

DETERMINAÇÃO DA TAXA DE OXIDAÇÃO INTRÍNSECA DA PIRITA EM REJEITOS DE CARVÃO

Patricia F. Prado, Anderson B. Soares, Vicente P. Souza & Paulo S. M. Soares

Centro de Tecnologia Mineral - CETEM/UFRJ

Av: Pedro Calmon , 900. Cidade Universitária UFRJ /Rio de Janeiro- RJ

E-mail: pprado@cetem.gov.br

RESUMO

Os estudos dos processos geoquímicos relevantes na geração de drenagem ácida de mina (DAM), com o objetivo de subsidiar a escolha de soluções para mitigação dos impactos ambientais de empreendimentos minerais têm aumentado ultimamente. Apesar dos vários estudos realizados sobre os processos que levam à geração da drenagem ácida a partir das potenciais fontes de contaminação, seu pleno conhecimento ainda não foi atingido.

A metodologia de estudo usada para a determinação da *TOI*, em rejeitos piritosos selecionados em uma área localizada na região sul Catarinense, foi o uso de colunas com e sem cobertura sobre o rejeito, sendo estabelecidos ciclos de secagem e umedecimento simulando então os fenômenos ocorridos em campo. Cada ciclo ocorre em um intervalo de 7 dias e para o ciclo de umedecimento a vazão utilizada é de 2 ml/min.

Um método muito utilizado para a predição do potencial de geração da DAM é a simulação através da utilização de colunas de lixiviação, onde se pode obter um grande número de variáveis interativas, dentre elas: concentração de O_2 (%), pH, Eh, concentração de sulfato e ferro na água de drenagem recolhida após percolação nas colunas. Esses parâmetros contribuirão não somente para utilização na modelagem geoquímica, como também para observação da eficiência das diferentes coberturas secas.

PALAVRAS-CHAVE: Drenagem ácida de mina (DAM) , Taxa de oxidação intrínseca (*TOI*) , Pirita

1. INTRODUÇÃO

A atividade mineira como qualquer outra atividade econômica gera impactos positivos e negativos, um dos maiores problemas da atividade de mineração está na sua relação com o meio ambiente, aspecto que em parte se deve à interferência direta sobre sistemas e recursos naturais. Neste contexto, a drenagem ácida de mina (DAM) representa um dos principais desafios para qualquer mineração envolvendo minerais sulfetados, em especial no que tange a contaminação dos recursos hídricos das áreas onde estão implantadas estas atividades.

A DAM é um problema ambiental capaz de comprometer a qualidade dos recursos hídricos da região onde ocorre. O processo inicia-se quando a superfície dos sulfetos (principalmente a pirita, FeS_2) é exposta à presença de oxigênio e água liberando ao meio ambiente um efluente com baixos valores de pH e elevadas concentrações de metais pesados e sulfatos. Geralmente estas soluções aquosas são drenadas nos corpos hídricos (lagos, rios, etc.), comprometendo seu ecossistema e a qualidade da água.

Como citado na literatura (Ortiz & Teixeira, 2002) dentre os impactos ambientais da mineração do carvão, o mais grave é, certamente, a poluição dos mananciais hídricos das regiões próximas, pela acidificação dos corpos d'água, sendo

caracterizada por baixos valores de pH na faixa de 2,0 – 4,5, associada ao aumento da concentração dos metais: ferro, alumínio, manganês e ânions sulfato .

De acordo com Hutchinson e Ellison (1992) a drenagem ácida em rocha (ARD – Acid Rock Drainage) é um termo usado para descrever lixiviação, percolação ou drenagem que é influenciada pela oxidação natural de minerais sulfetados contidos na rocha que é exposta ao ar e água. Os principais ingredientes para a formação da DAM são reatividade dos minerais sulfídricos, oxigênio e água.

As reações de oxidação responsáveis pela formação da DAM são freqüentemente aceleradas por atividades biológicas. Estas reações produzem baixo pH (acidificação) na água, que tem o potencial de mobilizar metais pesados que possam estar contidos em materiais geológicos que estão em contato. A DAM pode causar um impacto nocivo na qualidade da água superficial ou subterrânea na qual se descarrega.

1.1 Formação da DAM

O aspecto poluidor da água deve-se à acidez elevada e ao alto teor de metais dissolvidos, resultado de reações de oxidação envolvendo processos químicos e biológicos sobre minerais sulfetados, conforme descrito pela clássica equação da oxidação da pirita (1):



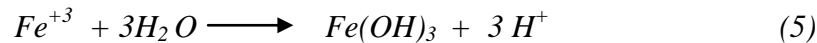
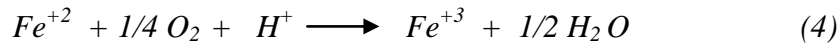
Os efeitos da DAM sobre ecossistemas de rios e córregos, são evidenciados pelo aumento da acidez que reflete na oxidação dos íons férricos e na diminuição do oxigênio dissolvido, com concomitante liberação de metais pesados ao ambiente. De acordo com Lagreca *et al.* (2002), a fase inicial deste processo é predominantemente química (pH > 4,5), e a pirita é convertida quimicamente a sulfato ferroso e dissocia -se em íons Fe^{+2} e SO_4^{-2} na medida em que se formam (2).



O íon ferroso produzido (Fe^{+2}) pode ser oxidado quimicamente para íon férrico em ambiente com pH entre 4,5 a 3,5 (3):

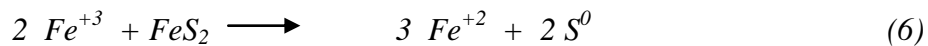


È neste ponto que as bactérias quimiolitotróficas acidófilas como o *Thiobacillus ferroxidans*, passam a desempenhar um papel fundamental no processo, catalisando as reações de oxidação que podem ser aceleradas em até 10^6 vezes, sendo fundamental o controle do pH no comportamento das reações. Nestes termos, considerando o pH > 3 que define o início da precipitação dos hidróxidos de ferro (4), ou o pH < 3 onde a oxidação direta dos metais sulfetados toma lugar pela conversão do Fe^{+3} ao Fe^{+2} (5).

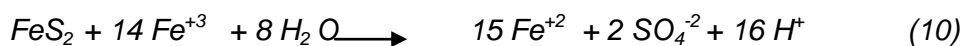
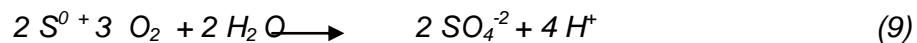


A reação de hidrólise do Fe^{3+} geralmente ocorre nos estágios iniciais da oxidação da pirita, à medida que há acúmulo de acidez no meio e o pH diminui a valores menores que 3,5 a reação de hidrólise se limita, aumentando de maneira significativa a concentração de Fe^{+3} na solução. Nessas condições o Fe^{+3} passa a atuar como um receptor de elétrons na superfície dos cristais de pirita, acarretando na oxidação de sulfetos.

De outra forma, o enxofre elementar resultante da oxidação da pirita, e outros sulfetos, pode ser oxidado tanto pelo íon férrico quanto pelo oxigênio, onde o S^0 produzido é convertido a sulfato pelo *Thiobacillus thiooxidans* e M é um metal bivalente (6 e 7).



O Fe^{+2} então produzido é submetido a uma nova ação microbiana por *Thiobacillus ferrooxidans*, estabelecendo um ciclo em que o Fe^{+3} , formado por ação microbiana, reage com a pirita (equações 8,9 e 10):



Quando o pH do meio é suficientemente ácido, o Fe^{3+} passa a ser o principal agente oxidante da pirita sendo reduzido a Fe^{2+} , e o O_2 passa a ter um papel indireto na oxidação de Fe^{2+} , regenerando Fe^{3+} , como mostra a equação (4).

Como citado na literatura por Kleinmann et al. (1981) *apud* Maia 2004, um valor de pH acima de ~4,5 favorece um alto teor de sulfato e uma baixa concentração de ferro total, com pouca ou nenhuma acidez. Já o pH variando de 2,5 a 4,5 resulta em um alto teor de sulfato, geração de acidez, acréscimo na concentração de ferro total e baixa relação de Fe^{+3}/Fe^{+2} ; quando o pH for abaixo de ~2,5 ocorrerá um elevado teor de sulfato, geração de acidez, elevado teor de ferro total e uma elevada relação de Fe^{+3}/Fe^{+2} . Na figura 1 são mostradas as reações dos processos de produção de acidez que ocorrem na presença da pirita em resíduos de minas (Stumm e Morgan, 1981 *apud* Maia, 2004).

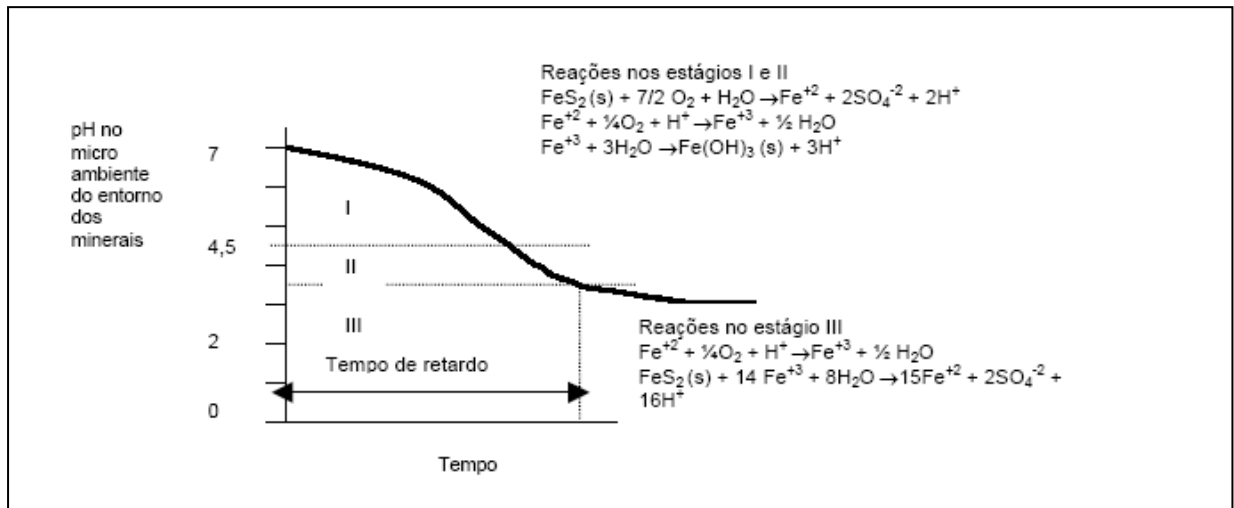


Figura 1 – Reações do processo da produção de acidez proveniente da Drenagem Ácida (Stumm e Morgan, 1981 *apud* Maia ,2004)

O ciclo permanece até que toda pirita acessível aos agentes de reação tenha sido consumida através de reações que resultam no caráter ácido do meio, levando conseqüentemente ao aumento da solubilização de metais pesados como o ferro, alumínio, cobre, níquel e zinco (geralmente associados a minerais sulfetados).

De acordo com Ferguson e Erickson (1987) as características físicas importantes da formação da drenagem ácida na mineração (AMD – Acid Mine Drainage) são: granulometria, intemperismo físico e a permeabilidade do rejeito.

Para avaliar a oxidação dos sulfetos, há certos fatores físicos que devem estar presentes:

- tamanho da partícula e área superficial;
- porosidade e permeabilidade dos rejeitos.

A velocidade de oxidação está relacionada entre outros fatores, aos mecanismos de transporte de oxigênio para dentro da pilha de material reativo. De acordo com Ritchie (1994), *apud* Borma 1999, esses mecanismos são:

- Por meio do oxigênio dissolvido na água da chuva
- Pelo transporte advectivo através dos poros do solo
- Pelo transporte difusivo através dos poros do solo

1.2– Taxa de Oxidação Intrínseca (TOI)

A taxa de oxidação intrínseca (*TOI*) de rejeitos ricos em minerais sulfetados, em especial a pirita (FeS_2), é um parâmetro fundamental para estimar o potencial de DAM e sua provável duração. Define-se como *TOI* (*IOR*) a taxa de consumo de gás O_2 por volume de rejeito e é expressa em $\text{Kg}(\text{O}_2)/\text{m}^3 \cdot \text{s}$.

$$IOR = \frac{1}{V_m} \left(\frac{\Delta m}{\Delta t} \right)$$

Onde: V_m (m^3) é o volume de material passível de reação (rejeito), Δm ($\text{Kg}(\text{O}_2)$) é a massa de oxigênio consumida durante a reação e Δt o intervalo de tempo, medido em segundos.

De acordo com Ritchie (1994) *apud* Fernandes (2001), valores de *IOR* na faixa de 10^{-8} e 10^{-9} $\text{Kg}(\text{O}_2)/\text{m}^3 \cdot \text{s}$ são comuns para a maioria das pilhas de rejeitos estudadas até o momento. Valores de *IOR* maiores do que 10^{-7} podem ser considerados extremamente altos, enquanto que valores abaixo de 10^{-10} refletem uma geração de DAM aceitável. Algumas técnicas podem ser utilizadas para a determinação da *IOR* como a aplicação de modelagem geoquímica, testes com colunas de lixiviação realizadas em laboratório e cálculos de balanço de massa a partir de dados coletados em campo.

Dentre os parâmetros físico-químicos avaliados, as concentrações do ânion sulfato (SO_4^{2-}) são utilizadas nos cálculos de balanço de massa para a determinação da *TOI* (*IOR*). Por simplificação assume-se que todo sulfato gerado na DAM é resultado da oxidação da pirita (reação que consome O_2). Com posse dos dados do balanço hídrico das colunas e das análises químicas é possível determinar a massa de sulfato gerada. A concentração média de sulfato medida no período é multiplicada pelo volume total de efluente coletado em cada coluna, permitindo-se estimar a massa de sulfato produzida.

2- Metodologia

O experimento em escala de laboratório foi composto por duas colunas, contendo rejeito grosso oriundo do processo de beneficiamento do carvão mineral. Cada coluna foi instrumentada com sensores para medir sucção (tensiômetros), umidade volumétrica (TDR), temperatura (sonda do tipo PT100) e oxigênio gasoso. Os dois casos a serem analisados serão:

- Coluna **I** preenchido com rejeito grosso de carvão;
- Coluna **II** preenchido com rejeito grosso e com cobertura seca (rejeito misturado compactado, argila compactada e solo orgânico não compactado).

As colunas possuem uma área de base circular e alturas respectivamente de 100 cm (colunas **I** / sem cobertura) e de 130 cm (colunas **II** / com cobertura), contendo 78 cm de altura em rejeito e com drenagem permitida no fundo (torneira e dreno de areia grossa

na espessura de 3 cm). Os rejeitos foram depositados na condição não compactada com densidade aparente seca de 1,57 g/cm³ (densidade de campo). Materiais de cobertura foram compactados na densidade ótima de compactação (com soquete manual, sendo o número de golpes para obtenção desta densidade previamente calibrada), com exceção do solo orgânico que é não compactado e foi depositado na densidade de campo.

A posição dos instrumentos em relação às dimensões das colunas é apresentada na figura 2 abaixo. Os instrumentos utilizados foram:

- 8 sensores de oxigênio: para medir oxigênio gasoso e calcular a taxa de oxidação intrínseca do rejeito;
- 7 sensores de temperatura: pra medir as variações de temperatura no rejeito e a ocorrência de reações correlacionadas com a DAM;
- 7 sensores de umidade: para medir a umidade no rejeito e materiais de cobertura;
- 7 sensores de sucção: Para medir a sucção nos materiais de rejeito e cobertura que possibilita quantificar os gradientes hidráulicos e a velocidade de percolação no perfil estudado.

As paredes das colunas foram confeccionadas em PVC e uma janela em acrílico para facilitar a visualização do fluxo de água. O fundo foi feito em material que resista ao peso submetido como o PVC, por exemplo, e que permita a furação de uma saída de drenagem. As colunas foram apoiadas em um suporte metálico.

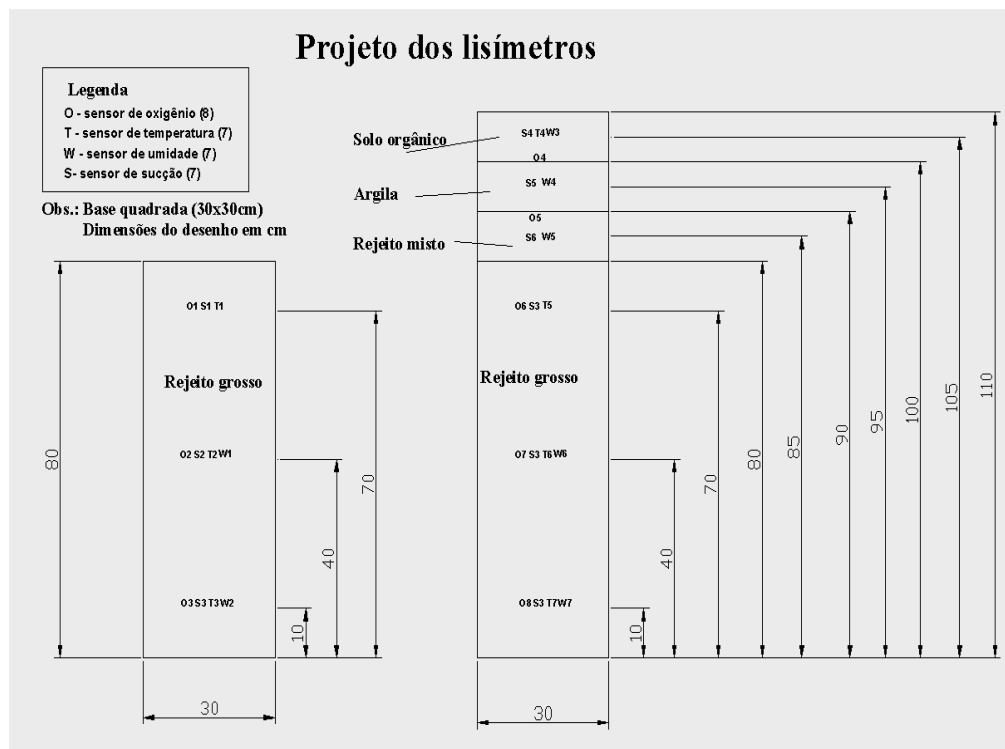


Figura 2 : Projeto das colunas (lisímetros) I e II.

Os ensaios representam duas condições típicas que ocorrem em campo: Período de estiagem (seca) e período de chuva.

A precipitação foi simulada com o uso de um sistema de chuva artificial composta por um reservatório, uma bomba e uma saída de água cuja vazão (precipitação) foi de 2ml/minuto, o período de simulação de chuva era de 7 dias. Após este período começava então o ciclo de secagem, que consistiu na interrupção da precipitação por 7 dias. O fluxo é descendente e unidirecional através da coluna.

Sempre após cada ciclo uma amostra do efluente era coletada para as análises físico-químicas, tendo sido medidos o pH, Eh, determinação de sulfato e concentração de metais dissolvidos (Zn, Al, Mn, Fe, e Cu).

3- Resultados

Pouca influência se fez notar pela presença da camada de cobertura seca sobre a coluna II uma vez que os valores de pH e Eh oscilaram em uma estreita faixa de valores: 1,4 – 2,0 para a coluna I e 2,0 – 3,2 para a coluna II; enquanto os valores dos potenciais de oxi-redução variaram entre 430,0 – 585,0 mV para a coluna I e 440,0 – 565,0 mV para a coluna II respectivamente, conforme mostram os dados da Tabela 1 e gráficos representados nas figuras 3 e 4.

Tabela 1: Valores medios de pH e Eh dos efluentes nas Colunas I e II

Período	Valores médios	Valores médios	Valores médios	Valores médios
	pH	Eh	pH	Eh
	Coluna 1	Coluna 1	Coluna 2	Coluna 2
10/mai	1,76	479,8	2,11	450,1
10/jun	1,45	497,2	1,97	449,3
10/jul	1,6	429,1	2,52	526,6
10/ago	1,96	580,9	3,15	556,8
10/set	1,99	521,0	2,77	487,1
10/out	1,79	546,5	2,79	536,8
10/nov	1,78	574,6	2,92	563,2
10/dez	1,42	583,5	2,66	476,7

De acordo com Maia (2004), para essas condições ocorrerá um elevado teor de sulfato, elevado teor de ferro total e uma elevada relação de Fe^{+3} / Fe^{+2} , bem como alta geração de acidez observada nos efluentes de ambas colunas.

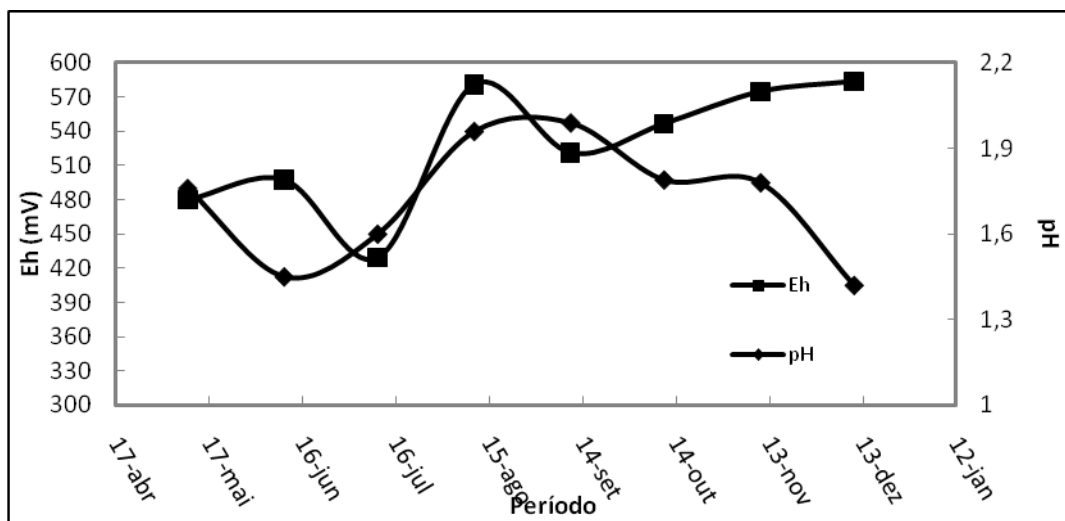


Figura 3 : Valores médios de pH e Eh no efluente da Coluna I

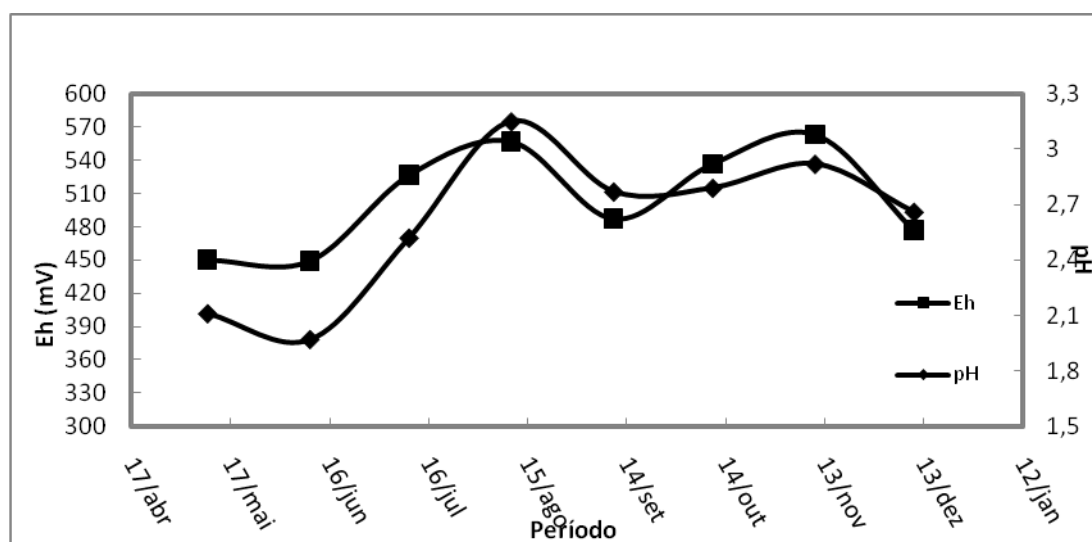


Figura 4: Valores médios de pH e Eh no efluente da Coluna II

Como se pode verificar na Tabela 2 e na Figura 5, no período estudado os teores de sulfato na coluna I (sem cobertura) atingiram valores até 5 vezes superiores aos da coluna II (com cobertura). Os efluentes das duas colunas apresentam o um teor de sulfato maior do que o permitido pela Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005 ,que permite um teor máximo de 250 mg/l.

Tabela 2: Concentração de Sulfato nos efluentes das Colunas I e II

Período	Sulfato (g/l) / Coluna I	Sulfato (g/l) /Coluna II
10/mai	15,46	3,74
10/jun	16,65	3,57
10/jul	16,12	3,52
10/ago	11,86	2,49
10/set	15,37	3,07
10/out	17,42	3,16
10/nov	13,45	3,09
10/dez	13,26	2,54

Este fato pode ser explicado devido à maior oxigenação interna que ocorreu na coluna I devido ao fato do mesmo não apresentar cobertura o que facilitaria o processo de difusão do oxigênio pelos espaços vazios do rejeito. A presença do oxigênio do ar além de propiciar uma maior taxa de oxidação da pirita, concomitantemente também contribuiu para a geração de acidez conforme observado anteriormente .

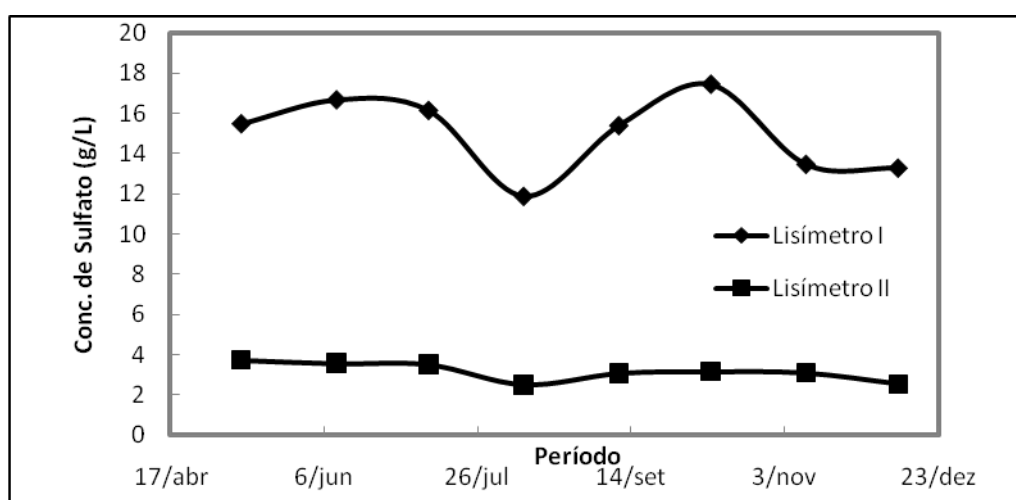


Figura 5 - Gráfico referente à concentração de Sulfato presente nos efluentes das Colunas I e II

O oxigênio é um dos responsáveis pela oxidação da pirita, na tabela 3 são representados os dados que correspondem à medida do teor de oxigênio presente nos poros da parte interna da coluna devido ao processo de difusão do referido gás. Através dos dados apresentados pode-se notar que na coluna I existe uma maior taxa de oxigenação do sistema numa faixa de 8% a 18%, uma vez que esta coluna não apresenta cobertura o que facilita uma maior difusão de O₂, em contrapartida a coluna II apresenta uma menor taxa de oxigenação que varia de 0% no ponto mais baixo à 6% no ponto mais alto da coluna devido à presença de cobertura seca (areia e argila). As reações (14) e (15) abaixo elucidam o processo químico de oxidação que ocorrem:

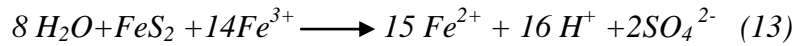


Tabela 3: Teor de oxigênio (%) presente nos poros das Colunas I e II

PONTO / Coluna / altura (cm)	Taxa de O ₂ (%) período de chuva	Taxa de O ₂ (%) período de estiagem
PONTO 1 / Coluna 1/ 10cm	9,4	9,1
PONTO 2 / Coluna 1/ 40 cm	13,6	13,2
PONTO 3 / Coluna 1/ 70 cm	19	18,9
PONTO 4 / Coluna 2/ 10cm	0,33	0,0
PONTO 5 / Coluna 2/ 40cm	0,2	0,0
PONTO 6 / Coluna 2/ 70 cm	0,96	0,4
PONTO 7 / Coluna 2/ 90cm	3,02	5,7

Como citado na literatura (Ortiz & Teixeira, 2002), dentre os impactos ambientais da mineração do carvão, o mais grave é, certamente, a poluição dos mananciais hídricos das regiões próximas, pela acidificação dos corpos d'água, sendo caracterizada por baixos valores de pH e associada ao aumento da concentração dos metais: ferro, alumínio, manganês.

As reações de oxidação da pirita (produtoras de acidez) são ilimitadas em condições atmosféricas, dependendo da presença do oxigênio e da água, sendo o Fe³⁺ o principal agente oxidante da pirita. O Fe³⁺ é reduzido pela pirita a Fe²⁺ de acordo com reação (13).



Como se observa na Tabela 3, o oxigênio presente na Coluna I (sem cobertura) atinge valores até 10 vezes superior aquele verificado na Coluna II (com cobertura). Em contra partida, verificamos também, através do gráfico de ferro total para ambas as colunas (figura 6), que o teor de ferro na Coluna I atinge valores até 10 vezes superior ao da Coluna II. Os efluentes das duas colunas apresentaram colorações bem distintas, sendo a da Coluna I de coloração alaranjada ferruginosa, devido aos altos teores de Fe^{+3} característica da DAM, enquanto o efluente da coluna II apresentava coloração esverdeada, típica da presença do Fe^{+2} , devido à menor taxa de oxidação apresentada por esta coluna.

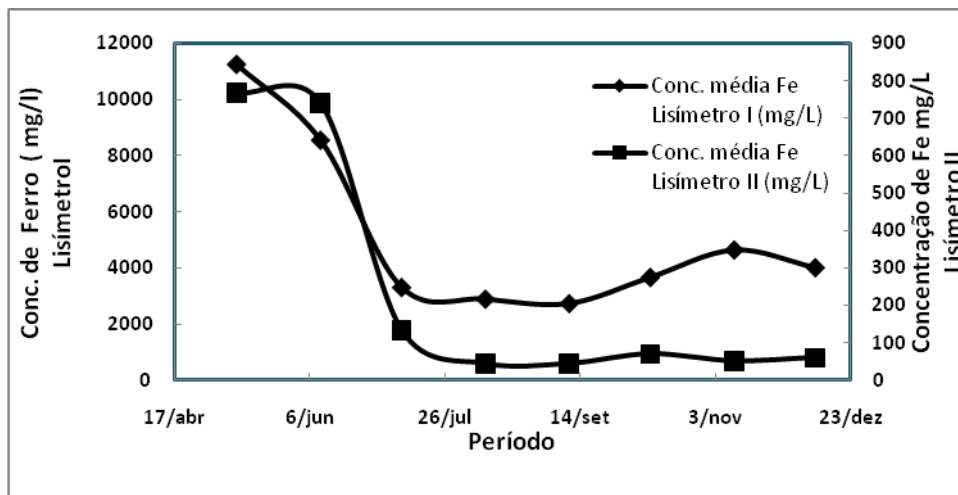


Figura 6- Concentrações de Fe_{total} nas colunas estudadas

Em uma faixa de pH entre 2,5 a 4,5 resulta em um alto teor de sulfato, geração de acidez, acréscimo na concentração de ferro total e baixa relação de Fe^{+3}/Fe^{+2} ; porém quando o pH for abaixo de ~2,5, que foi a faixa de trabalho apresentada, ocorrerá um elevado teor de sulfato, geração de acidez, elevado teor de ferro total e uma elevada relação de Fe^{+3}/Fe^{+2} , este comportamento pode ser observado nos gráficos mostrados acima.

Baseados nos dados obtidos podemos calcular a taxa de oxidação intrínseca (TOI) nas 2 colunas que foram preenchidas com rejeitos de mineração, sendo uma delas cobertas com diferentes materiais visando minimizar a geração de DAM. O monitoramento das 2 colunas teve início em maio de 2010 e foram usados nos cálculos dados coletados até janeiro de 2011. Durante este período amostras de efluentes percolado nas colunas foram coletados periodicamente e análises químicas foram realizadas. Dentre os parâmetros químicos avaliados, as concentrações do ânion sulfato (SO_4^{2-}) foram utilizadas nos cálculos de balanço de massa para a determinação da TOI . Por simplificação assume-se que todo sulfato gerado na DAM é resultado da oxidação da pirita (reação 1).



Com posse dos dados do balanço hídrico das colunas e das análises químicas foi possível determinar a massa de sulfato gerada. A concentração média de sulfato medida no período foi multiplicada pelo volume total de efluente coletado em cada coluna ao longo do período estudado, permitindo-se estimar a massa de sulfato produzida.

Para o balanço de massa considerando a reação 1, onde para cada 2 mols de sulfato (um para o sulfato ferroso e outro para o ácido sulfúrico) produzido são necessários 3,5 mols de gás oxigênio, que quando expressos em massa correspondem a um consumo de 1 kg de O₂ para 1,714 kg de SO₄²⁻ produzido. Com isso, pode-se estimar de forma indireta a massa de O₂ consumida a partir da concentração de sulfato. A tabela 4 a seguir, resume os valores da concentração média de sulfato e volume percolado em cada coluna e mostra também os resultados do balanço de massa para o referido período de tempo. A massa de O₂ apresentada na tabela 4 é uma medida indireta, que está relacionada com a quantidade de sulfato gerado em cada célula.

Tabela 4: Dados referentes à *TOI*

Parâmetros	Coluna I	Coluna II
[SO ₄ ²⁻] média (g/L)	14,95	3,15
Volume percolado (L)	327,9	321,7
M (SO ₄ ²⁻) gerada (kg)	4,902	1,013
M (O ₂) consumida (kg)	2,196	0,454
V (m ³)	0,05152	0,107665
<i>TOI</i> * (kg(O ₂)/m ³ s)	1,79 x 10 ⁻⁶	1,77 x 10 ⁻⁷
χ (m)	1,22	3,87

* Os valores de *TOI* foram calculados considerando um intervalo de tempo (Δt) de $23,76 \times 10^6$ s.

Os valores de χ nas colunas I e II indicam que todo o rejeito está sendo oxidado ao mesmo tempo, pois os valores calculados de espessura são maiores do que a espessura de cada célula que é de 0,78 m para a coluna I e 1,08 m para a coluna II.

De acordo com Fernandes (2001), valores de *TOI* na faixa de 10^{-8} e 10^{-9} Kg(O₂)/m³.s são comuns para a maioria das pilhas de rejeitos estudadas até o momento. Valores de *TOI* maiores do que 10^{-7} podem ser considerados extremamente altos, enquanto que valores abaixo de 10^{-10} refletem uma geração de DAM aceitável.

As colunas I e II apresentaram uma taxa de *TOI* que pode ser considerada extremamente alta como era esperado, e fica claro que neste caso que foi estudado, a aplicação de uma camada de rejeito misturado sobre o rejeito grosso não promove o abatimento do problema em níveis consideráveis.

4 – Conclusões

A taxa de *TOI* calculada para as 2 colunas está de acordo com o relatado na literatura, o que demonstra um alto nível de geração de drenagem ácida como era esperado.

A cobertura seca contendo rejeito misturado e argila não se mostrou eficiente em relação à diminuição dos níveis de geração de drenagem ácida na coluna II.

5. REFERÊNCIAS

- BORMA, L.S. Determinação da velocidade de Oxidação em estéreis de mineração e em sedimentos dragados ricos em sulfeto de Fe. In: Relatório de atividades CETEM/MCT-Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, 22p (1999).
- FERGUSON, K. D. e ERICKSON, P.M., Will it Generate AMD: An Overview of Methods to Predict Acid Mine Drainage. In: Acid Mine Seminar/Workshop, Halifax, Nova Escócia, Canadá, 1987.
- FERNANDES, H. M. e FRANKLIN, M.R., Assessment of acid rock drainage pollutants release in the uranium mining site of Poços de Caldas – Brasil. In: Journal of Environmental Radioactivity, v.54, pp. 5-25, 2001.
- HUTCHINSON, I.P.G., ELLISON, R.D.E., Mine Waste Management - A Resource for Mining Industry Professionals, Regulators and Consulting Engineers, In: Lewis Publishers, 2° ed., 1992.
- KLEINMANN, R., CHERAR, P. e PACELLI, R., Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation, In: Mining Engineering, March, 1981.
- LAGRECA, I.H.; CORTINA, J.L.; PABLO, J.; AYORA, C.; SAMPAIO, C.H.; Experimental evaluation of magnesium oxide as a new barrier material for prevention of acid mine drainage. In: Recycling and waste treatment in mineral and metal processing: Technical and economic aspects, Lulea. V. 2, p. 53-62, 2002.

MAIA, A .D.; Avaliação da geração de drenagem ácida em um solo fabricado em laboratório contendo sulfeto de ferro e matéria. p . Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro -UFRJ, 2004.

ORTIZ, L.; TEIXEIRA, E.C. Influência das atividades de processamento do carvão sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. In: TEIXEIRA, E.C.; PIRES, M.J.R. (Coord).In: Meio ambiente e carvão: impactos da exploração e utilização. Porto Alegre: FEPAM/ SEMA, p. 301-340, 2002.

PASTORE, E.L., MIOTO, J.A., “Impactos Ambientais em Mineração com Ênfase à Drenagem Ácida e Transporte de Contaminantes”,In: Solos e Rochas, vol. 23, nº 1, pp. 33-53, 2000.

RITCHIE, A.I.M., The Waste -Rock Environment. In: Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine Wastes, J.L. Jambor e D. W. Blowes (eds.), Mineralogical Association of Canada, Short Course Handbook, Waterloo, Ontário, Canadá, vol. 22, pp. 133-161.(b), 1994.

STUMM, W. e MORGAN, J.J., Aquatic Chemistry”, 2^a ed., Wiley – In: Interscience, Nova York (EUA.),1981.