



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
ENG07053 - TRABALHO DE DIPLOMAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA



Obtenção de um coagulante férico por precipitação seletiva a partir da drenagem ácida de mina da mineração de carvão

Autora: Isis Sieverdt Arce

Orientador: Profa. Dra. Liliana Amaral Féris

Co-orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

Porto Alegre, junho de 2012

Sumário

Sumário	ii
Agradecimentos	iii
Resumo	iv
Lista de Figuras	v
Lista de Tabelas	vi
Lista de Quadros	vii
Lista de Abreviaturas e Siglas	viii
1 Introdução	1
2 Revisão Bibliográfica	2
2.1 Carvão Mineral	2
2.2 Mineração no Brasil	3
2.2.1 Histórico e localização do carvão no Brasil	3
2.2.2 Produção de carvão no Brasil	4
2.3 Rejeitos do beneficiamento de carvão	6
2.4 Drenagem ácida de mina	8
2.4.1 Ocorrência da DAM	9
2.4.2 Oxidação da pirita	10
2.5 Efeitos da DAM sobre o meio ambiente e a saúde humana	12
2.6 Controle da drenagem ácida de mina	16
2.6.1 Tratamento ativo da DAM por neutralização	16
2.6.1.1 Reagentes empregados no tratamento ativo da DAM por neutralização	18
3 Materiais e Métodos	23
3.1 Materiais	23
3.2 Métodos	24
3.2.1 Produção de sulfato poliférrico por precipitação seletiva da DAM	24
3.2.2 Tratamento da água por coagulação	25
4 Resultados	27
5 Conclusões	31
6 Referências	32

Agradecimentos

À Deus, por escutar as minhas preces em conceder-me a serenidade necessária para aceitar as coisas que não posso modificar, coragem para modificar aquelas que posso e sabedoria para distinguir umas das outras.

Aos meus queridos pais Idezio e Miriam, meus heróis, meus exemplos de persistência e honestidade, amor e aconchego, sempre me guiando no caminho do bem. Amo vocês.

À minha linda irmã Lays, por tantas horas de apoio e ouvidos sempre dispostos quando precisei.

Ao Ernesto, que amo tanto. Obrigada por me oferecer um abraço capaz de curar tudo. Igualmente à sua família, por me acolher, escutar, fazer companhia e querer meu bem.

Aos colegas Denise, Nathalia, Lucas e Maurício. Sem vocês este dia não seria possível.

Aos colegas do LEAmet: Rodrigo, Eunice, Rejane, e Angéli. Cresci muito com a oportunidade de trabalhar perto de vocês. Em especial Jean Menezes, pela amizade e disposição ao fornecer horas de consultoria e esclarecimentos às minhas dúvidas e questionamentos.

Ao meu co-orientador Prof. Ivo, pelo apoio durante os dois anos de bolsa de iniciação científica no Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia.

À minha orientadora Liliana Amaral Féris, que possui minha admiração por conseguir transmitir seus conhecimentos com amizade, profissionalismo e seriedade ao mesmo tempo.

Considero-me a pessoa mais sortuda do mundo. Não sei o que eu fiz para merecer tanto, mas agradeço mais uma vez a Deus pelos amigos e pessoas que torcem pelas minhas conquistas.

Resumo

A cadeia produtiva de geração de energia elétrica a carvão mineral é conhecida pelo seu potencial poluidor. A mineração de carvão gera milhões de toneladas de rejeitos, contendo pirita (FeS_2). A oxidação da pirita, na presença de ar e água, dá origem a um grave problema ambiental, comum em regiões de mineração de carvão, a geração de drenagem ácida de mina (DAM). A DAM prejudica diversos outros setores produtivos como pecuária, agricultura e abastecimento de água para consumo humano. Esse problema ocorre nos três estados produtores de carvão mineral do Brasil, todos da região Sul, mas em especial o Estado de Santa Catarina. A principal ação para minimizar os efeitos ambientais tem sido a construção de estações de tratamento de efluentes, as quais operam pelo processo de neutralização/precipitação. Essas estações geram grandes quantidades de lodos contendo elementos metálicos de difícil destinação. Neste contexto, o presente trabalho objetiva estudar uma metodologia de tratamento da DAM, visando produzir um lodo que possa apresentar uma aplicação nobre. A partir do lodo gerado objetiva-se a produção de um reagente químico, o sulfato poliférrico (SPF). Este é usualmente aplicado como coagulante em estações de tratamento de água e tratamento de efluentes industriais. A ideia de valorização de resíduos desenvolvida neste trabalho está em sintonia com os princípios de desenvolvimento sustentável, programas de valorização de resíduos e produção mais limpa.

Palavras-chave: drenagem ácida de minas (DAM), sulfato poliférrico, coagulante, tratamento.

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização geográfica das minas de carvão do sul do Brasil (CETEM, 2009).	4
Figura 2 – Evolução da produção brasileira acumulada de carvão ROM no período de 1925 a 2007 (SIECESC, 2009).	5
Figura 3 – Produção brasileira acumulada de carvão ROM no período de 1925 a 2007 (SIECESC, 2009).	6
Figura 4 – Produção brasileira acumulada de rejeitos de carvão no período de 1925 a 2007 (SIECESC, 2009).	7
Figura 5 – Depósito de rejeito de carvão situado às margens do rio Sangão, no distrito de Rio Maina, próximo a Criciúma – SC (ACP, 2006).	8
Figura 6 – Rio Muddy Creek, na Virginia, EUA (Mark Steinmetz).	9
Figura 7 - Mina de cobre Wheal Jane, na Inglaterra (IBRAM, 2010).	10
Figura 8 – Faixas de equilíbrio da solubilidade iônica (Lewis, 2010).	18
Figura 9 – (a) DAM bruta, (b) coagulante sulfato poliférrico comercial e (c) coagulante sulfato de polialumínio comercial.	23
Figura 10 – (a) Curva de titulação da DAM com NaOH (Menezes <i>et al.</i> , 2009) e (b) lodo obtido obtido por precipitação seletiva da DAM com NaOH.	25
Figura 11 – "Jar Test" usado para tratar a água do Lado Guaíba com os coagulantes (a) SPF-PS/DAM, (b) SPA (c) SPF.	26
Figura 12 – Coagulante poliférrico produzido por precipitação da DAM.	28
Figura 13 - Fotografia da (a) água bruta e águas tratadas com os coagulantes (b) sulfato de alumínio comercial, (c) sulfato férrico comercial e (d) SPF-PS/DAM.	29

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Principais reagentes químicos utilizados no tratamento da DAM.	19
Tabela 2 – Caracterização da DAM bruta.	27
Tabela 3 – Caracterização do coagulante sulfato poliférrico produzido por precipitação seletiva da DAM (SPF-PS/DAM), do sulfato poliférrico coagulante produzido a partir de sucatas de ferro (SPF), e do convencional sulfato de polialumínio (SPA).....	28
Tabela 4 – Caracterização da água bruta e da água tratada com os coagulantes SPF-PS/DAM, SPF e SPA comerciais.....	29
Tabela 5 – Materiais para a produção do SPF-PS/DAM.	30

Lista de Quadros

Quadro 1 – Reservas mundiais das principais fontes de energia não renováveis.	2
Quadro 2 – Estratificação da matriz energética mundial.....	3
Quadro 3 – Estações de tratamento da DAM em operação no Brasil.	17
Quadro 4 – Equipamentos utilizados na realização do trabalho	24

Lista de Abreviaturas e Siglas

- ABCM. Associação Brasileira do Carvão Mineral.
- ACP. Portal da Ação Civil Pública do Carvão.
- ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica.
- DAM. Drenagem ácida de mina.
- DAR. Drenagem ácida de rocha.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral.
- CA. Cloreto de alumínio.
- CETEM. Centro de Tecnologia Mineral.
- CF. Cloreto férrico.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- CORSAN. Companhia Rio-Grandense de Saneamento.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais.
- GTA. Grupo Técnico de Assessoramento.
- IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração.
- IEA. International Energy Agency.
- PEAD. Polietileno de alta densidade.
- pH. Potencial hidrogeniônico.
- ROM. *Run Of Mine*
- RPM. Rotações por minuto.
- SA. Sulfato de alumínio.
- SF. Sulfato férrico.
- SIECESC. Sindicato das Indústrias de Extração de Carvão de Santa Catarina.
- PCA. Policloreto de alumínio.
- SPA. Sulfato de polialumínio.
- SPF. Sulfato poliférrico.
- SPF-PS/DAM. Sulfato poliférrico a partir da precipitação seletiva do ferro da drenagem ácida de mina.

1 Introdução

Os rejeitos da mineração provocam impactos ambientais relevantes, seja pela deposição inadequada, pelo risco de contaminação de lençóis freáticos ou pelas perdas de água durante o processo de tratamento de suas consequências.

A drenagem ácida de mina (DAM) é um importante problema de poluição da água relacionado diretamente à produção de carvão. O tratamento ativo da DAM envolve a adição de reagentes alcalinos para aumentar o pH e precipitar como hidróxidos os metais que nela encontram-se dissolvidos. Embora o tratamento ativo forneça uma remediação eficaz, tem as desvantagens de altos custos operacionais e os problemas relacionados com a eliminação dos altos volumes de lodo que são produzidos (Johnson e Hallberg, 2005).

As estações de tratamento de DAM no Brasil utilizam principalmente o hidróxido de sódio ou cal para realizar o tratamento por neutralização. Um caminho alternativo para estender o uso dos recursos naturais é recuperar produtos potencialmente valiosos, tais como alguns dos metais precipitados de lodos de DAM (Wei *et al.*, 2005). Rao *et al.*, (1992) desenvolveram um estudo sobre a produção de coagulante a partir da DAM, no qual os autores demonstraram que é possível produzir uma solução de sulfato férrico (SF) a partir do lodo gerado no processo de tratamento de uma mina de sulfetos polimetálicos no Canadá.

Os coagulantes utilizados para o tratamento de águas de abastecimento são predominantemente sais inorgânicos de ferro e de alumínio, incluindo o sulfato de alumínio (SA) e o cloreto de alumínio (CA), o sulfato férrico (SF) e o cloreto férrico; ou suas formas parcialmente hidrolisadas, o policloreto de alumínio (PCA), o sulfato de polialumínio (SPA), e o sulfato poliférrico. No entanto, a presença de quantidades residuais de alumínio na água potável tem sido relacionada a doenças e danos neurológicos (Zatta *et al.*, 1998; Becaria *et al.*, 2006; Meyer-Baron *et al.*, 2007; Menezes *et al.*, 2009).

Estudos recentes mostraram que a utilização de ferro-coagulantes base, tais como cloreto férrico (CF), sulfato férrico (SF), ou sulfato poliférrico (SPF) em vez do uso de sais de alumínio pode ser uma alternativa tecnicamente viável (Menezes, 2009). Neste contexto, o presente estudo objetiva avaliar a viabilidade de produção de um coagulante férrico de baixo custo pelo método da precipitação seletiva da drenagem ácida de mina de carvão gerada no Rio Grande do Sul e, em seguida, comparar o seu desempenho com o dos coagulantes comerciais.

2 Revisão Bibliográfica

O carvão mineral é fundamental para a economia mundial. É maciçamente empregado na produção de energia e aço. Porém, sua extração causa graves problemas ambientais. Grande parte das águas de bacias hidrográficas circunvizinhas à área mineradora é afetada pelo acúmulo de materiais poluentes (pirita, siltito e folhelhos). As pilhas de rejeito são percoladas pelas águas pluviais, ocasionando a lixiviação de substâncias tóxicas, gerando a drenagem ácida de mina, que contamina os lençóis freáticos (ANEEL, 2005). A presente revisão bibliográfica inclui a importância do carvão mineral, seu histórico, ocorrência e produção no Brasil, e os rejeitos oriundos de sua extração. A geração da drenagem ácida de mina decorrente da atividade mineradora de carvão é abordada, assim como seus métodos convencionais de tratamento, bem como seus efeitos sobre a saúde humana e o meio ambiente.

2.1 Carvão Mineral

Segundo o balanço mineral nacional apresentado no Quadro 1, o carvão ocupa a primeira colocação em abundância e perspectiva de vida útil entre os recursos energéticos não renováveis. Este mineral é, em longo prazo, a mais importante reserva energética mundial conforme quadro comparativo (DNPM, 2001).

Quadro 1 – Reservas mundiais das principais fontes de energia não renováveis.

Recurso	Reservas mundiais (Mtce) ¹	Vida útil estimada (anos)
Carvão	726.000	219
Petróleo	202.000	41
Gás natural	186.000	65

Fonte: DNPM, 2001.

¹Mtce = milhões de toneladas em carvão equivalente

O Quadro 2 exhibe a importância de cada recurso na composição da matriz energética global. O carvão ocupa a segunda posição, sendo inferior apenas ao petróleo no quesito consumo global de energia. Porém, especificamente na geração de eletricidade, passa folgadoamente à condição de principal recurso mundial.

Quadro 2 – Estratificação da matriz energética mundial.

Recurso	Consumo global de energia (%)	Geração global de eletricidade (%)
Carvão	23,3	38,4
Petróleo	35,7	8,9
Gás natural	20,3	16,1
Nuclear	6,7	17,1
Combustíveis Renováveis	11,2	-
Hídricos	2,3	17,9
Outros ²	0,4	1,6

Fonte: DNPM, 2001.

²Inclui energia eólica, solar, geotérmica, etc.

A abundância das reservas e o desenvolvimento de tecnologias de “limpeza” e combustão eficiente, aliados à necessidade de expansão dos sistemas elétricos e restrições ao uso de outras fontes, indicam que o carvão mineral continuará sendo, nas próximas décadas, uma das principais fontes de geração de energia elétrica no Brasil. (ANEEL, 2005).

2.2 Mineração no Brasil

2.2.1 Histórico e localização do carvão no Brasil

Em 1822, a notícia da descoberta de carvão mineral em Santa Catarina levou autoridades da corte imperial a empreender várias missões de pesquisadores e cientistas à região. Concluiu-se à época que o carvão mineral encontrado por tropeiros que trilhavam a chamada Serra do Rio do Rastro, era de boa qualidade.

Foram feitos investimentos na atividade de mineração de carvão nesta região, o que levou a estudos para a caracterização do minério e da sua viabilidade econômica.

Várias tentativas para consolidar a exploração do carvão local aos padrões internacionais foram tentadas, como em 1914, com a eclosão da 1ª Guerra Mundial, bem como em 1941, em plena 2ª Guerra Mundial, com a criação da Companhia Siderúrgica Nacional, em Volta Redonda. Em 1954 foi criado o “Plano Nacional do Carvão” para desenvolvimento da siderurgia nacional, incluindo o carvão nacional na matriz de recursos estratégicos, com Santa Catarina como o principal fornecedor de carvão metalúrgico.

Posteriormente, com o advento da primeira crise mundial do petróleo, em 1973, o Governo Federal tratou de investir e incentivar a Indústria Carboquímica como resposta à alta dependência nacional ao combustível fóssil importado. Foram criadas linhas de crédito para a modernização das minas, implantando o que havia de mais moderno em termos de tecnologia da lavra e beneficiamento de carvão mineral. Este novo programa foi responsável por um rápido e vigoroso crescimento da produção de carvão mineral, o que na época foi considerado um sucesso, embora tenham sido desconsiderados os impactos que esta nova escala de produção traria ao meio ambiente.

Com o fim do “Milagre Econômico”, na década de 80, o Estado passa a intervir cada vez menos, chegando, em 1990, a desobrigar as siderúrgicas a comprar carvão metalúrgico nacional. A Indústria Carboquímica Catarinense foi fechada neste período, encerrando, desta forma, o projeto para produção de ácido sulfúrico a partir do rejeito piritoso.

Assim, no curso de um século de atividades minerárias, este setor vem observando períodos de grande desenvolvimento econômico alternados a períodos de crise exacerbada, evidenciando a falta de uma política pública capaz de assegurar um ambiente produtivo e institucionalmente equilibrado (CPRM, 2012).

A Figura 1 mostra que as jazidas de carvão do Brasil localizam-se principalmente nos estados do Rio Grande do Sul (28 bilhões de toneladas), Santa Catarina (3,3 bilhões de toneladas) e Paraná (104 milhões de toneladas) (ABCM, 2012).



Figura 1 – Localização geográfica das minas de carvão do sul do Brasil (CETEM, 2009).

2.2.2 Produção de carvão no Brasil

A produção de carvão mineral no Brasil atingiu o nível de 14.800.000 toneladas no ano de 2008 e uma estimativa de mais de 5.700 empregos diretos (CREA-RS, 2009).

A Figura 2 apresenta a evolução brasileira da produção de carvão bruto, obtido direto da mina, conhecido também como carvão ROM (*Run Of Mine*). O pronunciado aumento da produção na década de 70 deve-se à crise de petróleo, relatada no subitem 2.2.1.

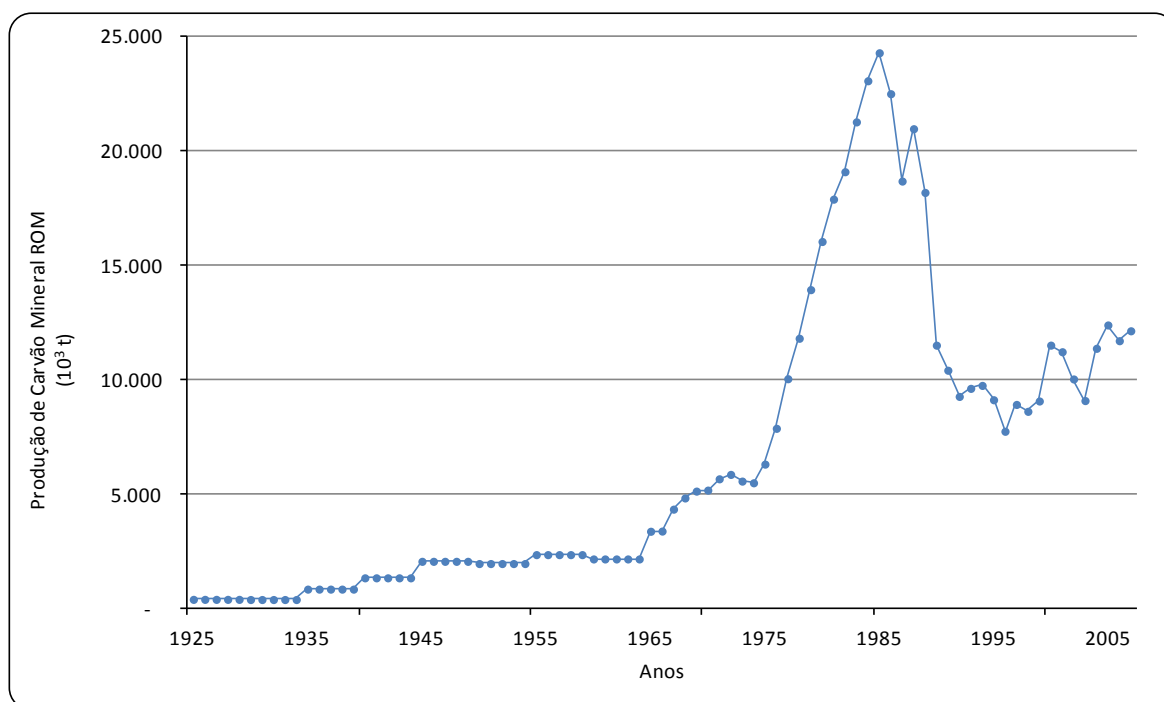


Figura 2 – Evolução da produção brasileira acumulada de carvão ROM no período de 1925 a 2007 (SIECESC, 2009).

A Figura 3 exibe a produção acumulada do carvão mineral. O crescimento médio da produção bruta brasileira de carvão mineral foi aproximadamente 4%, entre 1995 e 2007. O estado de Santa Catarina foi responsável por praticamente 6% e o do Rio Grande do Sul por 2%. A produção bruta de Santa Catarina resultou dos seguintes municípios: Lauro Muller, Treviso, Forquilha, Siderópolis, Criciúma e Urussanga, as do Rio Grande do Sul dos municípios de: Candiota, Arroio dos Ratos, Butiá, Minas do Leão e Cachoeira do Sul.

Em 2007, a produção nacional derivou de quatorze empresas, sendo que foram necessárias mais de cinco para a composição de 50% da produção bruta do país. As minas de destaque foram respectivamente: Candiota (13%), Unidade Mineira Verdinho II (11%) e Esperança Leste (8%).

De acordo com a Agência Internacional de Energia (IEA, 2007), a demanda energética mundial crescerá 55% entre 2005 e 2030, em média 1,8% a.a. e os combustíveis fósseis permanecerão como o principal recurso de energia primária. Entre 2005 e 2030 eles responderão por 84% do incremento da demanda mundial. O petróleo permanecerá como o principal recurso energético, no entanto sua participação na demanda energética total nesse período reduzirá de 35% para 32%. A participação do consumo de gás natural crescerá de 21% para 22% e a do carvão mineral de 25% para 28%.

Portanto, apesar de ser um combustível potencialmente poluente (Monteiro, 2004), o carvão deve continuar a desempenhar um importante papel como fonte de energia.

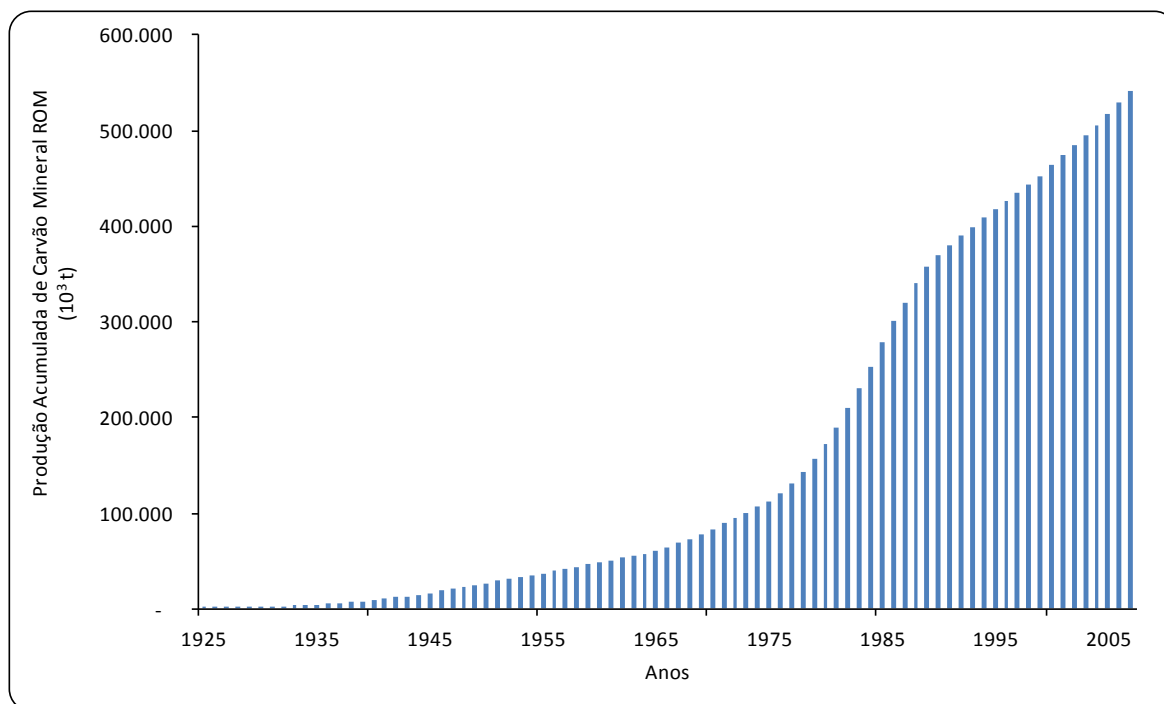


Figura 3 – Produção brasileira acumulada de carvão ROM no período de 1925 a 2007 (SIECESC, 2009).

2.3 Rejeitos do beneficiamento de carvão

O carvão bruto não se encontra suficientemente puro ou adequado para que seja submetido a utilização industrial. Assim, após a lavra, deve ser submetido a um tratamento ou beneficiamento, que o torna apto a utilização. O tratamento divide o minério bruto em duas frações: concentrado e rejeito (Muniz e Oliveira-Filho, 2008).

Este último é a fração constituída quase que exclusivamente pelos “minerais de ganga” - minerais presentes nas jazidas, e que, devido a aspectos econômicos, tecnológicos ou composicionais, não são utilizados.

Na mineração de carvão no Brasil, do material bruto retirado da mina, aproximadamente 60% são resíduos e, aproximadamente, 1,5 m³ de efluentes ácidos são gerados em cada tonelada lavrada.

No ano de 2000 foram produzidas cerca de 4 milhões de toneladas de rejeitos e estéreis do carvão beneficiado nas carboníferas brasileiras.

Estima-se que de 1925 a 2007 já foram beneficiados cerca de 550 milhões de toneladas de carvão ROM no Brasil, gerando aproximadamente 300 milhões de toneladas de resíduos sólidos. Além do impacto físico decorrente do grande volume de rejeito, esse material é responsável pela geração de 300.000 m³ diários de águas ácidas, que são jogadas nos mananciais hídricos (Silva, 2010).

A Figura 4 apresenta dados referentes à geração de rejeitos no processo de extração de carvão. Observa-se que, apesar de o carvão ser um combustível largamente utilizado, a quantidade de resíduos gerada em sua extração e beneficiamento é muito grande e tem aumentado com o tempo.

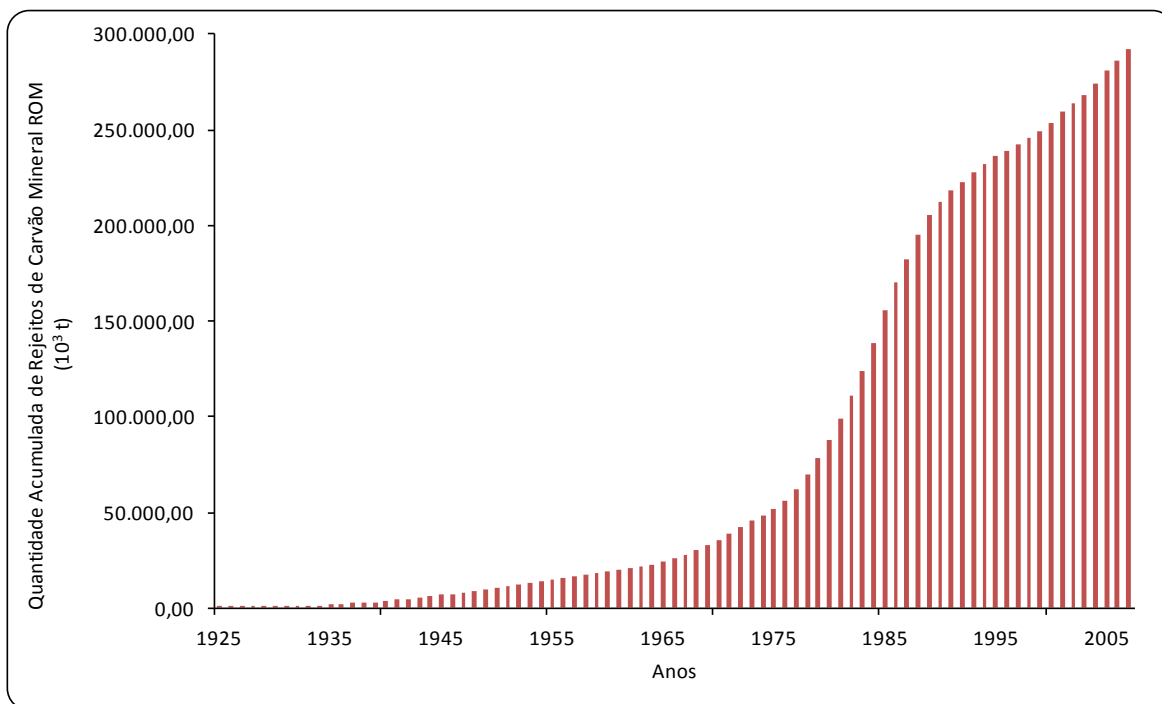


Figura 4 – Produção brasileira acumulada de rejeitos de carvão no período de 1925 a 2007 (SIECESC, 2009).

O conjunto de operações realizadas visando à retirada de minério do seu depósito é denominado lavra. No Estado do Rio Grande do Sul, a mineração ocorre predominantemente a céu aberto e os rejeitos de carvão geralmente são devolvidos à cava durante a operação de recuperação do terreno. Porém, no processo de lavra a céu aberto, a remoção do capeamento é realizada de forma desordenada, provocando a inversão das camadas dando origem ao solo invertido e à chamada "paisagem lunar". Nesta, a maioria das pilhas tem na sua base a camada fértil do solo e na sua crista os arenitos, siltitos, folhelhos carbonosos e piritosos. Dessa forma, a reabilitação futura é prejudicada.

Já em Santa Catarina, a mineração ocorre predominantemente em minas subterrâneas, e a devolução dos resíduos à cava não tem sido prática nestes casos. Com isso, pilhas de rejeitos se acumulam próximas à mina, conforme apresenta a Figura 5, onde os rejeitos são dispostos sem a implantação de quaisquer medidas de contenção.



Figura 5 – Depósito de rejeito de carvão situado às margens do rio Sangão, no distrito de Rio Maina, próximo a Criciúma – SC (ACP, 2006).

2.4 Drenagem ácida de mina

Os rejeitos do beneficiamento de carvão contêm alto conteúdo de pirita (FeS_2). A exposição natural da pirita ao ambiente provoca a geração de um grave problema ambiental: a drenagem ácida de mina (DAM), também chamada drenagem ácida de rocha (DAR).

A DAM caracteriza-se como uma água contaminada, pois contém altos teores de ferro, alumínio e ácido sulfúrico (Schneider, 2006). Assim, constitui um dos mais graves impactos associados à atividade de mineração e necessita passar por um processo de tratamento com o objetivo de diminuir a acidez e a carga de metais solubilizados despejada no meio, de forma a atender as exigências ambientais.

A DAM também pode ser definida como a solução aquosa ácida gerada quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração são oxidados em presença de água. A ocorrência deste efluente tem sido relatada na extração de ouro, carvão, cobre, zinco ou urânio, entre outros, bem como na disposição inadequada dos resíduos destas operações.

Caracterizada por um pH baixo e altas concentrações de metais pesados e outros elementos tóxicos, a DAM pode contaminar severamente águas superficiais e subterrâneas, bem como os solos (Peppas *et al.*, 2000).

O impacto da drenagem ácida de mina em ecossistemas de rios e córregos se dá com o aumento da acidez, a precipitação de íons férricos, e a diminuição do oxigênio dissolvido, com concomitante liberação de metais pesados associados aos sulfetos. (Schneider, 2006).

2.4.1 Ocorrência da DAM

No mundo, são vários os exemplos de contaminação por DAM. Na cidade de Richmond, ao norte da Califórnia (EUA), está localizado o complexo mineiro de “Iron Mountain”, de onde se extraía ouro, prata, zinco, cobre e pirita. Neste complexo mineiro, a DAM foi classificada como hiperácida, uma vez que foram medidos valores negativos de pH (Nordstrom *et al.*, 2000).

A Figura 6 apresenta a degradação do rio Muddy Creek, localizado no estado da Virginia, (EUA). O local encontra-se fortemente poluído por drenagem ácida de mina nas proximidades de sua confluência com o rio “Cheat River”, e a área está abandonada há décadas. As rochas de coloração laranja do rio Muddy Creek, vulgarmente conhecido como “menino amarelo”, são resultado da oxidação de sulfetos intimamente associadas com camadas de carvão, principalmente pirita, que produz ácido sulfúrico, que por sua vez precipita ferro na água. O aumento da acidez e metais dissolvidos faz com que este recurso seja praticamente desprovido de seres vivos.



Figura 6 – Rio Muddy Creek, na Virginia, EUA (Mark Steinmetz, 2012).

A Figura 7 apresenta a Mina de Wheal Jane, em Cornwall, Inglaterra. A mina foi desativada em março de 1991 e constitui-se em mais um local prejudicado pela drenagem. Nesta região o tratamento da DAM é ininterrupto e para tal o contribuinte paga mais de 1,5 milhões de libras/ano (IBRAM, 2010).



Figura 7 - Mina de cobre Wheal Jane, na Inglaterra (IBRAM, 2010).

No Brasil, o problema da geração da DAM é grave principalmente na região carbonífera do Estado de Santa Catarina, onde há um comprometimento significativo dos recursos hídricos. Muitos esforços têm sido realizados para minimizar o impacto ambiental da mineração de carvão, principalmente no sentido de controlar a geração e desenvolver tecnologias de tratamento da DAM. Para isso, foi instituído o Grupo Técnico de Assessoramento (GTA), com atribuições de integrar dados, de elaborar relatórios técnicos, de propor ações de recuperação, de priorizar ações, de avaliar e propor alterações nos monitoramentos e de responder aos questionamentos do Juízo. Além de auxiliar o Juízo na compreensão de temas técnicos, o GTA tem a missão de promover um amplo monitoramento ambiental do estado de Santa Catarina.

Em 1977, o sistema hidrográfico da região carbonífera compreendida pelas bacias dos rios Tubarão, Urussanga e Araranguá, estava comprometido em 1/3 de sua extensão, devido ao lançamento de 300 mil metros cúbicos diários de despejos ácidos gerados pela indústria do setor carbonífero. Estes despejos, enriquecidos com a drenagem ácida de minas representavam um equivalente populacional de 9 milhões de habitantes, para uma produção final de 1.100.000 t ano/ano de carvão metalúrgico (cm) e 1.260.000 t/ano de carvão-vapor (cv), enquanto a população local era de apenas 620 mil habitantes. O volume global de água captada e utilizada pelas indústrias de mineração apresentou, no ano de 1977, um consumo equivalente a 1.400.000 habitantes. Nestas áreas, as lavras a céu aberto ultrapassam os 2.100 hectares, predominando o aspecto de destruição e esterilidade do solo (IBRAM, 2010).

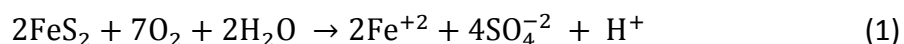
2.4.2 *Oxidação da pirita*

O processo de oxidação da pirita é complexo e dele participam diversos tipos de reações de oxi-redução, hidrólise e formação de íons complexos, através de mecanismos

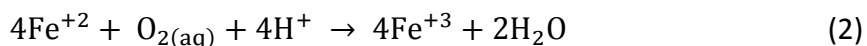
biológicos e químicos. A velocidade da reação de oxidação da pirita depende de vários fatores, entre eles, a concentração de oxigênio e ferro (ferroso e férrico), quantidade de CO₂, pH, atividade bacteriana, temperatura, área superficial do mineral sulfetado e cristalinidade do mineral (Johnson e Hallberg, 2005).

Neste tópico, serão discutidas as reações que levam a formação de DAM, incluindo as reações que geram ácidos e as reações de neutralização. Kontopoulos descreveu as reações de oxidação da pirita na presença de oxigênio e água, segundo as etapas: (Kontopoulos, 1998).

Oxidação da pirita pelo oxigênio molecular dissolvido no meio líquido:

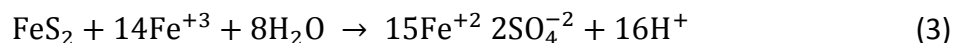


A reação (1) produz acidez e, se o potencial de oxidação for mantido, ocorrerá oxidação do Fe⁺² para Fe⁺³, consumindo parte da acidez:



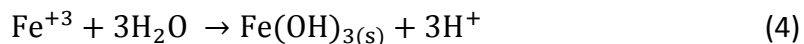
A reação (2) ocorre abioticamente em valores de pH acima de 4,5 e diminui à medida que o pH decresce. Porém, em valores de pH menores que 3,5, a velocidade desta reação somente em presença de oxigênio passa a ser muito baixa. Entretanto, a ação catalisadora de bactérias quimiolitotróficas acidófilas do gênero *Thiobacillus* pode acelerar esta reação em até 1x10⁶ vezes.

O Fe⁺³, gerado na reação (2), também oxida a pirita (FeS₂), segundo o mecanismo:



O Fe⁺² resultante da reação (3) será oxidado para Fe⁺³ pela reação (2) e estará novamente disponível para oxidar a pirita, resultando em um ciclo crescente conhecido como autocatálise. O ciclo permanece até que toda a pirita acessível aos agentes de reação tenha sido consumida.

Outra possibilidade é a de o Fe⁺³, gerado na reação (2), hidrolise e precipite na forma de hidróxido, gerando mais prótons (acidez), conforme equação (4):



O baixo pH da água aumenta a solubilização de metais. No caso da mineração de carvão, além do ferro, os lixiviados podem apresentar altos teores de alumínio, valores significativos de Mn e Zn e traços de Cu, Ni, Cr, Pb, entre outros metais (Menezes, 2009).

As grandes quantidades de ferro (tanto na forma trivalente como bivalente) e de alumínio presentes neste resíduo, relacionam a DAM a uma fonte destes metais para a produção de agentes coagulantes.

A DAM é um agente lixiviante dos minerais presentes no rejeito e isso acarreta na produção de um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico. Caso este percolado alcance corpos hídricos próximos pode contaminá-los tornando-os impróprios para o uso por um longo tempo, mesmo depois de encerradas as atividades de mineração.

2.5 Efeitos da DAM sobre o meio ambiente e a saúde humana

Quando lançados como resíduos industriais na água, no solo ou no ar, os metais pesados presentes na DAM podem ser absorvidos pelos vegetais e animais das proximidades, e provocar graves intoxicações ao longo da cadeia alimentar.

Concentrações inicialmente baixas destes metais na água, solo e plantas tornam-se muito mais elevadas à medida com que se avança na cadeia alimentar, fenômeno este que damos o nome de biomagnificação (Schneider, 2006).

Assim, a presença de metais pesados na DAM é um risco à saúde humana e ao meio ambiente, conforme a série a seguir elencada.

- Ferro (Fe)

É um elemento presente em quase todas as águas subterrâneas em teores abaixo de 0,3 mg/L. Suas fontes são minerais escuros portadores de ferro, também chamados minerais máficos: magnetita, biotita, pirita, piroxênios e anfibólios.

Dentre as consequências causadas pelo excesso deste elemento na água, temos problemas à saúde, problemas estéticos e sabor ruim que o ferro confere à água.

O ferro no estado ferroso (Fe^{+2}) forma compostos solúveis, principalmente hidróxidos. No caso da DAM, o ambiente oxidante permite a passagem do Fe^{+2} para Fe^{+3} , dando origem ao hidróxido férrico, que é insolúvel e se precipita, tingindo fortemente a água. Desta forma, águas com alto conteúdo de ferro, ao entrarem em contato com o oxigênio do ar ficam amareladas, o que lhes conferem uma aparência desagradável. A precipitação de ferro presente nas águas é a principal responsável pela perda da capacidade específica de poços profundos.

No corpo humano, o ferro atua na formação da hemoglobina (pigmento do glóbulo vermelho que transporta oxigênio dos pulmões para os tecidos). A sua carência pode causar anemia e seu excesso pode aumentar a incidência de problemas cardíacos e diabetes (Feitosa e Filho, 2009).

Apesar de o organismo humano necessitar de até 19mg de ferro por dia, os padrões de potabilidade brasileiros exigem que uma água de abastecimento público não ultrapasse os 0,3mg/L. Este limite é estabelecido em função de problemas estéticos relacionados à presença do ferro na água e do sabor indesejável que o ferro lhe confere. (Zimbres, 2000).

Organismos humanos contendo 20 a 40 g de ferro apresentam sintomas clínicos indicativos de distúrbios cardiovasculares e endócrinos, problemas hepáticos e diabetes mellitus. A exposição ocupacional via inalatória ao ferro resulta na deposição das partículas no tecido pulmonar, tendo sido reportado que níveis atmosféricos de 10 mg de Fe/m^3 estão associados a pneumoconiose.

- Alumínio (Al)

O alumínio é um metal leve, macio e resistente, de aspecto cinza prateado, abundante na crosta terrestre e que devido à sua grande reatividade química é usado

como combustível sólido para foguetes e para a produção de explosivos, indústria dos transportes, embalagens (latas) e construção civil (janelas, portas).

O alumínio é um dos principais metais presentes na DAM, sendo a combinação deste metal acima de 0,5 mg/L em efluente com pH abaixo de 5,5 pode eliminar todos os peixes e muitos macroinvertebrados presentes na drenagem atingida.

Meyer-Baron *et al.*, (2007) realizaram estudos epidemiológicos em várias partes do mundo e demonstraram uma relação entre o consumo de água contaminada com este metal e a demência, e danos cognitivos.

Zatta *et al.*, (1998) também relacionaram a toxicidade do alumínio com a doença de Alzheimer.

- Manganês (Mn)

O manganês é um metal de coloração branco cinzento, distribuído nos ambientes geológicos nas formas de óxido, hidróxido, silicatos e carbonatos.

A toxicidade do manganês ocorre basicamente em mineradores e é decorrente da exposição por inalação durante períodos prolongados. De acordo com Cecil, as manifestações, conhecidas como loucura mangânica, ficam restritas ao sistema nervoso central. A contaminação pode ocorrer por ingestão e as pessoas que consomem água com nível de manganês acima da média apresentam sintomas como rigidez muscular, tremores das mãos e fraqueza (Cecil, 2005).

- Zinco (Zn)

O zinco é um elemento pouco abundante na crosta terrestre. É utilizado na fabricação de ligas metálicas como latão e bronze, além de ser utilizado na produção de telhas e calhas. Tem fundamental importância para o corpo humano, pois dele dependem algumas atividades enzimáticas (Féris, 1998).

O zinco foi considerado um elemento não prejudicial ao homem, pois não são conhecidos efeitos adversos provocados por sua ingestão (Féris, 1998). Porém, como todos os metais pesados, uma exposição excessiva pode causar efeitos tóxicos.

Segundo Cecil (2005), uma exposição de peixes a zinco causou histopatologia do rim e epiderme, às brânquias e ao fígado.

- Cobre (Cu)

O cobre é utilizado para produção de materiais condutores de eletricidade (fios e cabos) e em ligas metálicas como o latão e o bronze.

Elevados níveis intracelulares de cobre podem ser tóxicos, incluindo alterações no mecanismo intracelular de proteínas.

A absorção de cobre é regulada pelos estoques internos. O nível normal de Cu no sangue humano é de 120 a 145 µg/L e sua excreção é predominantemente via biliar (Cecil, 2005).

Da mesma forma que o zinco, o cobre possui importante papel no organismo. Em altas doses é extremamente tóxico e mesmo não apresentando efeito cumulativo, pode causar danos ao fígado (Féris, 1998).

A exposição aguda via ingestão acidental de Cu pode levar à morte e o teor máximo deste metal em água de abastecimento público, de acordo com o padrão brasileiro para abastecimento público, é de 2mg/L.

- Arsênio (As)

Na indústria, é usado na fabricação de vidros, pigmentos, produtos têxteis, pinturas, preservação da madeira, ligas metálicas, fogos de artifício, entre outros.

O arsênio é um elemento classificado como cancerígeno, e para a máxima proteção da saúde humana à ação carcinogênica do arsênio, sua concentração nas águas ambientais deveria ser zero, com base no princípio de que não existe limiar de dose para efeitos cancerígenos. Porém, este nível zero é impossível de ser atingido, pois o arsênio é considerado um contaminante ambiental naturalmente encontrado nos solos, água e ar (Schneider, 2006).

Também pode estar presente devido atividades antrópicas, que inclui a extração mineira, a queima de carvão, o uso de pesticidas e fertilizantes agrícolas. De acordo com Cecil (2005), é alto o risco para a saúde do homem e dos seres vivos, pois em solos contaminados com arsênio é significativamente elevada a acumulação deste por parte das plantas.

- Cádmio (Cd)

Este metal é um componente de ligas, pode ser usado na fabricação de condutores elétricos e galvanoplastia. Está presente em cerâmicas, pigmentos, próteses dentárias, nas indústrias de fotografia, borracha e motores.

A transferência de cádmio ao longo de cadeias alimentares constitui uma rota importante de exposição que deve se atentar numa avaliação de risco ecotoxicológico.

A ingestão de grandes quantidades de cádmio provoca náuseas, vômitos e dor abdominal, frequentemente acompanhados de fraqueza, prostração e mialgias (Cecil, 2005).

- Chumbo (Pb)

O chumbo é um metal pesado presente no ambiente basicamente através da erosão, das atividades vulcânicas ou da ação humana.

A exposição humana por chumbo pode ocorrer via respiratória através da inalação de partículas suspensas no ar, pela ingestão de alimentos e água, sendo que não se conhece qualquer função biológica do chumbo.

Demonstrou-se que o chumbo armazena-se nos ossos e é liberado ao longo do tempo, especialmente durante a gravidez, amamentação e pós-menopausa. Nota-se seus efeitos a nível cardiovascular, renal, imuno e reprodutivo, assim como nos ossos e dentes.

Foi também identificado como possível agente cancerígeno, sendo que o sistema nervoso mostra-se muito sensível ao chumbo (White, 2007).

- Cromo (Cr)

O cromo é um metal abundante na crosta terrestre e é usado na indústria metalúrgica. Também é extensamente utilizado em indústrias de galvanização e na fabricação de corantes, esmaltes e tintas.

A exposição a este metal está associada a uma maior incidência de cânceres de pulmão e de determinados cânceres de vias respiratórias superiores.

A toxicidade não cancerígena do Cr está associada a exposições agudas acidentais ou suicidas. O maior efeito da ingestão de Cr em grandes quantidades é a atividade tóxica renal. Outro efeito tóxico é a reação alérgica dermatológica ao Cr⁺⁶.

A conhecida periculosidade do Cr⁺⁶ aos organismos vivos tem sido relacionada à sua redução a Cr⁺³, com formação de complexos com macromoléculas. O Cr⁺⁶ é mais facilmente absorvido pelas células, enquanto que o Cr⁺³ apresenta maior atividade mutagênica, sendo então mais provavelmente o elemento que se liga ao material genético (Cecil, 2005).

- Mercúrio (Hg)

O mercúrio é o único metal encontrado na forma líquida em condições normais de temperatura e pressão. É muito usado nas indústrias de equipamentos eletrônicos, fábricas de tintas, pilhas, odontologia e medicina.

O mercúrio quando lançado no meio aquático, proveniente de atividades minerais e lixiviação dos solos após o desmatamento, é considerado o principal fator para a contaminação dos ecossistemas.

Num ambiente anaeróbio, o mercúrio transforma-se em metilmercúrio por ação microbiana. Este, ao difundir-se nas fileiras de água, é absorvido pelos peixes que o acumulam nos tecidos musculares. A biometilação em sedimentos e a bioacumulação de metilmercúrio na cadeia alimentar aquática, resulta de síndromes neurológicas em adultos que se alimentam do peixe exposto ao metilmercúrio (Gilbertson e Carpenter, 2004).

O metilmercúrio é listado pelo Programa Internacional de Segurança de Agentes Químicos como um dos seis mais perigosos agentes químicos ambientais. Ele pode acumular nos peixes em muitas vezes a concentração do metilmercúrio presente na água em que vivem (bioconcentração) ou no alimento que consomem, razão pela qual este tipo de mercúrio representa até 95% do mercúrio total encontrado em tecidos de peixes.

2.6 Controle da drenagem ácida de mina

Kontopoulos (1998) dividiu os métodos para o controle de DAM em 3 categorias:

a) Métodos primários ou preventivos: consistem em evitar que ocorra a oxidação do sulfeto metálico e, conseqüentemente, evitar a geração das águas ácidas. Entre eles: remoção/isolamento dos sulfetos, exclusão do oxigênio por cobertura de água, exclusão do oxigênio por cobertura seca, aditivos alcalinos e emprego de bactericidas.

b) Métodos secundários ou de contenção: tem como objetivo controlar a migração da DAM para o meio ambiente. Entre eles: prevenção do fluxo de água, uso de paredes porosas reativas e a disposição da drenagem em estruturas de contenção como barragens.

c) Métodos terciários ou de remediação: tem a função de coletar e tratar a DAM. Estão subdivididos em sistemas ativos e passivos. Os métodos ativos são a neutralização/precipitação, a adsorção/troca iônica, a osmose inversa e a eletrodialise. Já os sistemas passivos são os filtros de calcário, os drenos anóxicos de calcário, as barreiras permeáveis reativas, os banhados construídos e os reatores de fluxo vertical.

2.6.1 *Tratamento ativo da DAM por neutralização*

O processo de tratamento ativo da DAM por neutralização/precipitação consiste em dosar um reagente alcalinizante como hidróxidos ou carbonatos, dentro de um reator, até que ocorra a precipitação dos metais dissolvidos no efluente. Com isso, obtém-se um efluente para descarte nos rios com características em conformidade com o estabelecido pela legislação federal, estadual ou municipal.

O Quadro 3 comprova que entre as alternativas de tratamento da DAM, o processo de tratamento ativo por neutralização/precipitação tem sido o preferido pelas indústrias de mineração de carvão no Brasil (Schneider 2006; Menezes, 2009).

Quadro 3 – Estações de tratamento da DAM em operação no Brasil.

Empresa	Tratamento	Vazão Tratada (m ³ /h)
Cambuí	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	50
Carbonífera Criciúma S/A Unidade UM II -Verdinho	Tratamento ativo por neutralização com soda ou cal baseado na interação com finos em suspensão e aeração mecânica promovida no processo de beneficiamento mineral seguido de sedimentação em lagoas.	1.200
Minageo Unidade Santa Augusta	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	20
Metropolitana Unidade Mina Esperança Leste	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	150
Metropolitana Área: Caixa de Embarque	Tratamento ativo por neutralização/precipitação seguido de separação sólido-líquido por flotação por ar dissolvido.	12
Metropolitana Unidade: Esperança/Fontanella	Tratamento ativo por neutralização/precipitação seguido de separação sólido-líquido por flotação por ar dissolvido.	270
Metropolitana Unidade: Ingusa	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	50
Rio Deserto Unidade: Barro Branco	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	125
Rio Deserto Unidade: Novo Horizonte	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	150
Rio Deserto Unidade: Cruz de Malta	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	150
Cooperminas	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em sedimentador de lamelas.	200
Copelmi Unidade: Capão da Roça	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacias de sedimentação.	43

Fonte: Schneider, 2006; Menezes, 2009.

Este método é possível somente em certas condições de pH, onde os metais passam do estado solúvel para a forma de hidróxidos (insolúveis), quando podem formar flocos capazes de precipitar, dando origem ao lodo. Existem diversas opções de operação, como decantadores de lamelas, unidades de flotação por ar dissolvido ou lagoas de sedimentação capazes de realizar a separação lodo/líquido. É importante analisar qual operação é a mais adequada e oferece melhor desempenho no tratamento da DAM. Na Figura 8 são apresentadas as curvas de equilíbrio para diferentes metais em função da faixa de pH.

No caso da DAM em minerações de carvão, os metais de maior interesse são o Fe⁺³, Fe⁺², Al⁺³ e Mn⁺². O Fe⁺³ precipita em valores de pH acima de 3,5 e o Fe⁺² em valores de pH acima de 8,0. O Al⁺³ precipita na faixa de pH entre 4,5 e 9,0. O Mn⁺² precipita somente em valores de pH acima de 8,5, conforme a Figura 8 (Menezes, 2009).

Neste contexto, quando se deseja remover os metais em uma única etapa, o intervalo de pH varia de 6 a 9. Para cada situação, é importante avaliar o pH de precipitação dos metais no processo, devido às múltiplas combinações de acidez e de constituintes metálicos presentes na DAM. Cada composição requer um ajuste único para obter os melhores resultados na remoção dos poluentes.

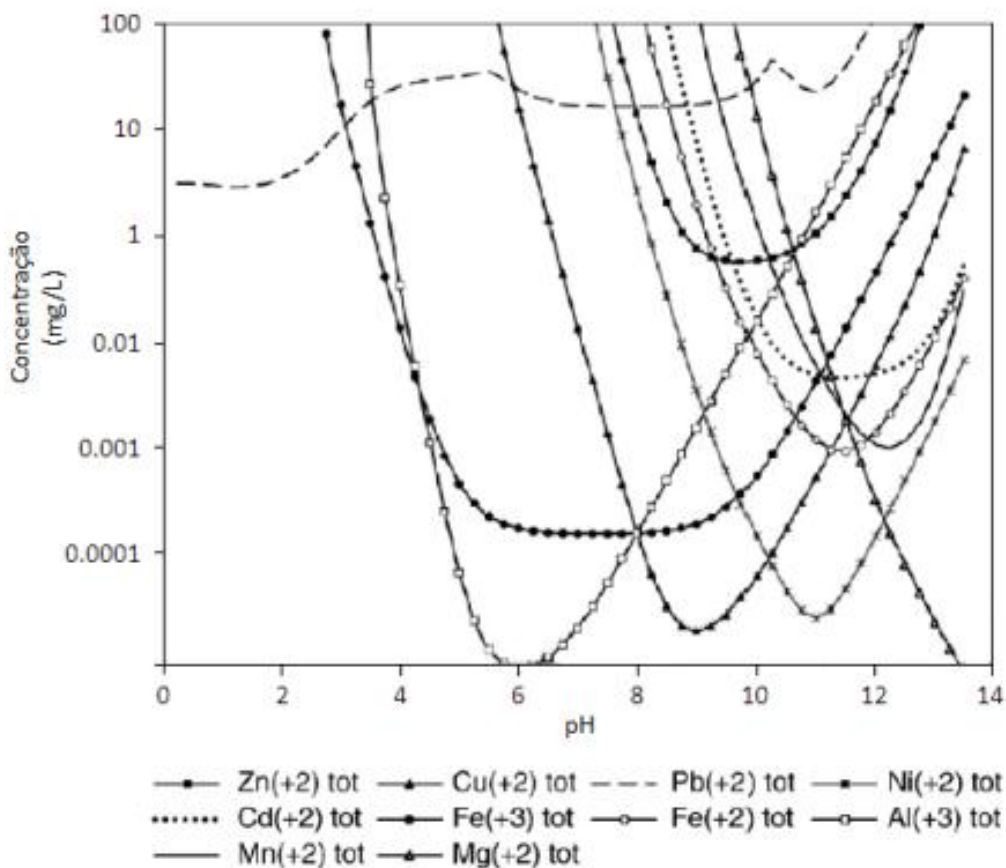


Figura 8 – Faixas de equilíbrio da solubilidade iônica (Lewis, 2010).

2.6.1.1 Reagentes empregados no tratamento ativo da DAM por neutralização

Os principais reagentes utilizados no tratamento de drenagens ácidas são: calcário, cal hidratada, cal virgem, barrilha, soda cáustica (sólida e em solução a 20 e 50%) e amônia.

Cada reagente possui características intrínsecas que o qualificam como mais ou menos eficiente para uma condição específica de tratamento do efluente. A melhor escolha entre eles depende de fatores técnicos e econômicos.

Os principais fatores técnicos incluem: acidez do efluente; vazão do efluente; espécies e concentrações dos metais presentes e qualidade desejada do efluente final.

Na Tabela 1 encontra-se o fator de conversão (obtido pela estequiometria da reação), a eficiência de neutralização (baseada em resultados experimentais) e o preço (em US\$ de 1996), para pequenas e grandes quantidades, dos principais reagentes empregados.

Tabela 1 – Principais reagentes químicos utilizados no tratamento da DAM.

Reagente	Unidade	Fórmula	Fator de conversão	Eficiência da neutralização	Preço (US\$/t ou US\$/galão)	
					Pouca quantidade	Muita quantidade
Carbonato de cálcio	t	CaCO ₃	1	30%	15	10
Hidróxido de cálcio	t	NaOH	0,74	90%	100	60
Óxido de cálcio	t	CaO	0,56	90%	240	80
Carbonato de sódio	t	Na ₂ CO ₃	1,06	60%	320	200
Hidróxido de sódio sólido	t	NaOH	0,8	100%	880	680
Hidróxido de sódio líquido 20%	galão	NaOH	784	100%	0.60	0.46
Hidróxido de sódio líquido 50%	galão	NaOH	256	100%	1.25	1.10
Amônia	t	NH ₃	0,34	100%	680	300

Adaptado de Skousen *et al.*, (1996).

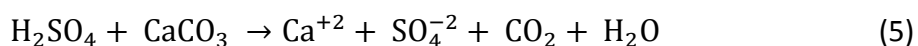
Possa e Santos (2003) estudaram o tratamento da drenagem ácida de mina por neutralização e descreveram o uso dos seguintes reagentes alcalinizantes:

a) Carbonato de cálcio (CaCO₃)

É o reagente mais barato, mais seguro e de mais fácil manuseio. Também chamado de calcário, tem sua aplicação limitada pela baixa solubilidade em meio aquoso e diminuição progressiva da reatividade, pois tende a ficar recoberto por uma camada de hidróxido férrico.

É indicado no tratamento de DAM com baixos valores de pH e de acidez (baixas concentrações de metais dissolvidos). Para favorecer a reação química, o calcário deve estar finamente cominuído e ser utilizado um dispositivo de mistura no reator. A eficiência do tratamento com calcário pulverizado depende do método de mistura, tamanho de partícula, aeração e características de sedimentação do lodo. Empiricamente, o máximo valor de pH que pode ser alcançado em meio aquoso é de 7,5.

O carbonato de cálcio reage com a drenagem ácida segundo a reação química (5):



b) Hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂)

O hidróxido de cálcio ou cal hidratada é comercializada sob a forma de pó e tende a ser hidrofóbica, o que leva a um custo adicional em energia para promover uma mistura eficiente no meio aquoso. A cal hidratada é empregada, principalmente, nas condições de grandes vazões do efluente e em efluentes com elevada acidez.

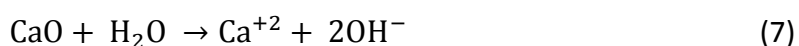
O hidróxido de cálcio reage com a drenagem ácida segundo a equação química (6):



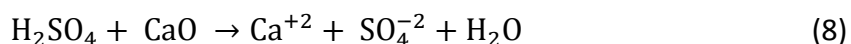
c) Óxido de cálcio (CaO)

Também conhecido como cal virgem ou cal viva, o óxido de cálcio é muito reativo e foi inicialmente empregado para tratar drenagens com elevada acidez e pequenas vazões ou com regime sazonal. Atualmente, este reagente vem sendo utilizado em sistemas de tratamento para drenagens com grandes vazões e elevada acidez, devido ao baixo custo relativo. Os custos totais são em média 75% menores do que os de sistemas que empregam soda cáustica, e de 20 a 40% do que os de sistemas com amônia.

A cal reage rapidamente com a água formando o hidróxido de cálcio, ou cal extinta, segundo a equação química (7):



A solução de hidróxido de cálcio obtida é chamada água de cal e é praticamente insolúvel em mais água. Em drenagens muito ácidas a reação (8) é favorecida:



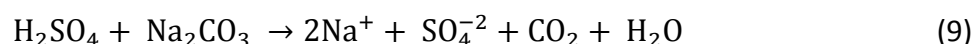
Se a concentração de sulfato for elevada (acima de 2.000 mg/L) o limite de solubilidade será excedido e ocorrerá formação de um precipitado de anidrita ou gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). O mesmo se aplica quando é utilizado calcário ou cal hidratada.

d) Carbonato de sódio (Na_2CO_3)

Mais conhecido como barrilha, o carbonato de sódio é empregado geralmente em áreas remotas, para drenagens com pequenas vazões, baixa acidez e baixas concentrações de metais dissolvidos. Seu uso está em declínio. A escolha deste reagente para o tratamento de DAM está mais baseada na facilidade de manuseio do que em sua eficiência de neutralização.

A barrilha é comercializada sob a forma de briquetes, o que facilita sua alimentação direta no sistema de tratamento por gravidade. Uma desvantagem do seu uso deve-se à facilidade com que absorve umidade, prejudicando o controle de dosagem.

O carbonato de sódio reage com a drenagem ácida segundo a equação (9):



e) Hidróxido de sódio (NaOH)

Comumente conhecido como soda cáustica, o hidróxido de sódio é largamente utilizado em drenagens com pequenas vazões e com elevada acidez. É o reagente mais empregado quando o efluente possui uma alta concentração de manganês, pois pode elevar com facilidade o valor do pH acima de 10. O hidróxido de sódio reage com a drenagem ácida segundo a equação química:



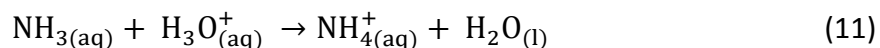
A soda cáustica é muito solúvel e dispersa-se facilmente e eleva o valor do pH rapidamente. Como ela é mais densa do que a água, pode ser aplicada na superfície do efluente, de onde sofrerá dispersão por ação da gravidade. Pode, portanto, ser utilizada em sistemas onde não haja disponibilidade de energia elétrica. As maiores desvantagens de seu uso sob a forma líquida são o custo e o risco a saúde do operador no seu manuseio.

f) Amônia (NH₃)

É um reagente que requer muito cuidado com o seu manuseio, pois à temperatura ambiente encontra-se na forma gasosa, sendo liquefeita pela pressão. É muito solúvel em água, neutralizando rapidamente a drenagem ácida. A amônia comporta-se como base forte e eleva o valor do pH facilmente em torno de 9,0.

Embora a amônia seja extremamente solúvel, seu uso requer cuidados para assegurar uma mistura eficiente com o efluente, uma vez que é menos densa do que a água.

A reação da amônia em meio ácido ocorre segundo a equação química (11):



A amônia é indicada para a remoção de manganês, mas para efluentes com altas concentrações de manganês e pouco ferro, deve-se utilizar outro reagente. A grande vantagem em utilizar amônia é o seu custo. Se o pH desejado for inferior a 9,8, a amônia custará de 50 a 30% do custo da soda cáustica. As maiores desvantagens devem-se aos cuidados no manuseio que requer operadores bem treinados, e aos impactos potenciais ao meio ambiente.

As principais desvantagens deste sistema de tratamento são: a necessidade de uma grande dose de material alcalino para elevar o pH, o que acarreta em altos custos; os íons metálicos não são recuperados e a produção de grandes quantidades de lodo, rico em hidróxidos metálicos, que devem ser dispostas de maneira adequada e precisam ser destinadas de forma segura.

O lodo contém, tipicamente, 2 a 5% de sólidos e altas concentrações de ferro e alumínio, juntamente com concentrações menores de manganês, zinco e outros metais.

Ainda deve-se salientar que o lodo resultante do tratamento físico-químico da DAM é normalmente destinado a aterramento em depósitos controlados de rejeitos nas próprias empresas de mineração de carvão ou é remetido para aterros de resíduos industriais, o que resulta em um elevado custo para as empresas produtoras deste lodo (Schneider 2006; Menezes, 2009).

Pode-se observar que poucos estudos foram conduzidos buscando uma forma de tratar a DAM e ao mesmo tempo recuperar os metais de interesse. Um dos primeiros trabalhos neste sentido foi desenvolvido por Rao *et al.*, (1992). Os autores demonstraram que é possível produzir uma solução de sulfato férrico a partir do lodo da DAM de uma mina de sulfetos polimetálicos localizada no Canadá. Em laboratório, realizaram a precipitação seletiva do ferro férrico contido na DAM em pH 3,5 utilizando hidróxido de amônio seguido da ressolubilização do hidróxido férrico com ácido sulfúrico. A solução de

sulfato férrico foi testada no tratamento de dispersões de sílica, caulinita e bentonita além de esgoto doméstico.

Ainda, Wei *et al.*, (2005) pesquisaram em escala de laboratório a recuperação seletiva de ferro e alumínio de uma drenagem ácida de minas da mineração de carvão nos EUA. O objetivo foi a obtenção de hidróxidos de ferro e alumínio com alta pureza.

3 Materiais e Métodos

O presente capítulo apresenta os materiais e métodos empregados neste trabalho para a produção do coagulante sulfato poliférrico, utilizando como matéria prima resíduos da mineração de carvão.

3.1 Materiais

A seguir serão descritas informações sobre as amostras, os equipamentos e os reagentes utilizados durante a realização deste trabalho.

Uma amostra de drenagem ácida de mina (DAM), proveniente da percolação de águas pluviais em um depósito de rejeito de mineração localizado na região carbonífera de Santa Catarina, foi coletada de forma aleatória e acondicionada em bombona de polietileno de alta densidade (PEAD). A amostra foi transportada ao laboratório onde foi armazenada a 4°C. Os sólidos e detritos nas amostras foram removidos por sedimentação e os sólidos restantes em suspensão foram removidos por filtração através de uma membrana de 0,45 µm.

Foram de grau analítico os agentes alcalinizantes utilizados na neutralização da DAM para obtenção de um lodo rico em ferro, assim como o ácido sulfúrico utilizado para produzir o coagulante poliférrico pela solubilização deste lodo resultante da neutralização da DAM.

Para o tratamento da água do Lago Guaíba, empregaram-se, para fins de comparação, os coagulantes gerados neste trabalho e os coagulantes comerciais sulfato poliférrico e sulfato de polialumínio, ilustrados na Figura 9. O coagulante comercial sulfato poliférrico foi produzido a partir da dissolução de sucata ferrosa em ácido sulfúrico e fornecido pela Empresa Sulfato Rio Grande e o coagulante comercial sulfato de polialumínio foi produzido a partir da dissolução da bauxita em ácido sulfúrico e fornecido pela Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN). O ajuste de pH foi realizado com hidróxido de sódio e ácido sulfúrico.

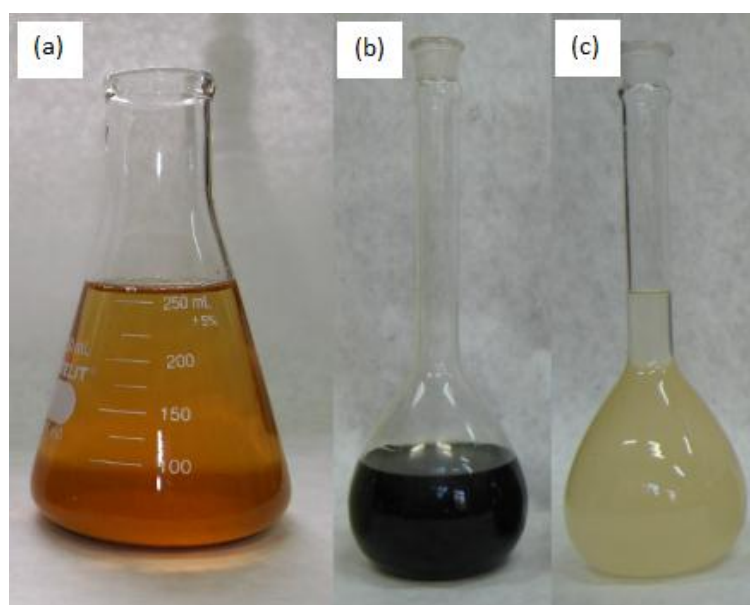


Figura 9 – (a) DAM bruta, (b) coagulante sulfato poliférrico comercial e (c) coagulante sulfato de polialumínio comercial.

Nos ensaios de tratamento de água para abastecimento público empregou-se a água bruta do Lago Guaíba. A amostra foi utilizada nos testes no mesmo dia da sua coleta.

Os equipamentos empregados para realização deste trabalho estão listados no quadro 4.

Quadro 4 – Equipamentos utilizados na realização do trabalho

Equipamento Marca Modelo	Marca	Modelo
pH-metro	Digimed	DMPH-2
Espectrômetro - ICP	Perkin Elmer	Optima 2100 DV
Chapa de aquecimento	Jung	400
Agitador magnético	Tecnal	E085
Aparelho "Jar-test"	Policontrol	Floc Control II
Oxímetro	Instruterm	MO 900
Condutivímetro	Analion	C 702
Forno-Mufla	Quimis	-
Banho Maria	Quimis	-
Turbidímetro	Servilab	TB 1000

3.2 Métodos

Os métodos utilizados nas diferentes etapas da realização deste trabalho incluem: a produção do coagulante sulfato poliférrico a partir do lodo gerado por precipitação seletiva da DAM, a caracterização deste coagulante, testes de tratamento em água de abastecimento público e análises físicas e químicas realizadas nas amostras de DAM, coagulante e água de abastecimento.

3.2.1 Produção de sulfato poliférrico por precipitação seletiva da DAM

Na amostra de drenagem ácida de mina (DAM), armazenada na bombona de polietileno de alta densidade (PEAD) foram feitas as análises químicas de pH e concentração de Fe (total, Fe⁺² e Fe⁺³), Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Mg, Mn, Pb, Zn e SO₄⁻². A seguir, a amostra foi aerada durante 24 horas, em pH entre 2,5 - 3,0 para conversão de todo o Fe⁺² para Fe⁺³ (Menezes *et al.*, 2009).

A precipitação seletiva foi realizada em pH 3,8, escolha baseada em dados da literatura (Wei *et al.*, 2005) e de uma curva de titulação (NaOH 4 M x pH) efetuada na drenagem ácida de minas, mostrada na Figura 10 (a), construída conforme procedimento descrito por Jenke e Diebold (1983). Assim, em 2 L de amostra, o pH da DAM foi ajustado para 3,8±0,1 com a adição de uma solução de 4 M de NaOH para a precipitação do ferro férrico como hidróxido e óxido férrico (lodo). O precipitado foi centrifugado a 3.000 rpm por 5 minutos e o sobrenadante descartado. O precipitado foi lavado com água destilada em pH 3,8+/-0,1, resuspenso e centrifugado novamente; esse ciclo foi repetido 3 vezes com o objetivo de eliminar o efeito de arraste de contaminantes na água presente no lodo férrico. A Figura 10 exhibe a curva de titulação com NaOH e o lodo férrico obtido com a adição deste reagente.

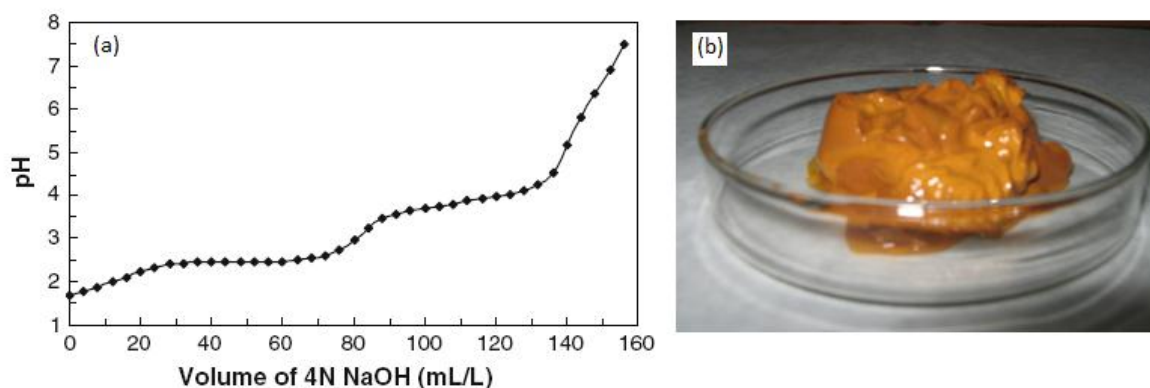
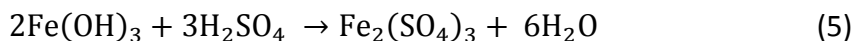


Figura 10 – (a) Curva de titulação da DAM com NaOH (Menezes *et al.*, 2009) e (b) lodo obtido obtido por precipitação seletiva da DAM com NaOH.

O precipitado final foi dissolvido em ácido sulfúrico previamente aquecido a temperatura de 90°C. Ficou reagindo sob estas condições por um período de uma hora até a clarificação da solução devido à dissolução do lodo férrico pelo ácido sulfúrico de acordo com a reação:



A solução clara obtida foi utilizada como o produto químico coagulante (SPF-PS/DAM). O coagulante gerado (SPF-PS/DAM) foi armazenado em frasco plástico e guardado em temperatura ambiente para os ensaios de tratamento de água. O SPF-PS/DAM, e o SPF comercial e SPA foram analisados em termos dos metais dissolvidos (Fe, Al, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, e As), pH e sulfato. As análises de metal foram realizadas por espectrometria usando um espectrômetro Perkin Elmer Optima 2100.

3.2.2 Tratamento da água por coagulação

Os estudos que envolvem o tratamento de água foram realizados com água bruta do Lago Guaíba (Porto Alegre, RS, Brasil) usando um aparelho de ensaio convencional "Jar Test", e o aparato ilustrado na Figura 11. O procedimento de coagulação foi realizado usando uma amostra de 1000 mL de água. Os coagulantes SPF-PS/DAM, SPF, e SPA foram adicionados na mesma concentração molar de 0,4 mM (Fe + Al). O pH foi ajustado, sob agitação, até o valor de 7,0 e a suspensão foi agitada à 100 rpm durante 5 min, seguido de uma agitação lenta, a uma velocidade de 20 rpm durante 3 min. Subsequentemente, a agitação foi interrompida e as amostras foram deixadas sem perturbações, sem qualquer agitação por um período de 10 min para permitir a sedimentação dos sólidos. O lodo gerado foi filtrado usando um papel de filtro quantitativo, secou-se, e pesado. A água tratada foi analisada para: pH, teor de sólidos suspensos, turbidez, cor, condutividade, metais (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, e As), sulfato e dureza. Todas as análises foram realizadas em triplicata e seguiram os procedimentos descritos no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (Eaton *et al.* 2005).

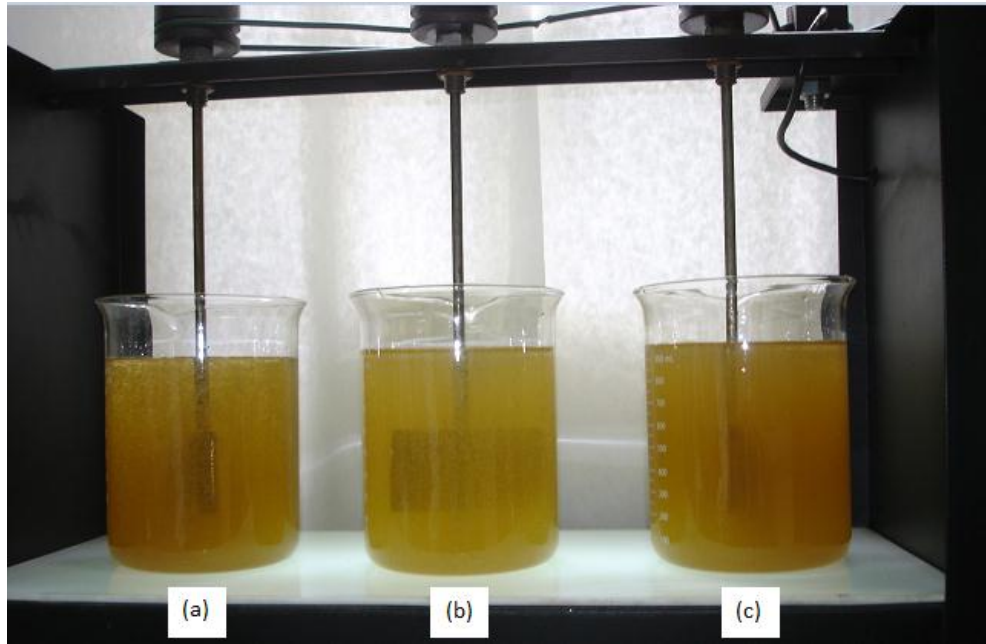


Figura 11 – "Jar Test" usado para tratar a água do Lado Guaíba com os coagulantes (a) SPF-PS/DAM, (b) SPA (c) SPF.

4 Resultados

As características gerais da DAM são apresentadas na Tabela 2, onde todos os parâmetros estão expressos em mg/L, exceto o pH da DAM que foi de 2,3. A concentração de metais presentes era elevada e os principais íons metálicos encontrados na DAM bruta foram Fe (70% como Fe⁺² e 30% como Fe⁺³) e Al; outros metais, tais como Mn, Zn, Ca e Mg, estavam presentes na DAM em concentrações significativamente mais baixas.

Tabela 2 – Caracterização da DAM bruta.

Parâmetro	Concentração na DAM bruta (mg/L)	Padrão brasileiro para descarte de efluentes (CONAMA 357/2005)(mg/L)
pH	2,3	5-9
Fe	5.900	15,0
Al	2.000	-
Mn	129	1,0
Zn	65	5,0
Ca	11,8	-
Mg	8,4	-
Cu	0,07	1,0
Cr	0,24	0,5
Cd	0,06	0,2
As	<0,02	0,5
Pb	<0,03	0,5
SO ₄ ⁻²	9.120	-

A disposição da DAM nos corpos hídricos é regida pelos limites de emissão determinados pelas deliberações normativas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) juntamente com as resoluções instituídas pelos conselhos estaduais. A resolução 357 de 2005 (CONAMA) estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito nacional. O enquadramento das características da DAM bruta nos padrões determinados por essa resolução não atende aos padrões brasileiros para a descarga de águas residuais.

A Tabela 3 apresenta as características do coagulante produzido a partir do precipitado de metal obtido a pH 3,8 (SPF-PS/DAM) e a Figura 12 o exibe. Todos os parâmetros encontram-se em mg/L, exceto pH e densidade. O coagulante férrico é composto de sulfato férrico (90,5%), sulfato de alumínio (9,5%) e baixas concentrações de Mn, Zn, Ca, Mg. As concentrações de contaminantes indesejáveis no SPF-PS/DAM podem ser consideradas baixas. Comparativamente, a amostra de coagulante sulfato poliférrico comercial fornecida para este trabalho (SPF), produzida a partir de sucata metálica, apresentou concentrações maiores de metais indesejáveis do que o coagulante produzido neste trabalho, notadamente Pb, Cr e Mn. Por sua vez, o SPF-PS/DAM apresentou uma maior concentração de Zn do que o SPF comercial. O coagulante comercial sulfato de polialumínio (SPA), produzido a partir do mineral bauxita, apresentou pouca contaminação por metais indesejados.

Tabela 3 – Caracterização do coagulante sulfato poliférrico produzido por precipitação seletiva da DAM (SPF-PS/DAM), do sulfato poliférrico coagulante produzido a partir de sucatas de ferro (SPF), e do convencional sulfato de polialumínio (SPA).

Parâmetro	SPF-PS/DAM (mg/L)	SPF comercial (mg/L)	SPA comercial (mg/L)
pH	1,7	1,8	2,4
Fe	124.000	115.000	112,5
Al	13.000	4.419	47.662
Mn	19,0	1.585	1,3
Zn	65,0	22,4	3,8
Ca	4,7	56,8	8,4
Mg	43,7	160,6	0,38
Cu	<0,004	11,5	<0,004
Cr	<0,004	305,0	12,0
Cd	<0,005	<0,005	<0,005
As	<0,03	<0,03	<0,03
Pb	<0,02	15,2	7,5
SO ₄ ⁻²	117.500	130.800	53.000
Densidade (g/cm ³)	1,50	1,41	1,23

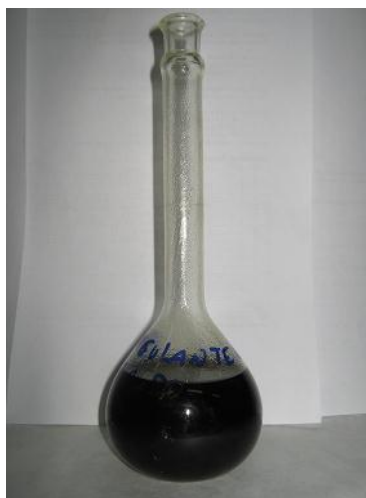


Figura 12 – Coagulante poliférrico produzido por precipitação da DAM.

Comparado com a DAM bruta, a proporção de Fe/Al aumentou de 2,9 a 9,5, o Fe/Mn aumentou de 45,7 para 6.530, e a Fe/Zn aumentou de 90,8 para 27.000, demonstrando que o processo de precipitação em pH 3,8 foi parcialmente seletivo para o alumínio e muito seletivo para os demais metais. A recuperação de ferro e alumínio no processo de precipitação seletiva foi cerca de 90% e 28%, respectivamente.

Outro aspecto a ser mencionado é que a relação Fe/SO₄⁻² encontrada no SPF-PS/DAM está em 1,81 e, portanto, é superior à estequiométrica para o sal Fe₂(SO₄)₃, que é de 0,67. Isso caracteriza o coagulante produzido como sulfato poliférrico (SPF) (Jiang e Grahon, 2003).

A Tabela 4 apresenta os resultados obtidos nos testes de tratamento da água do Lago Guaíba e a Figura 13 apresenta o aspecto visual do tratamento com os três coagulantes. Todos os coagulantes comparados foram igualmente eficazes em termos de resíduos sólidos em suspensão, turbidez e cor. As quantidades residuais de metais pesados na água tratada foram muito baixas com todos os coagulantes usados, mesmo para o SPF produzido a partir de sucata de ferro, que mostrou um ligeiro aumento para os metais Zn e Cu. A água do Lago Guaíba tratada com todos os coagulantes atendeu aos padrões brasileiros de potabilidade de água.

Tabela 4 – Caracterização da água bruta e da água tratada com os coagulantes SPF-PS/DAM, SPF e SPA comerciais.

Parâmetro	Água Bruta	Água tratada com SPF-PS/DAM	Água tratada com SPF comercial	Água tratada com SPA comercial	Padrão brasileiro para água potável
pH	6,8	7	7	7	-
Sólidos Suspensos ^a	23	0,0	0,0	0,0	-
Turbidez ^b	81,3	0,4	0,5	0,3	5,0
Cor ^c	44,0	1,0	2,0	2,0	15,0
Condutividade ^d	0,13	1,01	0,59	0,97	-
Dureza ^e	22	127	134	86	500
Fe ^a	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,3
Al ^a	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	0,2
Mn ^a	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,1
Zn ^a	0,04	<0,02	0,06	0,11	5,0
Cu ^a	<0,004	<0,004	0,02	<0,004	2,0
Cr ^a	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	0,05
Cd ^a	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,005
As ^a	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01
Pb ^a	0,06	<0,02	<0,02	<0,02	0,01
SO ₄ ^{-2a}	7,8	88,7	82,9	60,2	250

^amg/L, ^bNTU, ^cHazen, ^dmS/cm @25°C, ^emg/L de CaCO₃

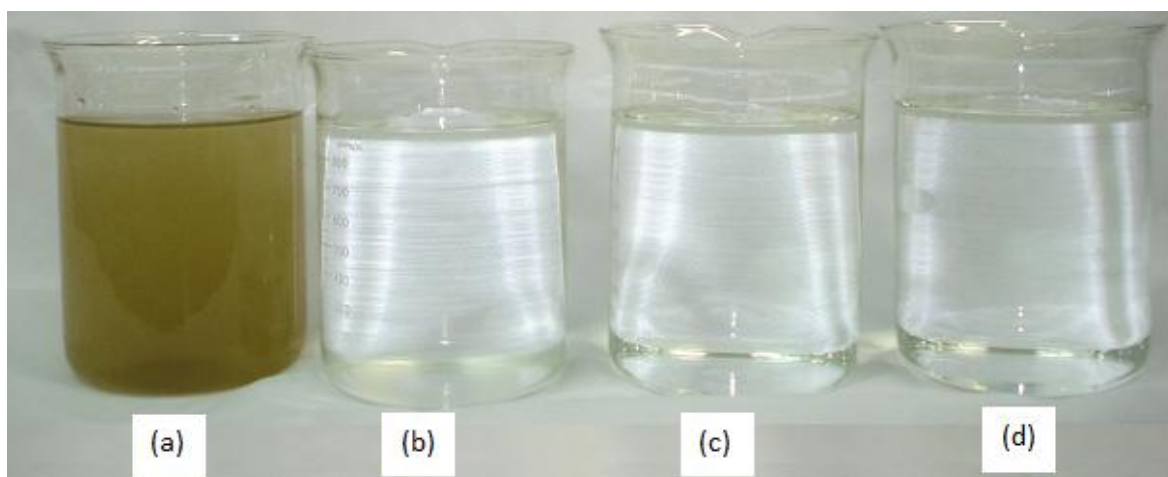


Figura 13 - Fotografia da (a) água bruta e águas tratadas com os coagulantes (b) sulfato de alumínio comercial, (c) sulfato férrico comercial e (d) SPF-PS/DAM.

Um estudo prévio de Wei *et al.*, (2005) que envolveu a precipitação seletiva da DAM, relatou uma recuperação de 98,6% de ferro e 2,8% para o alumínio, em pH 3,5 e uma recuperação de 99,6% para o ferro e 11,2% para o alumínio em pH 4,0. Uma possível explicação para a seletividade superior conseguida, pode ser a menor concentração de metais em sua DAM, cerca de 162 mg/L Fe e 80,8 mg/L de Al, enquanto no presente trabalho, as concentrações foram 5.900 mg/L de Fe e 2.000 mg/L de Al. No entanto, a presença do de alumínio no precipitado deste trabalho não é necessariamente uma desvantagem. O coagulante ferro-aluminoso provou ser eficaz, atingindo concentrações residuais de metais inferiores a do SPF, SF e SA (Jiang e Graham, 2003).

O SPF-PS/DAM, com uma concentração de ferro de 12,4%, concorda com o SPF comercial, com 12% de ferro. Os resultados do tratamento da água foram iguais ou melhores do que os obtidos com SPF e SPA. A Tabela 5 apresenta a quantidade de DAM, produtos químicos (NaOH e H₂SO₄), e água necessários para produzir o coagulante. Usando estas matérias-primas, o custo para produzir o SPF-PS/DAM em uma estação de tratamento de DAM não deve ultrapassar R\$400/m³ (ou cerca de US\$200). Enquanto um SPF convencional é comumente vendido a um preço de R\$800-900/m³ (ou US\$ 400-450).

Considerando-se a DAM utilizada neste experimento e um fluxo diário de 1.200 m³/dia, seria possível produzir 51,4 m³ de SPF-PS/DAM, suficiente para tratar a água para uma população de cerca de 850.000 habitantes (Menezes *et al.*, 2009).

Tabela 5 – Materiais para a produção do SPF-PS/DAM.

Matéria-prima	Quantidade
DAM (m ³ /m ³ coagulante)	23,2
NaOH (kg/m ³ coagulante)	354
Água (lavagem do precipitado) (m ³ /m ³ coagulante)	14
H ₂ SO ₄ (L/m ³ coagulante)	70

Adaptado de (Menezes *et al.*, 2009).

As vantagens ambientais do presente processo estão relacionadas à valorização do rejeito resultante da neutralização da DAM. Com os dados obtidos neste trabalho, a redução do volume de lodo a ser descartado é de 70%. Outro aspecto que poderia ser investigado é a produção do lodo misto de ferro e alumínio por precipitação. Estudos da literatura indicam que coagulantes mistos de ferro e alumínio apresentaram resultados até melhores do que os coagulantes exclusivos de ferro ou exclusivos de alumínio, proporcionando concentrações menores destes metais na água tratada (Jiang e Graham, 2003).

5 Conclusões

Os resultados obtidos permitem estabelecer as seguintes conclusões:

1. Os coagulantes testados demonstraram eficiência adequada ao tratamento da água de abastecimento;
2. O coagulante poliférrico comercial apresentou maior concentração dos contaminantes chumbo, cobre, cromo e manganês em relação ao coagulante produzido com a DAM. Este fato pode estar relacionado à fonte ferro que, sendo sucata, apresenta estes contaminantes em sua composição;
3. O lodo oriundo do tratamento da drenagem ácida de mina, se devidamente tratado e purificado pode se constituir em uma alternativa viável de fornecimento de ferro para a produção de coagulantes férricos destinados ao tratamento físico-químico de águas;
4. O coagulante produzido utilizando o lodo purificado do tratamento da drenagem ácida de mina apresentou um desempenho semelhante aos coagulantes comerciais no tratamento de uma amostra de água de abastecimento da região de Porto Alegre-RS-Brasil;
5. O uso do lodo na produção de coagulantes encontra-se de acordo com as necessidades da atualidade de produção mais limpa, valorizando também os resíduos da mineração de carvão como fontes de matérias-primas.

6 Referências

ABCM – Associação Brasileira do Carvão Mineral. Disponível em: <<http://www.carvaomineral.com.br/abcm/conteudo.asp?d1=38&d2=&d3=7>>. Acesso em 20 de abril de 2012.

ACP – Portal da Ação Civil Pública do Carvão. Disponível em: <https://www.jfsc.jus.br/acpdocarvao/conteudo/levantamento_minas/mineracao_acp.htm#0>. Acesso em 14 de abril de 2012.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica: Atlas da energia elétrica no Brasil. 2ª Ed. Brasília: 2005. 243p.

BECARIA, A. et al. Aluminum and copper in drinking water enhance inflammatory or oxidative events specifically in the brain. *Journal of Neuroimmunology*, v. 176, n. 1–2, p. 16-23, 2006.

CECIL D., GOLDMAN, L., AUSIELLO - Tratado de Medicina Interna. 22.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2005.

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral. Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/publicacao/CTs/CT2004-154-00.pdf>>. Acesso em 04 de maio de 2012.

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/coluna/carvaomineral0.html>>. Acesso em 20 de abril de 2012.

CREA-RS – Conselho Regional de Engenharia e Agronomia do Rio Grande do Sul. Disponível em: < <http://www.crea-rs.org.br/crea2/site/arquivo/revistas/ed63.pdf>>. Acesso em 12 de abril de 2012.

DNPM – Departamento Nacional da Produção Mineral. Balanço Mineral Brasileiro: Carvão Mineral, 2001. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/balancomineral2001/carvao.pdf>> Acesso em 10 de Abril de 2012.

EATON, AD Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE (eds) (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st edn. American Public Health Assoc, Washington DC, p1368.

FÉRIS, L A. Remoção de íons Cu, Zn e Ni por sroção-flotação de um rejeito do beneficiamento do carvão – processo FPS. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola de Engenharia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais – PPGEM. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. Hidrogeologia - Conceitos e Aplicações. 2000. 391.

GILBERTSON M, CARPENTER D. O. An ecosystem approach to the health effects of mercury in the great lakes basin ecosystem. *Environmental Research*. 2004, 95: 240-246.

IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração. Disponível em: <www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00001074.pdf>. Acesso em 8 de Abril de 2012.

IEA – International Energy Agency. *World Energy Outlook 2007*. Disponível em: <http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2007/weo_2007.pdf>. Acesso em 2 de abril de 2012.

JENKE, D. R.; DIEBOLD, F. E. RECOVERY OF VALUABLE METALS FROM ACID-MINE DRAINAGE BY SELECTIVE TITRATION. *Water Research*, v. 17, n. 11, p. 1585-1590, 1983.

JIANG, J. Q.; GRAHAM, N. J. D. Development of optimal poly-alumino-iron sulphate coagulant. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, v. 129, n. 8, p. 699-708, Aug 2003.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of The Total Environment*, v. 338, n. 1–2, p. 3-14, 2005. ISSN 0048-9697.

KONTOPOULOS, A. Acid mine drainage control. In: *Effluent Treatment in the Mining Industry*. Castro, S.H.; Vergara, F.; Sánchez, M.A.; (Eds.). University of Concepción, 1998.

LEWIS, A. E. Review of metal sulphide precipitation. *Hydrometallurgy*, v. 104, n. 2, p. 222-234, 2010.

Mark Steinmetz. Foto disponível em: <http://marksteinmetz.photoshelter.com/image/I0000_ahTPd5C5JE>. Acesso em 21 de maio de 2012.

MENEZES, J. C. S. S. *Produção de Coagulantes férricos na mineração de carvão*. 2009. Escola de Engenharia - Programa de Pós Graduação de Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MENEZES, J. C. S. S. et al. Production of a Poly-ferric Sulphate Chemical Coagulant by Selective Precipitation of Iron from Acidic Coal Mine Drainage. *Mine Water and the Environment*, v. 28, n. 4, p. 311-314, 2009. ISSN 1025-9112.

MEYER-BARON, M. et al. Occupational aluminum exposure: Evidence in support of its neurobehavioral impact. *Neurotoxicology*, v. 28, n. 6, p. 1068-1078, Nov 2007. ISSN 0161-813X.

MONTEIRO, K.V. (Coordenadora Geral). *Carvão: O Combustível de Ontem geral*. Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra Brasil, 2004.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da Saúde*, v. 4, n. 1, p. 83-100, 2008. ISSN 1981-9730.

NORDSTROM, D. K. et al. Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science & Technology*, v. 34, n. 2, p. 254-258, Jan 2000.

PEPPAS, A.; KOMNITSAS, K.; HALIKIA, I. Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, v. 13, n. 5, p. 563-574, May 2000. ISSN 0892-6875.

POSSA, M.; DOS SANTOS, M. Tratamento de drenagem ácida de mina por processo de neutralização controlada. Rio de Janeiro, 2003. Florianópolis, v. 1, p. 233-252, 2003.

RAO, S. R. et al. Acid mine drainage as a coagulant. *Minerals Engineering*, v. 5, n. 9, p. 1011-1020, 1992. ISSN 0892-6875. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/089268759290128V>>.

SCHNEIDER, C.H. Caracterização do impacto ambiental ambiental e tratamento da drenagem ácida de minas com resíduos alcalinos na mineração de carvão de Santa Catarina: mina UM II Verdinho, Criciúma. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia-PPGEM/UFRGS. Porto Alegre, 2006.

SIECESC – Sindicato das Indústrias de Extração de Carvão de Santa Catarina. Comunicação Eletrônica via e-mail, 2009.

SILVA, R. A. Recuperação hidrometalúrgica de metais da drenagem ácida de minas por precipitação seletiva. 2010.

SKOUSEN, J.; HILTON, T.; FAULKNER, B. Overview of acid mine drainage treatment with chemicals. *Green Lands*, v. 26, n. 4, p. 36-45, 1996.

WEI, X. C.; VIADERO, R. C.; BUZBY, K. M. Recovery of iron and aluminum from acid mine drainage by selective precipitation. *Environmental Engineering Science*, v. 22, n. 6, p. 745-755, Nov-Dec 2005.

WHITE, L. D, Cory-Slechta D. A, Gilbert M. E, Tiffany-Castiglioni E, Zawia N. H, Virgolini M, Rossi-George A, Lasley S. M, Qian Y. C, Basha M. R. New and evolving concepts in the neurotoxicology of lead. *Toxicology ad applied pharmacology*. 2007, 225: 1-27.

ZATTA, P. F.; CERVELLIN, D.; ZAMBENEDETTI, P. Effects of the aluminium speciation on the morphology of rabbit erythrocytes: a toxicological model. *Toxicology in Vitro*, v. 12, n. 3, p. 287-293, Jun 1998.

ZIMBRES, Eurico. UERJ, 2000. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pro.br/agua/guia/aguasubterranea.htm>>. Acesso em 25 de maio de 2012.