

# EMPREGO DE COBERTURAS SECAS NO CONTROLE DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA – ESTUDOS EM CAMPO

## USE OF DRY COVER SYSTEMS TO CONTROL ACID MINE DRAINAGE – FIELD STUDIES

*SÉRGIO LUCIANO GALATTO*

Engenheiro Ambiental. Mestre em Ciências Ambientais pelo Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Pesquisador do Instituto de Pesquisas Ambientais (IPAT) da UNESC

*ROSANA PEPORINE LOPES*

Geóloga. Doutora em Ciências – área de concentração Mineralogia e Petrologia – pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (USP)

*ÁLVARO JOSÉ BACK*

Agrônomo. Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiente pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Pesquisador da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. (EPAGRI). Professor/pesquisador do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da UNESC

*DAIANE ZANETTE BIF*

Engenharia Ambiental. Bolsista do programa de iniciação científica PIC/UNESC

*EDER LUIZ SANTO*

Geólogo. Msc. em Engenharia Mineral pela Escola Politécnica (POLI) da USP. Coordenador de Meio Ambiente da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) do Grupo Votorantim

Recebido: 10/08/06 Aceito: 02/05/07

### RESUMO

No sul catarinense, cristais de pirita associados a rejeitos de beneficiamento de carvão mineral, quando alterados, desencadeiam o processo conhecido como drenagem ácida de mina (DAM). Este trabalho objetivou avaliar a eficiência de três sistemas de coberturas secas sobre estes rejeitos, como uma opção para o controle da DAM. Agentes neutralizantes da DAM como a cinza pesada e o calcário foram misturados com os rejeitos ou dispostos acima destes. Para reduzir a infiltração de água e difusão de oxigênio no meio, foi empregada uma camada de 50 cm de solo silte-argiloso compactado. Os experimentos foram monitorados por um ano, sendo analisados nos lixiviados alguns parâmetros indicadores da DAM, além da presença de bactérias ferro-oxidantes e sulfato-redutoras. Os resultados obtidos indicaram uma boa eficiência na prevenção da DAM de dois dos três sistemas de coberturas pesquisados.

**PALAVRAS-CHAVE:** Drenagem ácida de mina, carvão, pirita e cinza pesada

### ABSTRACT

*In the southern of the Santa Catarina state, the weathering and oxidation of pyrite-containing coal has been the major agent of Acid Mine Drainage (AMD) production. The purpose of this study was to verify the efficiency of three different cover systems to inhibit AMD. Experiments were built in field lysimeters with alkaline agents - bottom ash and limestone - placed over or mixed with fresh coal waste. To reduce the water infiltration rates and oxygen diffusion 50 cm of compact mud soil layer was put over waste. The top cover was constituted by 10 cm of the same soil, mixed with bottom ash. During one year, these experiments have been monitored through chemical (pH, Eh, Fe<sup>2+</sup>, Fe total, Al, Ca, Mg, Zn, Pb and Mn) and microbiological (Thiobacillus ferrooxidans presence) composition of effluents. The results indicated that two of three cover systems employed were efficient on AMD prevention.*

**KEYWORDS:** Acid mine drainage, waste coal, pyrite, and bottom ash

### INTRODUÇÃO

Na bacia Carbonífera Catarinense, localizada no sul do estado de Santa Catarina, são encontradas cerca de 5.000 ha de áreas degradadas pela

atividade de mineração de carvão estando 2/3 dos cursos d'água da região comprometidos pela Drenagem Ácida de Mina - DAM (Alexandre e Krebs, 1995; IPAT-UNESC, 2000, 2001, 2002 e 2003).

A DAM é inicialmente desencadeada pela oxidação de minerais do grupo dos sulfetos, como a pirita (FeS<sub>2</sub>), pelo oxigênio atmosférico (Singer e Stumm, 1970). Com o avanço do processo, em meio ácido, os microorganismos

presentes, mais precisamente bactérias da espécie *Thiobacillus ferrooxidans* atuam como agentes catalisadores das reações, oxidando o ferro ferroso proveniente da pirita (Mello e Abrahão, 1998; Kontopoulos, 1998). Devido às altas concentrações de  $Fe^{3+}$  em solução, mesmo em ambientes redutores, desprovidos de oxigênio, o processo não cessa, mas ao contrário, acarreta em acréscimo de acidez, uma vez que o ferro passa a ser o agente oxidante da reação (Singer e Stumm, 1970; Lopes et al, 2004).

Nas pilhas desnudas de estéreis e rejeitos de carvão mineral a incidência dos fatores climáticos contribui para a alteração dos sulfetos de ferro, acarretando a lixiviação de variados elementos químicos ou compostos presentes no meio e, conseqüentemente, na geração da DAM. Nestes ambientes, a DAM é caracterizada por apresentar baixo pH, elevada acidez e por conter elevadas concentrações de Fe, Al, Mn e sulfatos (Alexandre e Krebs, 1995; IPAT-UNESC, 2001; Shinobe e Sracek, 1997).

Pode-se afirmar que a DAM é o resultado de uma série complexa de reações químicas envolvendo: a) geração de ácido sulfúrico em função da oxidação de sulfetos, cuja taxa pode ser acelerada pela ação de microorganismos; b) consumo do ácido pelos componentes alcalinos, resultando na precipitação de óxi-hidróxidos metálicos (Kontopoulos, 1998).

Diversas técnicas são sugeridas na literatura para tratamento de efluentes de DAM. A escolha do processo de tratamento de águas ácidas deve ser economicamente viável, simples e eficiente, considerando que seu custo é sempre tido como extra na produção (IPAT-UNESC, 2000 e 2001). Atenção especial deve ser dada a estudos voltados à minimização e prevenção de sua ocorrência.

Dentre os estudos que seguem esta linha de pesquisa, ou seja, procurar prevenir a ação da DAM, merece destaque o trabalho de Ritcey (1989). O autor considera que a minimização da quantidade de oxigênio em contato com a superfície dos sulfetos, bem como a restrição da penetração de água nas pilhas de rejeito e estéreis que se encontram expostas ao intemperismo seriam os pontos-chaves para evitar o desencadeamento da DAM.

Dentro deste contexto, cada vez mais está sendo adotado o uso de

sistemas de coberturas secas (SCS) no controle dos processos de geração de DAM (O'Kane et al, 2002).

Para alcançar o sucesso em projetos de reabilitação ambiental é fundamental que se conheça detalhadamente dois aspectos específicos entre vários outros: o comportamento dos materiais poluentes e a eficiência dos sistemas de cobertura propostos. O sistema deve ter a capacidade de minimizar a infiltração de água para o interior dos rejeitos - barreira hidráulica - e a difusão de oxigênio - barreira de difusão de oxigênio - além de, em alguns casos, funcionar como neutralizante da acidez dos rejeitos - barreira reativa (Borma e Souza, 2002).

A avaliação da eficiência dos sistemas de coberturas secas para prevenção da DAM passa necessariamente por estudos experimentais, quer seja em laboratório, quer seja em campo. Na literatura muitas vezes são mencionados experimentos dessa natureza em lisímetros (Mello e Abrahão, 1998; Pinto e Nepomuceno, 1998; Ritcey, 1989).

O lisímetro tem formato de caixa, cano, cilindro ou tanque capaz de conter pequenos ou grandes volumes de amostras, os quais podem ser submetidos a ensaios específicos (Pinto e Nepomuceno, 1998; Ayres et al, 2003). Ritcey (1989), define lisímetro como uma estrutura contendo uma massa de material sólido projetado para posteriores análises de lixiviados, ou seja, das soluções que percolam pelo corpo do material. Autores como Hornberger e Brady (1998) preferem empregar o termo testes cinéticos, para estes tipos de experimentos, uma vez que envolvem variações ao longo do tempo do material ensaiado.

Em Santa Catarina, estudos pioneiros em laboratório, desenvolvidos em lisímetros, como os de Mendes (2003), Lopes et al (2005) e Bif et al (2006), avaliaram o real desempenho do emprego de diferentes sistemas de coberturas secas na prevenção ou minimização da DAM. Em todos os trabalhos foram utilizados rejeitos de carvão mineral inalterados ou pouco alterados. Os resultados destes experimentos foram comparados com os de experimentos com rejeitos de carvão sem cobertura, expostos diretamente às condições atmosféricas, visando o entendimento do desencadeamento da DAM.

Lopes et al (2005) e Bif et al (2006), a partir do monitoramento

em laboratório de três experimentos – um com rejeito de carvão mineral sem cobertura e os outros dois com rejeitos cobertos por sistemas distintos de coberturas secas - concluíram que o emprego de uma camada de solo argiloso compactado, com 20 cm de espessura, disposta sobre os rejeitos piríticos, não é capaz de inibir a oxidação dos sulfetos e, portanto, evitar a DAM, particularmente se não houver adição de agentes alcalinos.

Em vista do exposto, o presente trabalho buscou avaliar durante um ano a efetividade de três sistemas de coberturas secas, aplicadas sobre rejeito de carvão mineral inalterado ou pouco alterado, como forma de minimizar ou evitar o desencadeamento da DAM. Para tanto, foram realizados experimentos em três lisímetros de campo. Ressalta-se que os resultados aqui apresentados são parte integrante de uma dissertação de mestrado que contou com o fomento da Fundação de Apoio a Pesquisa Científica e Tecnológica do Estado de Santa Catarina (FAPESC).

## METODOLOGIA

Os três experimentos foram montados em caixas de água de fibra com capacidade para 1000 L, com uma saída de água a 10 cm da base, onde foi acoplada uma torneira de pvc de 3/8 polegadas para coleta dos efluentes. As caixas foram instaladas em campo (Figura 1), nas proximidades do Laboratório de Geoquímica Ambiental do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), sendo expostas às condições intempéricas, principalmente alteração do material pela água da chuva e incidência solar.

As amostras utilizadas nos experimentos foram: i. Material poluente: rejeito de carvão mineral com partículas entre 0,1 e 7,5 cm, rico em pirita pouco alterada, coletado na Usina de Beneficiamento de carvão da Carbonífera Metropolitana S/A, em Treviso/SC; ii. Cobertura seca: substrato silte-argiloso coletado em afloramento próximo às dependências do IPAT, turfa doada pela Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) usualmente empregada em projetos de reabilitação ambiental na região e reagentes alcalinos - cinza pesada resultante da queima de carvão mineral a partir da combustão em leito fluidiza-

do (FBC), obtida na Unidade Eldorado, pertencente ao grupo Cocrisa, Criciúma/SC e calcário PRNT 70%.

Na Tabela 1 são apresentados, de forma resumida, os sistemas empregados em cada um dos lisímetros. Na base de cada um foi instalada uma camada filtrante conforme modelos adotados dos trabalhos de Mendes (2003) e Lopes et al (2005). Ressalta-se que, com exceção do emprego da cinza, estes experimentos buscaram reproduzir condições similares às implantadas em projetos de reabilitação ambiental da região, ou seja sistemas compostos por coberturas que funcionem como barreiras hidráulicas e reativas.

Determinações analíticas dos principais minerais presentes no substrato silte-argiloso, na cinza pesada e no rejeito de carvão mineral foram realizadas por Difração de raios X, em equipamento PHILIPS, modelo PW 1830 no LAMIR - Laboratório de Análise de minerais e rochas do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Paraná. A composição química destes materiais também foi analisada por Fluorescência de raios X no laboratório ora citado. No Laboratório de Análises de Solo e Fertilizantes do IPAT/UNESC foram realizadas análises do Potencial de Acidez e Poder de Neutralização dos mesmos materiais.

Em um dos lisímetros foi determinada pelo método dos anéis concêntricos, a condutividade hidráulica da camada compactada.

A cada duas semanas ou uma vez por mês, dependendo da incidência de chuvas na região, os efluentes dos experimentos foram coletados para análises de pH, potencial redox (Eh), condutividade elétrica e teor de oxigênio dissolvido (OD). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Geoquímica Ambiental do IPAT/UNESC por meio de um Peagâmetro de bancada Quimis, modelo Q-400A, com eletrodos acoplados para leituras de pH e Eh, de um Condutivímetro portátil Quimis,



**Figura 1 - Lisímetros de campo - abril de 2005**

Tabela 1 - Detalhes dos experimentos de campo. Disposição e espessura das camadas da base para o topo

Experimento	Lisímetro I	Lisímetro II	Lisímetro III
Vegetação	Branquiárias semeadas a lanço		
Solo reconstruído	Camada de 10 cm de espessura formada por 80 kg de substrato silte-argiloso + 4 kg de cinza pesada + 4 kg de turfa		
Camada compactada	980 kg de substrato silte-argiloso compactado com auxílio de um socador de madeira, produzindo uma camada com 50 cm de espessura		
Poluente e agente neutralizante	10 rejeito:1,5 cinza pesada	10 rejeito:1,5 cinza pesada	10 rejeito:1,5 calcário
	182 kg de rejeito dispostos com uma camada de 10 cm de espessura, cobertos por 27,3 kg de cinza pesada – camada com 3 cm de espessura	Camada de 13 cm de espessura composta por uma mistura de 182 kg de rejeito com 27,3 kg de cinza pesada	182 kg de rejeito dispostos com uma camada de 10 cm de espessura, cobertos por 27,3 kg de calcário PRNT 70% - camada com 3 cm de espessura
Filtro - base do lisímetro	Camada de cascalho, sobreposta por 4 cm de areia fina, 4 cm de areia média e 4 cm de areia grossa. Todas as camadas são constituídas basicamente por grãos de quartzo		

modelo Q-795P e de um Medidor de oxigênio dissolvido Quimis, modelo Q-408P. Em seis destas coletas, os efluentes também foram encaminhados para os laboratórios de Águas e Efluentes e de Microbiologia ambos do IPAT/UNESC para análises dos parâmetros indicados na Tabela 2.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A camada de substrato silte-argiloso compactada empregada nos sistemas de cobertura apresentou valor de condutividade hidráulica ( $k$ ) de  $1,43 \times 10^{-07}$  m/s, característica de solos que possuem baixa taxa de infiltração e elevada plasticidade, possibilitando uma redução nas taxas de infiltração de água e difusão oxigênio para o interior do experimento. Por outro lado, este material é muito susceptível a formação de fissuras e gretas de contração as quais acabam por facilitar a infiltração de água e difusão de oxigênio no solo. Assim, optou-se pela colocação do solo reconstruído e implantação de cobertura vegetal que atuasse como um agente protetor da camada compactada. Após um mês de monitoramento, foi possível observar que algumas das sementes de braquiárias começaram a germinar sobre a superfície do substrato. No decorrer do monitoramento as braquiárias passaram a ocupar parte da superfície dos lisímetros, nunca ocorrendo uma completa cobertura vegetal.

Em termos de composição química, o rejeito de carvão contém em média 8% de enxofre (S) total, 0,3% de CaO e 0,3% de MgO. O potencial de acidez (PA) desse material é de aproximadamente 250 e o poder de neutralização (PN) da ordem de 5. A definição do PA e do PN foi baseada na fórmula discutida por Skousen et al (1987), onde o potencial de acidez corresponde à percentagem de Stotal da amostra  $\times 31,25$ ; e o poder de neutralização à somatória dos agentes alcalinos, ambos expressos em toneladas de  $\text{CaCO}_3$  para 1000t rejeito. Para Skousen et al (1987), a necessidade de neutralizante a ser empregada pode ser calculada pela fórmula PA-PN. Portanto, seria necessário utilizar 245 t $\text{CaCO}_3$  para neutralizar 1000t de rejeito, valor bastante elevado, especialmente se for considerada a aplicação dessa proporção em projetos de reabilitação de extensas áreas.

Tabela 2 - Parâmetros analisados nos efluentes e métodos analíticos utilizados pelos laboratórios de Águas e Efluentes e de Microbiologia do IPAT/UNESC

Parâmetro	Método de análise
Acidez Total ( $\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$ )	Titulométrico a pH 8,3
Alumínio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Ferro II ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Colorimetria
Ferro Total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Sulfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Turbidímetro
Cálcio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Magnésio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Chumbo ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Manganês ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Zinco ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria de Absorção atômica
Bactérias Sulfato-Redutoras	STANDARD METHODS, 1998, 20 ed. Rev.2001, Section 9240, p.9240-1-92
Bactérias Ferro-Oxidantes	STANDARD METHODS, 1998, 20 ed. Rev.2001, Section 9240, p.9240-1-92

Buscando alternativas economicamente viáveis para a aplicação de coberturas secas, foram utilizadas quantidades mais modestas de calcário (Tabela 1) e empregados nos experimentos cinza pesada, muito embora a cinza tenha um poder de neutralização bem inferior ao do calcário. Ressalta-se que a cinza, apresenta quantidades significativas de  $\text{SO}_3$  (1,31%) e quantidades inferiores, ao do calcário, de CaO (1,31%) e MgO (1,38%).

Os minerais portadores de enxofre, principais responsáveis pela geração de DAM, identificados no rejeito de carvão mineral foram pirita -  $\text{FeS}_2$  e alunogênio -  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$ . Outros minerais presentes neste material são: muscovita -  $\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$ , caulinita -  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$  e quartzo -  $\text{SiO}_2$ . A cinza pesada é constituída por gipsita -  $\text{CaSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$ , quartzo, illita -  $(\text{K},\text{H}_3\text{O})\text{Al}_2\text{Si}_3\text{AlO}_{10}(\text{OH})_2$ , magnetita -  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  e anatásio -  $\text{TiO}_2$ . No solo silte-argiloso foram identificados cristais de quartzo, caulinita, goethita -  $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ , gibbsita -  $\text{Al}(\text{OH})_3$  e anatásio.

No tocante as soluções de lixiviação, na primeira coleta, realizada no 34º dia de experimento, após intensa chuva, os efluentes dos lisímetros I e II possuíam valores de pH similares, variando entre 7,60 a 7,95. No lisímetro III, o pH estava levemente ácido e apresentava valor de 5,90. Por outro lado, a condutividade elétrica mostrava-se bem distinta: 2630  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  no lisímetro

I, 8330  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  no lisímetro II e 900  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  no lisímetro III. (Figura 2).

Na segunda coleta realizada no 69º dia, foram observados valores de condutividade elétrica mais elevados nos lisímetros I e III, e queda no II. A partir deste período a condutividade foi caindo nos efluentes dos três experimentos, atingindo valores abaixo de 1000  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  no 215º dia. (Figura 2).

Na coletas seguintes notou-se que apenas o efluente do lisímetro II mantinha um comportamento mais estável, sem grandes oscilações de pH e condutividade elétrica. No 313º dia o efluente do lisímetro I passou a apresentar uma maior quantidade de íons dissolvidos atingindo o valor de condutividade elétrica de 1990  $\mu\text{s.cm}^{-1}$ . Nesta fase o lixiviado que era incolor passou a ficar levemente amarelado. Comportamento semelhante foi observado no lisímetro III - a condutividade elétrica que era de 795  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  no 215º dia subiu para 3020  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  no 313º dia. (Figura 2).

Ao final do monitoramento, o que correspondeu a 374 dias de experimento, os efluentes apresentaram valores de pH e condutividade elétrica de: 7,08 e 1320  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  lisímetro I; 7,08 e 875  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  lisímetro II; 6,32 e 1420  $\mu\text{s.cm}^{-1}$  lisímetro III. (Fig. 2).

Na Figura 3 são apresentados os teores de acidez total, sulfato, ferro total e alumínio dos efluentes dos lisímetros I, II e III. Como observado na figura, no início do monitoramento, em virtude do baixo volume de lixiviado obtido no

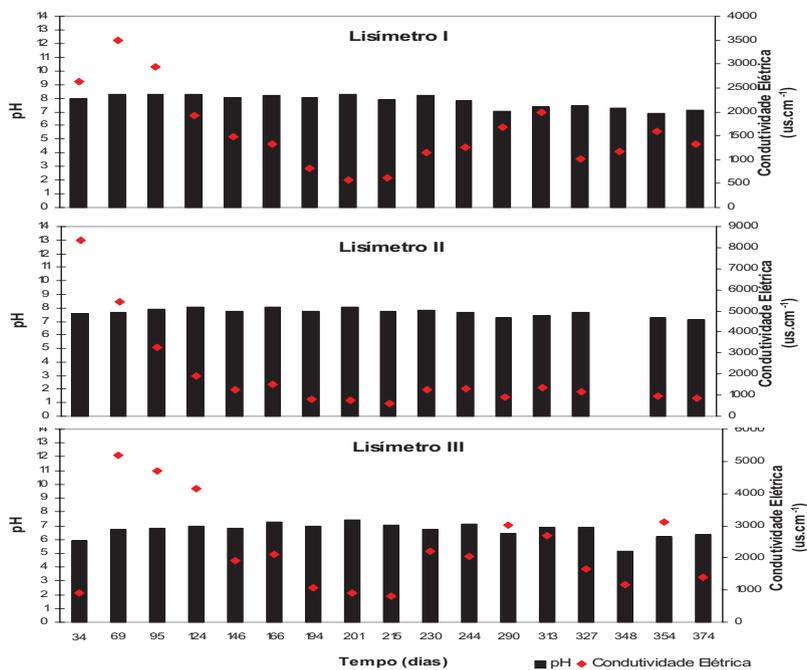
lisímetro I, não foi possível realizar a determinação dos parâmetros. Quanto aos outros dois experimentos, o que se nota são condições iniciais muito distintas: baixas concentrações de Fe total, Mn ( $0,19 \text{ mg.L}^{-1}$ , Tabela 3) e acidez no lisímetro II e valores mais elevados de Fe total ( $> 10 \text{ mg.L}^{-1}$ ), Mn ( $9,6 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e acidez no lisímetro III.

Avaliando o comportamento da acidez total dos lisímetros I e II até a última análise realizada aos 306 dias (fevereiro de 2006), o que se nota é que ambas sofrem uma redução gradativa, apresentado ao final do experimento valores de  $2,30 \text{ mg.L}^{-1}$  (lisímetro I) e  $6,10 \text{ mg.L}^{-1}$  (lisímetro II). Por outro lado, o efluente do lisímetro III variou significativamente ao longo do monitoramento, terminando ao final do experimento com uma acidez de  $70,30 \text{ mg.L}^{-1}$ . (Figura 3).

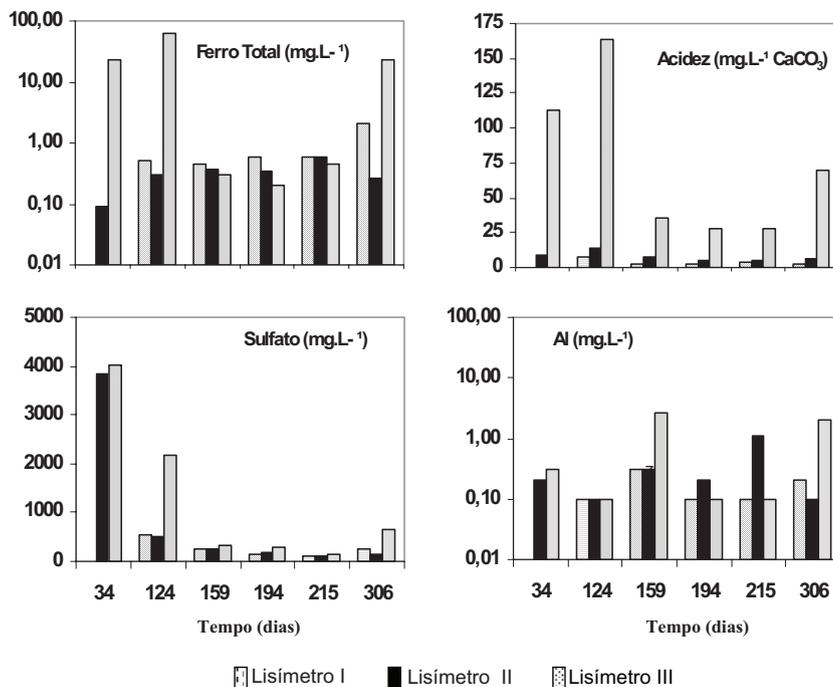
As concentrações de ferro total nos efluentes dos lisímetros I e II tenderam a aumentar em praticamente todo período monitorado, com exceção da última coleta (306 dias) quando a solução do lisímetro II apresentou um leve empobrecimento (Fig. 3). Mesmo assim, em ambos os experimentos os valores de ferro estavam dentro dos limites estabelecidos no Decreto Estadual 14250/1981 e a Resolução CONAMA 357/2005.

As concentrações de sulfato do lixiviado foram reduzindo até o 215º dia de coleta. No 306º dia mostraram um pequeno aumento. O alumínio por outro lado, teve pequenas oscilações, como por exemplo às observadas aos 215 dias no lisímetro II, e com 159 e 306 dias no lisímetro III (Figura 3). Os picos de alumínio encontrados nos lixiviados dos lisímetros II e III devem estar associados à solubilização de um dos minerais portadores de Al, dentre os quais a caulinita, gibbsita, illita, muscovita presentes no substrato silte-argiloso, ou o alunogênio presente no rejeito.

As concentrações de chumbo em todos os três lisímetros variaram de  $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $<0,05 \text{ mg.L}^{-1}$  (abaixo do limite de detecção). Os teores de Zn também oscilaram pouco nos efluentes dos lisímetros I e II permanecendo menores que  $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ . Por outro lado, no lisímetro III, foi notada uma elevada concentração na primeira coleta ( $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ ), que no decorrer do monitoramento, foi reduzindo gradativamente, tornando a subir na última coleta



**Figura 2 - Comportamento do pH e da condutividade elétrica nos efluentes dos lisímetros I, II e III**



**Figura 3 - Concentrações de Ferro total, acidez, sulfato e alumínio determinadas nos efluentes dos lisímetros I, II e III**

atingindo o valor de  $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$  (Tabela 3). O cálcio e magnésio analisados nos efluentes dos três lisímetros apresentam um comportamento muito similar, com redução de suas concentrações. A dureza apresentada pelos lixiviados permitiu classificá-los, segundo Richter e Azevedo Netto (2003), como de dureza moderada no lisímetro I e dura e muito dura nos outros dois lisímetros.

Na Figura 4 nota-se que o potencial redox (Eh) oscilou muito ao longo de todo o experimento, permanecendo ora em campo redutor, ora em campo oxidante. Mesmo com variações de Eh e pH, os efluentes estiverem distantes do campo de precipitação dos sulfatos jarosita e melanterita, concentrando-se próximos do limite entre os campos de estabilidade da pirita e goethita.

Analisando os resultados da contagem de bactérias ferro-oxidantes nota-se que no 34º dia (maio de 2005), quando o pH do lixiviado do lisímetro III era de 5,90 foi identificado um maior número de indivíduos (acima de 16000 NMP/100mL); por outro lado, à medida que o pH do meio subiu para uma faixa entre 7,15 (lisímetro III) e 7,70 (lisímetro II), o número de indivíduos da espécie *Thiobacillus ferrooxidans* caiu (1600 NMP/100mL) ou desapareceu. Aparentemente a presença destas bactérias nestas condições de pH está relacionada a dois fatores: a temperatura ambiente próxima dos 30º C e às concentrações de OD de 2,10 mg.L<sup>-1</sup> a 3,00 mg.L<sup>-1</sup>. Edwards et al (1999) e Drobner et al (1990), discutem em seu trabalho que em condições próximo a pH neutro estas bactérias, mesmo que em número reduzido, poderiam ainda sobreviver. Para Bechard (1994) e Alexander (1997) *apud* Harris e Ragusa, (2000); Drobner et al (1990); Edwards et al (1999); Myerson (1981) e Noike et al (1983) *apud* Martinello (1998), além do pH, a condutividade elétrica, concentração de íons ferro-férrico, temperatura e a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) são fatores que interferem diretamente na atividade das espécies bacterianas que atuam em condições ácidas.

Em contrapartida, a presença elevada de bactérias sulfato redutoras encontradas no 215º dia (350000 NMP/100mL no lisímetro I, 170000 NMP/100mL no lisímetro II e 28000 NMP/100mL no lisímetro III), em pH variando entre 7,05 e 7,91, vem em acordo com os resultados encontrados nos trabalhos apresentados por Bechard (1994) e Alexander (1997) *apud* Harris e Ragusa (2000). Segundo estes autores, as sulfato redutoras não sobrevivem em ambientes ácidos com pH <3,00 aparecendo com maior intensidade numa faixa de pH entre 5,00 a 9,00. Estes microorganismos têm um crescimento ótimo na faixa de temperatura de 34 a 37 °C (Sérvulo, 1991 *apud* Oliveira et al, 2004), não sobrevivendo em pH muito ácido e aparecendo com maior intensidade a partir de pH 5,50 (Bechard, 1994 *apud* Harris e Ragusa, 2000). Em resumo, as bactérias sulfato redutoras apareceram em maior número quando o pH do meio encontra-se numa faixa próxima a alcalinidade, sob condições redutoras ou oxidantes.

Tabela 3 - Concentrações de Ca, Mg, Pb, Mn e Zn determinadas nos efluentes dos lisímetros I, II e III

Dia da coleta	34º	124º	159º	194º	215º	306º
Lisímetro I						
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	na	63,00	35,00	20,00	20,00	na
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	na	57,00	18,60	5,80	6,80	na
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	na	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	na	0,09	0,04	0,10	0,10	0,42
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	na	<0,01 *	<0,01 *	<0,01 *	<0,01 *	0,01
Lisímetro II						
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	376,00	63,00	28,00	40,00	37,00	na
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	255,00	52,00	8,40	10,00	8,70	na
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	0,13	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	0,19	0,08	0,15	0,12	0,11	0,13
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	0,03	<0,01 *	<0,01 *	0,02	<0,01 *	0,02
Lisímetro III						
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	790,00	395,00	105,00	136,00	95,00	na
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	92,00	58,00	15,00	23,00	18,20	na
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	0,15	0,10	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 *
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	9,60	3,89	0,28	0,65	0,38	1,47
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	6,00	1,65	0,18	0,14	0,07	0,80

\* valores abaixo do limite de detecção; na= não analisado

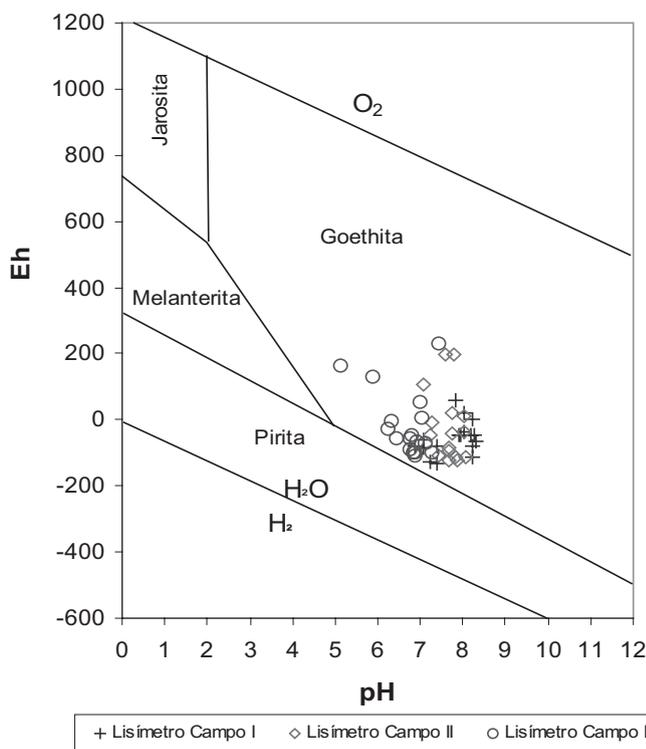


Figura 4 - Diagrama pH-Eh para o sistema água, ferro, sulfato e oxigênio a 25º C de temperatura e pressão de 1 atm. Linhas definem o campo de estabilidade das fases minerais goethita, jarosita, melanterita e pirita. Simplificado de Brake et al. (2001). Legenda corresponde aos dados dos efluentes dos lisímetros de campo

Portanto, o empobrecimento em sulfato nos três lixiviados pareceria estar mais relacionado a atuação destes microorganismos no meio, do que a precipitação de um sulfato.

## CONCLUSÕES

Com o monitoramento dos três experimentos foi possível concluir que:

- Até o período monitorado os sistemas de coberturas adotados nos lisímetros I e II estão atuando como agentes preventivos da DAM. O mesmo não se aplica ao lisímetro III, já que como observado na tabela 3, tanto no início quanto no final do experimento, os efluentes mostraram concentrações de Mn acima dos limites estabelecidos pelo Decreto Estadual 14250/1981 e Resolução CONAMA 357/2005;

- A cinza pesada vem atuando como agente neutralizante tanto sob a forma de uma camada sobre o rejeito (I), quanto misturada ao rejeito (II) elevando o pH do meio e inibindo a lixiviação de Al, Fe total e a produção de acidez. Por outro lado, no final do monitoramento o lixiviado do lisímetro II passou a apresentar pequenas concentrações de Zn (0,02 mg.L<sup>-1</sup>);

- Muito embora o calcário seja um excelente agente neutralizante, o pior sistema de cobertura foi o que continha este material, ou seja o do lisímetro III. Neste experimento foi possível observar a influência da atividade microbológica no meio ora contribuindo para o desencadeamento da DAM a partir da atuação das bactérias ferro-oxidantes, ora contribuindo para a redução de sulfato nos efluentes a partir da atuação das sulfato-redutoras;

- As proporções de 10 de rejeito para 1,5 de agente alcalino estabelecidas nos experimentos estão aquém do necessário para neutralizar todo o potencial de acidez do rejeito. Assim, o prolongamento do monitoramento dos experimentos torna-se fundamental para uma análise mais segura do quanto eficiente estes sistemas possam ser e até que ponto não haverá a liberação de elementos traços provenientes tanto da cinza pesada, quanto do rejeito, nos efluentes. Outrossim, existe a possibilidade, do acúmulo de metais pesados no solo e vegetação (raízes e folhas) devendo o estudo ser completado com trabalhos nesta linha de pesquisa.

## AGRADECIMENTOS

A Fundação de Apoio a Pesquisas Científica e Tecnológica do Estado de Santa Catarina (FAPESC) pelo fomento a pesquisa. A Diretoria de Pesquisa da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) pela concessão de bolsa de iniciação científica a aluna de graduação Daiane Zanette Bif. A Carbonífera Metropolitana S.A., a Unidade Eldorado do grupo Cocrisa e Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) pela cessão de amostras.

## REFERÊNCIAS

ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J. *Qualidade das águas superficiais do município de Criciúma*, SC. Porto Alegre, RS: v. 6, CPRM, 1995.

AYRES, B.; et al. *Development of a Cover System Design for Potentially Acid-Forming Tailings at Peak Gold Mines*. 6 th ICARD. Cairns, QLD, pag. 957 - 963; July, 2003.

BIF, D.Z.; et al. *Experimentos em lisímetros visando o controle da drenagem ácida de mina*. Rev. Iniciação Científica da UNESC. 2006. No prelo.

BORMA, L. S.; SOUZA, V. P. *Processos de mitigação da formação de drenagens ácidas utilizando coberturas secas*. Centro de Tecnologia Mineral - CETEM. Ministério da Ciência e Tecnologia. Revisão 0. Julho, p. 47. 202.

BRAKE, S.S.; CONNORS, K.A.; ROMBERGER, S.B. *A river runs through it: impact of acid mine drainage on the geochemistry of West Little Sugar Creek pre - and postreclamation at the Green Valley coal mine, Indiana, USA*. Department of Geology and Geological Engineering, Colorado School of Mines, Golden, CO 80401, USA. *Environmental Geology*. 40:1471-1481. 2001.

DROBNER, E.; HUBER, H.; STETTER, K.O. *Thiobacillus Ferrooxidans, a Facultative Hydrogen Oxidizer*. Applied Environmental Microbiology, Vol. 56, No. 9. p.2922-2923, 1990.

EDWARDS, K. J.; GIHRING, T. M.; BANFIELD, J. F. *Seasonal variations in microbial populations and environmental conditions in an extreme acid mine drainage environment*. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 65, n°. 8, p. 3627-3632, 1999. Disponível na página da internet: <http://pubmed-central.nih.gov/article-render.fcgi?artid=91544&rendertype> Acessado em: 17/03/2006

HARRIS, M.A.; RAGUSA, S. *Bacterial mitigation of pollutants in acid drainage using decomposable plant material and sludge*. *Environmental Geology* 40, Springer-Verlag, p. 195-215, 2000.

HORNBERGER, R.J.; BRADY, K.B.C. *Kinetic (leaching) tests for the prediction of mine drainage quality*. In: RIDGE, T. SEIF, J.M. *Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania*. The Pennsylvania Department of Environmental Protection. Cap. 7. pag. 7-29 a 7-38. 1998.

IPAT-UNESC. *Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Pesquisa e desenvolvimento de metodologias*

*para o controle de drenagem ácida e tratamento de efluentes da indústria carbonífera*. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT. Relatório técnico. Criciúma, 184p. 2000.

\_\_\_\_\_. *Desenvolvimento de métodos de tratamento de drenagem ácida de minas de carvão*. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Relatório técnico. Criciúma, 90p. 2001.

\_\_\_\_\_. *Diagnóstico Ambiental Mina Malha II Leste - Santa Catarina*. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Relatório técnico. Criciúma, 121p. 2002a.

\_\_\_\_\_. *Projeto Reabilitação Ambiental de Áreas Degradadas pela extração de carvão mineral Campo Morozini Treviso - Santa Catarina*. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Relatório técnico. Criciúma, 82p. 2003b.

KONTOPOULOS, A. *Acid mine drainage control*. In: Castro, S.H., Vergara F. e Sánchez, M.A., (Eds.). *Effluent Treatment in the Mining Industry*, University of Concepción, Chile. p.57-118. 1998.

LOPES, R.P.; et al. *Estudos geoquímicos e estruturais aplicados à recuperação de área degradada pela extração de carvão - Campo Morozini*. In: XX ENTMMME - Encontro Nacional de Minérios e Metalurgia Extrativa, Florianópolis. Anais, v.1, p. 697-706. 2004.

LOPES, R. P., et al. *Aplicação de coberturas secas em rejeito de carvão mineral visando o controle da drenagem ácida de mina*. In: IV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, Ribeirão Preto. Anais. Digital. Poluição e tecnologia ambiental, 2005.

MARTINELLO, C. M. *Disertação de Mestrado: Avaliação microbiológica e físico-química de lagoas ácidas na área de mineração de carvão a céu aberto*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre. p. 88, 1998.

MELLO, J.W.V; ABRAHÃO, W.A.P. *Geoquímica da drenagem ácida*. In: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. 1998, Viçosa: p. 45-57. 1998.

MENDES, M. F. *Materiais e métodos empregados na avaliação da eficiência de coberturas secas sobre depósitos de rejeitos de carvão*. UNESC, Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - UNESC Criciúma, 71p. 2003.

OLIVEIRA, F.R.; MELLO, M. C.; MASSON, I.O.C. *Uso de bactérias redutoras de sulfato no tratamento de efluentes contendo sulfato e metais*. local. p. 8, 2004.

O'KANE, M.; et al. *Manual on cover system design for reactive mine waste*. O' Kane Consultants Incorporation. Report n. 689-01. Canadá, 148p. 2002.

PINTO, A.C.P.; NEPOMUCENO, A.L. *Testes de predição e controle do processo de drenagem ácida no rio Paracatu Mineração S.A*. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V (ed.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa, MG, p. 59-68. 1998.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. *Tratamento de água. Tecnologia atualizada*. Editora: Edgard Blucher Ltda. 5ª Reimpressão. São Paulo. 2003.

Galatto, S. L. et al.

RITCEY, G.M. *Tailings management: problems and solution in the mining industry*. Elsevier, Amsterdam, 970p. 1989.

SHINOBE, A.; SRACEK, A. *Drenagem ácida e seu impacto ambiental*. Saneamento Ambiental, v. 48, p.20-22, 1997.

SINGER, P.E.; STUMM, W. *Acid mine drainage: the rate determining step*. Science, v. 167, p. 1121-1123. 1970.

SKOUSEN, J.G.; SENCINDIVER, J.C.; SMITH, R.M. *A review of procedures for surface mining and reclamation in areas with acid-producing materials*. West Virginia University. Morgantown, USA, 39p. 1987.

---

---

**Endereço para correspondência:**

**Sérgio Luciano Galatto**  
**Instituto de Pesquisas Ambientais**  
**e Tecnológicas (IPAT) -**  
**Universidade do Extremo Sul**  
**Catarinense**  
**Rodovia Governador Jorge**  
**Lacerda**  
**Sanguão -SC - Brasil**  
**Telefax: (48) 3443-0037**  
**E-mail:sga@unesc.net**