíveis soluções.

4. Tratamento de Águas de Lavra e do Processamento Mineral

As atividades de lavra e processamento mineral envolvem um grande número de etapas às quais estão associadas inúmeras possibilidades de contaminação do meio ambiente. Esses riscos ambientais devem ser avaliados durante o desenvolvimento do fluxograma de operação da usina que deve prever as formas de gerenciamento e tratamento dos efluentes produzidos (MELAMED, 1998).

As operações de lavra geralmente envolvem grandes volumes de água, que se torna responsável pelo transporte de contaminantes (ex: óleos, reagentes químicos) gerados nas etapas de perfuração, desmonte e transporte do minério. Em geral, essa água proveniente da lavra é descartada na bacia de rejeitos, sendo que, em alguns casos pode ser utilizada nas operações de processamento mineral. Independente da sua finalidade, essa água deve ser tratada previamente para remoção dos contaminantes.

Outra forma de contaminação do meio ambiente, comum em minas de sulfetos, é a drenagem ácida de minas, que ocorre devido à ação do intemperismo e da oxidação pelo ar, pelo sol e bacteriana de sulfetos levando à formação de ácido sulfúrico, que promove ainda a dissolução de metais presentes em depósitos de estêreis e minas subterrâneas e a céu aberto. Em consequência desse fenômeno, além do risco de contaminação de fontes de água superficiais e subterrâneas, a recuperação dessas áreas se torna mais cara devido à maior dificuldade de reflorestamento. Esforços na prevenção da drenagem ácida de minas podem incluir ações que envolvam (RITCEY, 1989).

1. restrição ou eliminação de oxigênio, dióxido de carbono, amônia, fósforo e vários nutrientes que promovam o crescimento das bactérias, por meio de revegetação imediata ou impermeabilização química;
2. restrição da ação da água da chuva pelos mesmos métodos adotados anteriormente;

3. isolamento dos compostos sulfetados;
4. redução do íon férrico responsável pela oxidação dos sulfetos;
5. controle de pH visando a redução da atividade bacteriana;
6. uso de bactericidas.

Um dos principais problemas encontrados atualmente pela indústria de mineração é a necessidade cada vez mais elevada de utilização de fontes de águas primárias impuras com altos níveis de salinidade (incluindo sais de cálcio, magnésio e ferro como precipitados em potencial) e altas proporções de água reciclada a partir de bacias de rejeitos, *overflows* de espessadores e filtragem. Desta forma, a introdução de consideráveis quantidades de espécies dissolvidas, a partir da dissolução de minerais, e a elevação do teor de orgânicos, devido à presença de quantidades residuais de depressores, ativadores, dispersantes, floculantes e coletores, podem afetar significativamente os custos e a eficiência do processo.

HANSEN & DAVIES (1994) apresentaram uma revisão de tecnologias potenciais para a remoção de componentes dissolvidos em águas produzidas na exploração do petróleo. Diversos processos passíveis de aplicação no tratamento de águas de lavra e do processamento mineral foram descritos tanto do ponto de vista técnico quanto econômico e logístico. Um resumo dessas tecnologias é apresentado na Tabela 1, onde se faz uma divisão entre processos para remoção de metais pesados e compostos orgânicos/produtos químicos dissolvidos.

O tratamento de águas envolve, na realidade, duas etapas: remoção dos contaminantes e separação sólido-água. Neste trabalho, serão abordados os dois aspectos e os diferentes tipos de tratamento serão subdivididos segundo seus princípios básicos.

Tabela 1 – Tecnologias empregadas para a remoção de compostos dissolvidos.

METAIS PESADOS	MATERIAL ORGÂNICO E PRODUTOS QUÍMICOS
Extração por Solvente	Tratamento Biológico
Separação por Espuma	Filtração por Membrana
Autoclave	Extração por Solvente
Adsorção	Extração por Fluido Supercrítico
Aeração	Oxidação
Leito de Zeólitas	Coagulação ou floculação / clarificação
Campo Magnético	Adsorção em organoargilas
Precipitação	Adsorção em zeólitas sintéticas
Tratamento Biológico	Adsorção em carvão ativado
Troca Iônica	Flotação a gás

4.1 Remoção de Contaminantes

4.1.1 Adsorção

Diversas técnicas utilizam-se do princípio de adsorção de contaminantes na superfície de diferentes materiais como carvão ativado, resina, vermiculita e zeólita.

A adsorção de vários componentes orgânicos e inorgânicos dissolvidos na água em carvão ativado baseia-se na adesão desses compostos na superfície de um grão de carvão poroso (alta superfície específica) ou na sua retenção física dentro desses poros. O material adsorvido pode ser removido sempre que necessário, permitindo a reutilização do carvão regenerado durante alguns ciclos de operação. Há a possibilidade, ainda, de se utilizar um leito móvel de carvão ativado granular, o que possibilita a remoção contínua do carvão granulado saturado e sua regeneração em um sistema de oxidação a gás úmido. Esse sistema converte compostos nitrogenados em amônia, compostos de enxofre em sulfatos e hidrocarbonetos em gás carbônico e água

(HANSEN & DAVIES, 1994). A remoção de fenóis, aminas, ácidos, álcoois e uma série de outros orgânicos utilizando essa técnica já foi realizada comercialmente (DAVIS e colaboradores, 1976). Um fluxograma esquemático do processo de adsorção em carvão ativado é apresentado na Figura 4.

Nos processos envolvendo troca iônica, ocorre uma reação química reversível onde os íons de uma solução são trocados por íons ligados a um leito de resina imobilizado. Quando o leito de resina está saturado com os íons contaminantes adsorvidos, há a remoção desses íons mediante contato do leito com uma solução regeneradora. No tratamento de águas, a remoção de íons de metais pesados pode ser realizada através de uma resina de troca iônica em leito recheado ou coluna. Tendo em vista que o leito da resina é facilmente obstruído por sólidos suspensos, torna-se necessário um pré-tratamento da água através de filtração. Quando a resina apresenta saturação com íons de metais pesados, deve haver a sua regeneração com um ácido forte que troca íons de metais pesados por íons de hidrogênio. A seguir, faz-se uma lavagem com hidróxido de sódio que promove a troca de íons de hidrogênio por íons de sódio. Esse processo possui normalmente um número extra de leitos para que não haja uma redução na capacidade de tratamento da usina, durante o processo de regeneração. A escolha adequada do sistema de troca iônica é fundamental para garantir sua boa eficiência, sendo necessária a realização de ensaios preliminares em laboratório antes da escolha do tipo de resina a ser utilizada na usina industrial. A Figura 5 mostra um esquema simplificado de um processo de troca iônica.

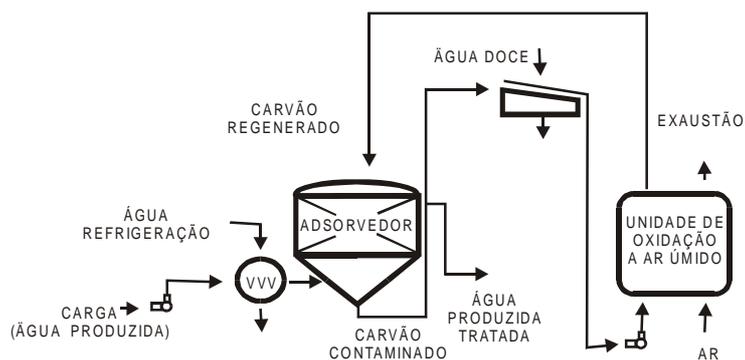


Figura 4 – Esquema simplificado do processo de adsorção por carvão ativado (HANSEN & DAVIES, 1994).

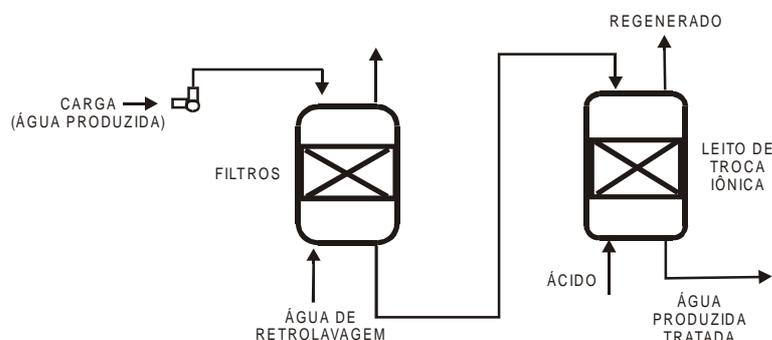


Figura 5 – Esquema simplificado do processo de troca iônica (HANSEN & DAVIES, 1994).

MONTEAGUDO & ORTIZ (2000) investigaram um processo de remoção de mercúrio inorgânico das águas de lavra da mina de Almadén y Arrayanes, na Espanha, pelo emprego de troca iônica por resinas. Algumas resinas comerciais foram testadas para uma concentração de mercúrio em água variando de 70 a 90 ppm. Obteve-se uma redução da concentração de mercúrio para 34 ppb, o que significa a sua adequação aos níveis permitidos pela legislação. O trocador iônico *Dowex XZS-1*, uma resina catiônica fortemente ácida de poliestireno-divinilbenzeno contendo grupos funcionais $-SO_3H$, apresentou excelente seletividade para o mercúrio para os seus dois estados de oxidação (Hg^+ e Hg^{2+}). Os resultados indicaram que esta resina pode ser utilizada em uma ampla faixa de pH (1-12) e é insolúvel à maioria dos solventes, apresentando boa resistência física e química, alta capacidade e alta taxa de troca iônica. Ácido clorídrico foi empregado eficientemente como solução regeneradora da resina, pois ocorreu uma alta competição entre os íons de mercúrio e de hidrogênio e houve a formação do complexo iônico $HgCl_4^{2-}$ que foi rejeitado pela resina catiônica.

LEÃO e colaboradores (1996) estudaram a adsorção de reagentes de flotação, notadamente ácido oléico, óleo de arroz e amina, em vermiculita expandida e hidrofobizada com siloxanos. A análise quantitativa do coletor adsorvido pela vermiculita e remanescente em solução foi feita utilizando extração por solvente seguida por espectrofotometria em luz visível na faixa de 423 nm. Os solventes utilizados foram diclorometano para o óleo de arroz e clorofórmio para a amina. Atingiram-se níveis de remoção máximos de 97,8% de ácido oléico em pH=2,0; 60,8% de óleo de arroz em pH=1,0 e 88,4% de amina em pH=10,0 para as condições investigadas.

As zeólitas hidrofóbicas atuam de maneira semelhante às resinas de troca iônica e são geralmente empregadas para a adsorção de compostos orgânicos dissolvidos nas águas. Como a zeólita é friável, utiliza-se o processo em leito fixo e antes da passagem da água através do leito adsorvedor é necessária a sua filtragem para a remoção dos sólidos em suspensão. A temperatura inicial da água deve ser em torno de 20°C. A etapa de regeneração do leito envolve primeiro a retirada da umidade por evaporação. Posteriormente, os compostos orgânicos são removidos pela passagem de uma fase gasosa aquecida a temperaturas entre 200 e 300°C. A fase gasosa é então resfriada a 20°C e as fases líquidas, orgânica e aquosa, condensadas são separadas (HANSEN & DAVIES, 1994). As zeólitas têm sido estudadas há muitos anos pelo U.S. Bureau of Mines como um método para o tratamento secundário do efluente gerado pela drenagem ácida de minas. Usadas em colunas, como resinas, as zeólitas têm produzido excelentes resultados na remoção de cobre e zinco desses efluentes bem como proporcionam a elevação do pH da água tratada, o que vem estimulando investigações de diferentes zeólitas em vários efluentes provenientes da drenagem ácida (JOHNSON, 1996).

4.1.2 Coagulação, Floculação, Precipitação

DENTEL (1991) fez uma revisão bastante completa sobre a necessidade de otimização da dosagem de coagulante no tratamento de águas em conseqüência de leis cada vez mais severas relacionadas ao controle da qualidade da água. Contudo, outros objetivos são igualmente importantes no controle da quantidade de coagulante adicionado em processos de purificação de águas, tais como:

1. aumentar a produção de água mantendo sua qualidade;
2. reduzir os custos operacionais (retrolavagem ou manuseio da lama) e de reagentes químicos;
3. melhorar as propriedades da lama formada ou diminuir seu volume para facilitar seu manuseio.

As diferenças existentes entre os processos de coagulação e floculação nem sempre são muito claras. Em termos de características do processo, a coagulação pode ser considerada como a etapa inicial de desestabilização da dispersão, sendo o coagulante geralmente adicionado

à água antes ou durante uma forte agitação. Por sua vez, a floculação ocorre em um ambiente menos turbulento e, normalmente, o floculante é adicionado posteriormente ao coagulante. Em alguns casos, o floculante pode ser utilizado isoladamente como auxiliador na filtração ou condicionador da lama. Diferentes mecanismos são atribuídos aos dois processos, ocorrendo na coagulação a neutralização da carga, enquanto que na floculação há a formação de pontes entre as partículas.

Os principais coagulantes inorgânicos são os sais de alumínio e ferro, em especial o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro. O mecanismo de atuação desses sais pode ser dividido em três etapas

1. ultrapassagem do limite de solubilidade do hidróxido de ferro ou alumínio;
2. adsorção do hidróxido de alumínio ou de ferro sobre as superfícies coloidais;
3. neutralização da carga superficial, considerando que em condições típicas do processo, o hidróxido metálico está positivamente carregado e as partículas coloidais estão negativamente carregadas.

Um diagrama completo de estabilidade pode ser gerado através da realização de diversos testes de jarro (*jar tests*) para diversas dosagens de coagulantes e valores de pH. Ensaios de mobilidade eletroforética podem ser realizados para se compreender melhor os mecanismos de coagulação.

Existem também produtos pré-hidrolizados bastante utilizados, como o PACI (nome comercial), que é o produto da adição controlada de hidróxido ou carbonato de sódio ao cloreto de alumínio concentrado. Esses coagulantes são relativamente estáveis após formados e possuem uma elevada razão área/volume promovendo uma melhor neutralização de carga quando adsorvidos na superfície de uma partícula negativamente carregada.

Cal é tipicamente empregada no processo de redução da dureza da água por precipitação. O processo de precipitação é combinado à remoção de sólidos suspensos com a cal agindo como coagulante. Esse reagente também pode ser usado no controle de pH quando coagulantes ácidos como os sais de alumínio e ferro são utilizados, no entanto seu efeito nos mecanismos de coagulação não são muito bem conhecidos.

Os polímeros orgânicos empregados no tratamento de águas são cadeias de unidades monoméricas ligadas em uma configuração linear ou ramificada. Os grupos funcionais se encontram localizados ao longo da cadeia e podem possuir carga negativa, positiva ou neutra. Esses coagulantes são também conhecidos como polieletrólitos, apesar da definição formal do termo ser atribuída somente aos tipos catiônicos e aniônicos. Apesar da pouca variedade de polímeros, suas características se diferem através do peso molecular e da fração ativa. O peso molecular dos coagulantes orgânicos pode variar de 1.000 a 500.000, sendo sua denominação mais comum polímeros de baixo, alto ou altíssimo peso molecular.

Tendo em vista que o meio coloidal presente em águas naturais é negativamente carregado, os polímeros coagulantes catiônicos agem no sentido de atrair eletrostaticamente a superfície coloidal resultando em uma neutralização de cargas. Desta forma, as forças atrativas superam as forças repulsivas e ocorre a coagulação (teoria DLVO).

Na floculação, o peso molecular dos polímeros (floculantes) governa o desempenho do processo, principalmente no que se refere à aparência do floco e à taxa de sedimentação. Para que a floculação seja eficiente, sugere-se que o tamanho do polímero seja superior à espessura da dupla camada elétrica, o que é mais comum para polímeros de alto peso molecular. Cabe ressaltar que polímeros com peso molecular acima de 10^7 tornam o processo de preparação de solução muito difícil e, portanto, sua seleção deve ser evitada. Tendo em vista que o mecanismo associado à floculação refere-se à formação de pontes entre as partículas, os floculantes podem ser catiônicos, aniônicos ou neutros.

A escolha de coagulantes e floculantes ainda tem se baseado em resultados empíricos e nem mesmo modelos semi-empíricos foram desenvolvidos para auxiliar inicialmente no processo de seleção. O *jar test* tem sido o método mais utilizado em experimentos de coagulação realizados em laboratório. Alguns resultados que podem ser obtidos a partir desses testes são: medidas de turbidez, tempo de aparecimento do primeiro floco, análises de mobilidade eletroforética, analisadores de tamanho de partículas e cor. Os resultados podem ser apresentados na forma de gráficos que representem determinado resultado em função da dosagem de coagulante ou floculante. Ainda, pode-se desenvolver topogramas que relacionem dosagens de coagulante inorgânico e coagulante orgânico em linhas de iso-turbidez e iso-custo. Gráficos de

velocidade de sedimentação também podem ser levantados com o objetivo de selecionar coagulantes e floculantes.

PANSWAD e colaboradores (1995) realizaram estudos de precipitação de cromo a partir de efluentes de indústrias de couro, onde o sulfato de cromo é utilizado como tintura. Cerca de 70% do cromo aplicado ao couro é retido, enquanto o restante é descartado. Esses pesquisadores investigaram condições operacionais de precipitação do cromo, visando sua recuperação e redissolução com ácido sulfúrico com o objetivo de se produzir sulfato de cromo que possa ser recirculado ao processo. Nos ensaios de precipitação, a utilização de óxido de magnésio e carbonato de sódio como coagulantes, assim como três tipos diferentes de polímeros, foi investigada para dois tipos de efluentes, com a presença e na ausência de aditivos. O melhor resultado obtido para o efluente sem aditivo foi de 98% de remoção de cromo com tempo de sedimentação de uma hora, utilizando-se 2,3 g MgO por grama de cromo, dosagem essa equivalente a duas vezes o valor estequiométrico. O efluente com aditivo obteve o mesmo nível de remoção, 96%, com período de sedimentação de uma hora e dez minutos, no entanto foi necessário 4,6 g MgO e a adição de um polímero aniônico, esse último para acelerar o processo de sedimentação.

Uma revisão do processo de coagulação aplicado ao tratamento de água potável foi realizado por EDZWALD (1993). Este trabalho enfatizou a importância da química da água natural e dos coagulantes e da natureza da matéria orgânica presente (tipo e concentração). O autor sugeriu que os mecanismos que regem a estabilidade das partículas minerais e orgânicas em água são repulsão eletrostática, efeito hidrofílico ou repulsão estérica entre as macromoléculas adsorvidas, sendo que o material orgânico é o principal agente controlador da seleção e dosagem de coagulante. Esse material orgânico natural é uma mistura de vários compostos orgânicos, incluindo frações hidrofóbicas e hidrofílicas. A carga negativa e a estrutura química das frações hidrofóbicas afetam as reações com os coagulantes inorgânicos, uma vez que a coagulação envolve reações de complexação entre as espécies do coagulante com a matéria orgânica, precipitação direta das partículas metal-matéria orgânica e adsorção da matéria orgânica ou das espécies metal-matéria orgânica ao hidróxido metálico.

O trabalho realizado por BUSTAMANTE (1996) descreveu uma técnica alternativa para a remoção de surfatantes iônicos denominada

precipitação hidrofóbica. Métodos convencionais de tratamento dos efluentes de flotação envolvem a adição de sais de ferro ou alumínio seguida de um ajuste de pH para induzir a precipitação do hidróxido. Surfactantes aniônicos são removidos da solução pela adsorção nas partículas dos hidróxidos. Esse processo, no entanto, é ineficiente por serem necessárias grandes concentrações do metal para atingir os níveis de remoção desejados, além de gerar grandes volumes de lamas ricas em inorgânicos cuja remoção de água é difícil. Nesse trabalho, foi utilizado um polieletrólito catiônico para a remoção de sulfonato de hexadecilbenzeno e de ditiofosfato. Para o sulfonato, pequenas adições de polieletrólito acarretaram na formação de um precipitado coloidal leitoso com partículas menores que $0,2 \mu\text{m}$. A partir de uma determinada concentração de polieletrólito, houve uma coagulação expressiva das partículas coloidais, formando agregados de 1 mm a 3 mm que decantaram rapidamente. O mecanismo sugerido é de atração eletrostática. A adição ainda maior de polieletrólito resultou em um material semelhante ao obtido para pequenas adições de eletrólito, indicando que nessas condições as partículas coloidais se encontram altamente carregadas. No caso do ditiofosfato, a adição do polieletrólito promoveu a formação de pequenos aglomerados que tenderam a se concentrar na superfície da solução. A diferença de comportamento entre os dois coletores aniônicos pode estar associada ao fato de que o grupo polar do ditiofosfato não é suficientemente longo para formar uma camada hidrofóbica estruturada com o polieletrólito.

4.1.3 Extração por Solvente e Precipitação Iônica

O processo de extração por solvente (SX) ou extração líquido-líquido compreende as etapas fundamentais de extração, lavagem e re-extração (*stripping*).

Na extração, a solução contendo o metal de interesse é colocada em contato intenso com um solvente orgânico imiscível e insolúvel. O metal soluto é distribuído entre as duas fases. A extensão dessa transferência depende da natureza do solvente e das condições de extração selecionadas. Em tratamento de águas, objetiva-se nessa etapa a remoção das impurezas e a obtenção de água tratada com a qualidade necessária para sua reutilização.

Ao fim da extração, o solvente orgânico mais leve é fisicamente separado e é novamente colocado em contato com uma solução aquosa, chamada de solução de lavagem. Este tratamento ajuda a remover impurezas que são geralmente extraídas com o metal de interesse. Para o tratamento de águas, essa etapa de lavagem, bem como a de re-extração só se justificam quando há o interesse econômico da recuperação seletiva de um determinado íon metálico.

Posteriormente, o solvente orgânico lavado é contatado com uma solução aquosa, geralmente de uma solução ácida ou básica ou diluída do metal a ser extraído, de tal forma que este retorne a solução aquosa (re-extração). A recuperação do íon metálico pode ser obtida por precipitação iônica.

A regeneração do solvente é essencial tanto em termos econômicos como também pela possibilidade de associação durante o processo com alguns íons indesejáveis que poderiam impedir a extração do metal durante a recirculação. Um fluxograma geral do processo de extração por solvente é apresentado na Figura 6.

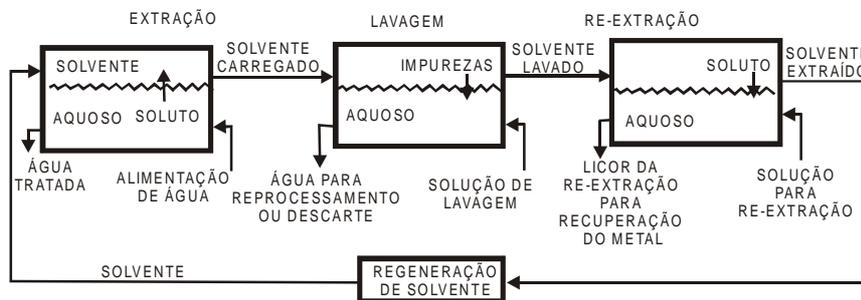


Figura 6 - Fluxograma geral do processo de extração por solvente (HANSEN & DAVIES, 1994).

Em operações comerciais, o solvente, também denominado extratante, deve atender aos seguintes critérios:

1. fácil disponibilidade a um custo razoável;
2. alta solubilidade no diluente orgânico e baixa solubilidade no meio aquoso;

3. facilidade de formação de complexo com o metal de interesse e alta solubilidade das espécies orgânicas metálicas na fase orgânica;
4. seletividade razoável para a extração do metal desejado;
5. propriedades físicas adequadas de baixa densidade, tais como baixa viscosidade, baixo ponto *flash*, não tóxico, não volátil.

De acordo com os mecanismos de extração, os extratantes orgânicos podem ser classificados como catiônicos, aniônicos e neutros. Os extratantes catiônicos operam através da troca de cátions entre as fases aquosa e orgânica. Por sua vez, os extratantes aniônicos utilizam-se de mecanismos análogos aqueles de troca iônica. Para que um metal possa ser extraído por esse tipo de solvente, é necessário que complexos aniônicos sejam formados entre eles. Os extratantes neutros coordenam-se com o metal pela ocorrência simultânea do deslocamento das moléculas de água e a formação de um complexo neutro por associação iônica (GUPTA & MUKHERJEE, 1990).

A precipitação iônica pode ser definida como um processo no qual o íon metálico presente em uma solução reage formando um composto metálico insolúvel. A precipitação ocorre rapidamente pois o composto formado possui baixíssima solubilidade e se mantém unido por forças eletrostáticas. Esta é a parte final do fluxograma de tratamento de água quando se deseja a recuperação do metal. Esse metal recuperado pode estar na forma de hidróxidos, sulfetos, carbonatos, haletos, oxalatos, peróxidos, fosfatos e oximetalatos, dependendo de sua finalidade de uso.

A extração por solvente também pode ser utilizada na remoção de poluentes orgânicos. KING (1980) obteve bons resultados para extração de ácidos carboxílicos e fenóis de efluentes líquidos, utilizando-se como extratantes Alamine 336/disopropilcetona e fosforil, respectivamente. MACKAY & MEDIR (1979) apresentam uma lista de compostos orgânicos que podem ser removidos por extração por solventes em tratamento de águas industriais. Essa lista inclui fenóis, ácido húmico, hidrocarbonetos, detergentes, entre outros.

Esse método pode ser considerado uma alternativa viável em situações onde há a necessidade de recuperação do metal ou os contaminantes são resistentes ao tratamento biológico. Contudo, devido ao risco de perda de solvente no efluente, alguns desenvolvimentos são necessários para o sucesso do estabelecimento do processo industrialmente, como por exemplo:

1. utilização de extratantes biodegradáveis mais facilmente;
2. minimização da formação de emulsão do extrato com a solução aquosa;
3. desenvolvimento de melhorias na recuperação do solvente e do método de recuperação do contaminante.

4.1.4 Biotecnologia

Os processos biológicos aplicados para o controle ambiental encontram-se em diversos estágios de desenvolvimento, que vão desde a concepção fundamental até a aplicação comercial. Esses processos podem ser divididos em dois grandes grupos: tratamento ativo e tratamento passivo. O tratamento ativo procura maximizar a taxa de remoção do poluente pela otimização da atividade metabólica das espécies biológicas envolvidas, enquanto que o tratamento passivo se utiliza da atividade das espécies biológicas em condições naturais. Cabe ressaltar que o tratamento ativo requer infraestrutura, pessoal, controle de processo e manutenção da mesma forma que uma unidade de tratamento convencional e o tratamento passivo necessita somente de controles básicos, manutenção e monitoramento periódicos. No caso do tratamento passivo para remoções de contaminantes, incluem-se processos de precipitação de hidróxidos em condições aeróbicas, precipitação de carbonatos e sulfetos em condições anaeróbicas, filtração de material suspenso, remoção de metal em biomassas, precipitação e neutralização de amônia gerada e adsorção e troca com plantas ou outros materiais biológicos (GUSEK, 1995). A Tabela II apresenta a classificação da biotecnologia segundo seu estágio de desenvolvimento e seus respectivos processos de acordo com LAWRENCE & POULIN (1995).

Os principais desafios para a biotecnologia na área de controle ambiental estão associados ao grande volume de efluente a ser tratado, o que requer o desenvolvimento de processos com velocidade de reação mais elevada a fim de reduzir o tamanho da unidade de tratamento, e à concentração de metais e outros íons nesses efluentes. A alternativa de tratamento biológico se tornará mais promissora à medida que os limites de descarte de poluentes se tornem mais restritos.

4.2 Separação Sólido-Líquido

Os processos de separação sólido-líquido utilizados na indústria mineral têm buscado essencialmente reduzir o volume de efluente a ser descartado, recuperar a água utilizada no processamento mineral permitindo sua reciclagem e adequar a porcentagem de sólidos na polpa para as operações do processo. Cabe ressaltar que a unidade de separação sólido-líquido pode representar cerca de 50% dos custos de capital e

Tabela II – Classificação de processos biológicos para o controle ambiental (LAWRENCE & POULIN, 1995)

CLASSIFICAÇÃO	EXEMPLOS
Comercial	<p>Destruição do cianeto e da amônia com remoção de metais. Redução ativa de sulfato por remediação da água subterrânea. Uso limitado de mangues para polimento do efluente. Degradação <i>in-situ</i> em pilhas de lixiviação esgotadas. Sucesso limitado de biocidas em pilhas de rejeitos para controle de bactérias.</p>
Tecnicamente Comprovado em Escala de Laboratório	<p>Biossorção de urânio a partir de soluções bacterianas. Redução ativa de sulfatos e recuperação de metais como sulfetos provenientes de drenagem ácida de rochas (Processo Biosulfeto). Recuperação de selênio pela redução da selenita. Biossorção de metais incluindo cromo, cádmio, cobre, zinco e arsênio. Utilização de plantas para polimento de soluções. Processo de redução ácida usando microbiologia para remoção de metais e geração de alcalinidade. Tratamento de tiocissais por biooxidação. Remoção de selenatos por redução. Degradação de oxalato (proveniente do Processo Bayer).</p>
Tecnicamente Comprovado em Escala Piloto	<p>Redução passiva de sulfatos provenientes da drenagem ácida de rochas. Produção de compostos de arsenato de ferro de alta estabilidade. Tratamento de tiocissais por bio-redução. Remoção de nitratos de efluentes. Degradação de etilenoglicol. Degradação de fenóis.</p>
Desenvolvimento Preliminar ou Estágio Fundamental	<p>Tamponamento biológico para selar a superfície de rejeitos visando o controle da drenagem ácida de rochas. Produção de polímeros microbiológicos para floculação e aglomeração de sólidos suspensos. Degradação de reagentes orgânicos do processamento mineral. Oxidação heterotrófica do fosfato para estabilização de rejeitos.</p>

operacionais da maioria dos circuitos de beneficiamento (RITCEY, 1989). Para atingir seus objetivos, os métodos de separação sólido-líquido mais utilizados têm sido o espessamento, a clarificação e a filtragem. A eficiência desses processos está diretamente associada ao tipo de pré-tratamento da polpa, como por exemplo a floculação, que produz um material sólido com características (tamanho, forma, natureza dos flocos) que podem beneficiar ou prejudicar o processo de separação. Os métodos de separação sólido-líquido convencionais, anteriormente citados, não têm se mostrado capazes de atender as novas necessidades ambientais. Dentre as alternativas, podem-se destacar a filtração por membranas e flotação por ar dissolvido.

4.2.1 Filtração por Membrana

As membranas usadas no tratamento de águas, utilizam a pressão como força motriz para a separação. Dentro dessa categoria de membranas, existem diversos tipos, sendo que cada um deles é mais adequado para um determinado propósito de tratamento de água. A microfiltração e a ultrafiltração, que são processos a baixas pressões, removem mais eficientemente partículas e microorganismos. O processo de osmose reversa dessaliniza e remove compostos orgânicos e inorgânicos sintéticos e matéria orgânica natural, enquanto que a nanofiltração remove íons cálcio e magnésio. As vantagens associadas à filtração por membranas são a produção de um menor volume de lama, menor espaço ocupado na usina, potencial de automação do processo e uma redução considerável das unidades utilizadas em clarificação para processos que se utilizem dessas duas técnicas de separação sólido-líquido. A principal desvantagem da filtração por membranas é a possibilidade de obstrução irreversível dos poros devido à presença de sólidos em suspensão, havendo a necessidade prévia de remoção desses sólidos por outros métodos (JACANGELO e colaboradores, 1998, LEE e colaboradores, 2000).

4.2.2 Flotação por Ar Dissolvido

A flotação por ar dissolvido é comprovadamente um processo de tratamento de águas na Europa e tem se apresentado como uma tecnologia emergente na América do Norte. Desde o início dos anos 90, a flotação por ar dissolvido tem sido reconhecida como um processo mais eficiente e economicamente competitivo para a separação sólido-líquido

em relação aos processos de clarificação, assim como um pré-tratamento para a filtração em meio granular. O mecanismo de flotação para a separação sólido-líquido necessita de partículas pequenas e leves, portanto a formação de camadas de flocos grandes e densos não é desejado, como seria nos processos de sedimentação. As taxas de carregamento são substancialmente maiores do que as de sedimentação, quase seis vezes mais, o tempo prévio de floculação menor e a intensidade de agitação na floculação mais elevada. Uma representação esquemática de um sistema integrado de triplo estágio de floculação seguido de flotação por ar dissolvido é apresentada na Figura 7. Ainda com o objetivo de obter-se a água tratada dentro das especificações exigidas pela legislação ambiental, associações de processos como flotação por ar dissolvido e filtração por membranas também têm sido investigados (ARNOLD e colaboradores, 1995; BRAGHETTA, 1997; BUNKER e colaboradores, 1995; EDZWALD, 1995; EDZWALD e colaboradores, 1999; VALADE e colaboradores, 1996)

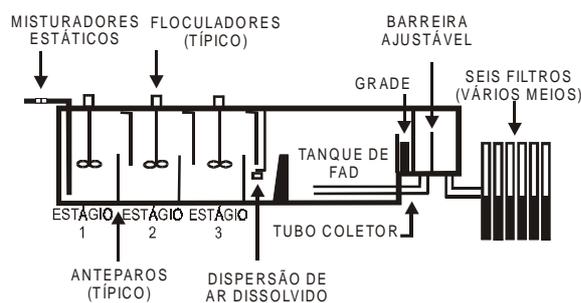


Figura 7 - Representação esquemática de um sistema integrado de triplo estágio de floculação seguido da flotação por ar dissolvido (FAD) (VALADE e colaboradores, 1996).

5. Considerações Finais

As atividades de mineração são dinâmicas considerando as variações no teor do minério e no preço das *commodities*, o que pode resultar em mudanças significativas nas características físicas da mina ao longo do tempo. Portanto, o sistema de gerenciamento águas deve ser flexível para ser capaz de responder rapidamente às influências externas. Os dois principais objetivos do sistema de gerenciamento de águas na mineração são garantir um suprimento de água confiável para atender as necessidades de operação da lavra e do processamento mineral, tanto em termos quantitativos como qualitativos, e cumprir as regulamentações impostas pela legislação ambiental.

Os melhores procedimentos em termos de desempenho ambiental das atividades de mineração envolvem a prevenção, ou no mínimo a minimização dos impactos dessas operações sobre o meio ambiente, mediante o planejamento baseado na compreensão clara de todo o sistema e do ciclo hidrológico no qual ele opera. Idealmente, esse planejamento deve ser iniciado anteriormente ao início da lavra da jazida e contemplar as condições locais após o fechamento da mina. Contudo, a situação real apresenta grandes desafios tendo em vista que a visão anterior da prática das atividades de mineração não previram restrições severas como as que existem atualmente e aquelas que ainda serão implementadas. O governo brasileiro, através da criação da Agência Nacional de Águas, mostra a sua preocupação com a questão da utilização e do controle da qualidade dos recursos hídricos disponíveis. Apesar de apresentarem-se com um certo atraso, não se deve considerar essas medidas como tardias, desde que haja uma grande mobilização por parte do próprio governo, dos empresários dos diversos setores da economia, incluindo o setor mineral, da comunidade científica (centros de pesquisa e universidades) e da população para encontrar solução para os problemas associados ao desperdício e à poluição das águas.

Conforme foi apresentado neste trabalho, no que se refere ao tratamento de águas na mineração, diversos processos já são empregados industrialmente e outros ainda encontram-se em fase de desenvolvimento. É necessário que cada atividade de mineração busque identificar as fontes potenciais de poluição das águas e os meios pelos quais esses contaminantes podem ser transportados ao meio ambiente. Esses poluentes incluem produtos químicos do processo, detergentes, óleos,

combustíveis e contaminantes lixiviados do rejeito ou produzidos a partir do intemperismo das rochas, etc. Tendo em vista a urgência na solução desses problemas, deveriam ser estimuladas parcerias entre indústrias de mineração, centros de pesquisa e universidade, com a finalidade de desenvolver processos de tratamento de águas que permitam sua reutilização na própria atividade de processamento mineral ou seu descarte sem prejuízo maior ao meio ambiente.

Bibliografia

1. ARNOLD, S.R.; GRUBB, T.P.; HARVEY, P.J. (1995) Recent applications of dissolved air flotation pilot studies and full scale design, *Water Science Technology*, 31(3-4), 327-340.
2. BRAGHETTA, A. (1997) DAF pretreatment: its effect on MF performance, *Journal of the American Water Works Association*, 89(10), 90-101.
3. BUNKER, D.Q.; EDZWALD, J.K.; DAHLQUIST, J.; GILLBERG, L. (1995) Pretreatment considerations for dissolved air flotation: water type, coagulants and flocculation, *Water Science Technology*, 31(3-4), 63-71.
4. BUSTAMANTE, H., (1996) Removal of Flotation Collectors from Solutions by Hydrophobic Precipitation, In: *Proceedings of the III International Conference on Clean Technologies For the Mining Industry*, M.A. Sánchez F. Vergara and S.H. Castro (eds.), University of Concepción, Santiago, Chile, 1996, 113-119.
5. CAICEDO, N.L. (1995) Água subterrânea. In: Tucci, E.M. *Hidrologia – Ciência e Aplicação*, 2ª edição, Editora da Universidade – UFRGS e ABRH, 727-767.
6. CUSTODIO, E. (1992) Groundwater pollution in Spain: general aspects, *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 6(4), 452-458.
7. CUSTODIO, E. (2000) Effects of groundwater development on the environment, *1st Joint World Congress on Groundwater*, Fortaleza, Ceará.
8. DAVIS, F.T. (1976) Environmental Problems of Flotation Reagents in Mineral Processing Plant Tailings Water, In: *Flotation - A.M. Gaudin Memorial Volume*, M.C. Fuerstenau (ed.) AIMME and Petroleum Engineers, Inc., New York, 1307-1341.
9. DENTEL, S.K. (1991) Coagulant control in water treatment, *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(1), 41-135.

10. EDZWALD, J.K. (1993) Coagulation in drinking water treatment: particles, organics and coagulants, *Water Science & Technology*, 27 (11), 21-35.
11. EDZWALD, J.K. (1995) Principles and applications of dissolved air flotation, *Water Science Technology*, 31(3-4), 1-23.
12. EDZWALD, J.K.; TOBIASON, J.E.; AMATO, T.; MAGGI, L.J. (1999) Integrating high-rate DAF technology into plant design, *Journal of the American Water Works Association*, 91(12), 41-53.
13. GIANANTE, A.E. (1995) Cobrança pelo uso do recurso hídrico: uma contribuição In: Sant'Ana, R.; Porto, M.A.; Martins, R.H. *Desenvolvimento Sustentável dos Recursos Hídricos – Gerenciamento e Preservação*, ABRH Publicações, 69-71.
14. GUPTA, C.K.; MUKHERJEE, T.K. (1990) *Hydrometallurgy in Extraction Processes*, CRC Press, Vol.II, 262p.
15. GUSEK, J.J. (1995) Passive treatment of acid rock drainage: what is the potential bottom line?, *Mining Engineering*, 47(3), 250-253.
16. HANSEN, B.R.; DAVIES, S.R.H. (1994) Review of potential technologies for the removal of dissolved components from produced water, *Trans IchemE*, 72(A), 176-188.
17. HESPANHOL, I. (1997) Reuso integrado à gestão de recursos hídricos bases para planejamento, *XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Vitória, Espírito Santo.
18. JACANGELO, J.G.; CHELLAM, S.; TRUSSELL, R.R. (1998) The membrane treatment, *Civil Engineering*, 68(9), 42-45.
19. JOHNSON, B.V. (1996) Environmental research at the U.S. Bureau of Mines: mining and mineral processing waste, *Anais do SWEMP'96 – Fourth International Congress on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production*, Cagliari, Itália, 655-662.
20. KING, C.J. (1980) Removal and recovery of carboxylic acids and phenols from dilute aqueous stream, *Anais do International Solvent Extraction Conference, ISEC '80*, Liege, Belgica, paper 80-66.

21. LANNA, A.E.(1995) Gestão de Recursos Hídricos. In: Tucci, E.M. *Hidrologia – Ciência e Aplicação*, 2ª edição, Editora da Universidade – UFRGS e ABRH, 727-767.
22. LAWRENCE, R.W.; POULIN, R. (1996) Control of Mining Effluents using biotechnology, *Anais do SWEMP'96 – Fourth International Congress on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production*, Cagliari, Itália, 461-468.
23. LEÃO, V.A.; MARTINS, J.; MACHADO, L.C.R.; VIEIRA FILHO, S.A. (1996) The adsorption of froth flotation reagents by hydrophobized expanded vermiculite, *2nd International Symposium on Extraction and Processing for the Treatment and Minimization of Wastes*, TMS.
24. LEE, J.D.; LEE,S.H.; JO, M.H.; PARK, P.K.; LEE, C.H.; KWAK, J.W. (2000) Effect of coagulation on membrane filtration characteristics in coagulation-microfiltration process for water treatment, *Environmental Science & Technology*, 34, 3780-3788.
25. MacKAY, D.; MEDIR, M.(1979) The applicability of solvent extraction to waste water treatment, *Anais do International Solvent Extraction Conference, ISEC '79*, Toronto, Canadá, vol.2, 791-797.
26. MANOEL FILHO, J. (1997a), Água subterrânea: histórico e importância. In: Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J. *Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações*, CPRM, 3-11.
27. MANOEL FILHO, J. (1997b), Ocorrência das águas subterrâneas. In: Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J. *Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações*, CPRM, 13-33.
28. McNEILL, L.S.; EDWARDS, M. (1995) Soluble arsenic removal at water treatment plants, *Journal of the American Water Works Association*, April, 105-113.
29. MELAMED, R. (1998) Water: a key for sustainable development. In: Villas-Bôas, R.C.; Kahn, J. *Zero Emission*, CNPq/CETEM-IATAFI, 61-79.
30. MMA – Ministério do Meio Ambiente (2000), <http://www.mma.gov.br>, Brasil.

31. MONTEAGUDO, J.M.; ORTIZ, M.J. (2000) Removal of inorganic mercury from mine water by ion exchange, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 75, 767-772.
32. NETO, F.; TROPP, H. (2000) Water supply and sanitation services for all: global progress during the 1990s, *National Resources Forum*, 24, 225-235.
33. NETTO, O.M.C. Estimativa do valor econômico da água: uma discussão teórica In: Sant'Ana, R.; Porto, M.A.; Martins, R.H. *Desenvolvimento Sustentável dos Recursos Hídricos – Gerenciamento e Preservação*, ABRH Publicações, 45-49.
34. PANSWAD, T.; CHAVALPARIT, O. ; SUCHARITTHAM, Y.; CHAROENWISEDSIN, S. (1995) A bench-scale study on chromium recovery from tanning wastewater, *Water Science & Technology*, 31 (9), 73-81.
35. RITCEY, G.M. (1989) *Tailings Management – Problems and Solutions in the Mining Industry*, Elsevier Science Publishers B.V., 970p.
36. USGS – U.S. Geological Survey (2001), <http://www.ga.usgs.gov>, Estados Unidos.
37. VALADE, M.T.; EDZWALD, J.K.; TOBIASON, J.E.; DAHLQUIST, J.; HEDBERG, T.; AMATO, T. (1996) Particle removal by flotation and filtration: pretreatment effects, *Journal of the American Water Works Association*, 88(12), 35-47.
38. VIRGILI, J.C.; VIANNA, A.P.P.(2000) Gestão integrada de águas superficiais e subterrâneas para empreendimentos minerários, *1st Joint World Congress on Groundwater*, Fortaleza, Ceará.