



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbccs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Brasil

Trópia de Abreu, Adriana; Miranda de Faria, Efigênia; Alves Costa Guimarães, Juliana; do Lago Leite,
Adilson; Carvalho de Lena, Jorge

Avaliação em laboratório do uso de sistemas de coberturas alcalinas para prevenção da drenagem
ácida de mina

Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 36, núm. 3, mayo-junio, 2012, pp. 787-801

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180222945010>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Comissão 2.4 - Química do solo

AVALIAÇÃO EM LABORATÓRIO DO USO DE SISTEMAS DE COBERTURAS ALCALINAS PARA PREVENÇÃO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA⁽¹⁾

**Adriana Trópia de Abreu⁽²⁾, Efigênia Miranda de Faria⁽³⁾, Juliana
Alves Costa Guimarães⁽⁴⁾, Adilson do Lago Leite⁽⁵⁾ & Jorge
Carvalho de Lena⁽⁶⁾**

RESUMO

A drenagem ácida de mina (DAM) é um problema ambiental em escala mundial. Ela é proveniente do processo de oxidação química de materiais da mineração que contenham minerais sulfetados expostos a condições atmosféricas com a mediação de bactérias. As águas ácidas geradas nesses ambientes podem comprometer a qualidade dos recursos hídricos. Para tentar conter essa DAM, métodos de prevenção e remediação têm sido aplicados. As coberturas secas têm sido estudadas como alternativa de prevenção, visto que a remediação tem mostrado-se de custo elevado. O objetivo deste trabalho foi avaliar o uso de coberturas alcalinas para controlar a geração de ácido proveniente do estéril da mineração de urânio, U, por meio de sistemas colunas de lixiviação. Para isso, foram estudados sistemas de coberturas que têm como agentes de neutralização a lama vermelha, o calcário e a cal. Amostras de estéril e de água foram coletadas na mina Osamu Utsumi, em Caldas, MG. Foram realizadas análises químicas e mineralógicas do estéril, da cal, do calcário e da lama vermelha. Para os testes cinéticos, foram montadas sete colunas de lixiviação: C1(estéril); C2 (estéril + cobertura de lama vermelha); C3 (estéril + cobertura de calcário); C4 (estéril + cobertura de cal); COB2 (cobertura de lama vermelha); COB3 (cobertura de calcário); e COB4 (cobertura de cal). As amostras lixiviadas foram monitoradas por 100 dias. Os resultados mostraram que a cal e a lama vermelha têm maior potencial neutralizador. No entanto, esses agentes neutralizantes oferecem

⁽¹⁾ Trabalho extraído da Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP. Recebido para publicação em 18 de março de 2011 e aprovado em 14 de fevereiro de 2012.

⁽²⁾ Doutoranda em Geologia Ambiental e Conservação dos Recursos Naturais, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP. E-mail: adrianatropia@gmail.com

⁽³⁾ Bolsista de Iniciação Científica, Departamento de Química, UFOP. E-mail: mf.efigenia@yahoo.com.br

⁽⁴⁾ Bolsista de Iniciação Científica, Departamento de Engenharia Metalúrgica, UFOP. E-mail: juliana.acguimaraes@yahoo.com.br

⁽⁵⁾ Professor do Departamento de Engenharia Civil, UFOP. E-mail: alleite@em.ufop.br

⁽⁶⁾ Professor do Departamento de Geologia, UFOP. E-mail: jorge.delena@degeo.ufop.br

o inconveniente de introduzir material solúvel no lixiviado. Dessa forma, considerando os parâmetros avaliados, foi demonstrado que o uso de mistura de lama vermelha com estéril do Bota-fora 4 (BF4) pode ser uma alternativa viável para o controle de geração de DAM associada à reciclagem de resíduos industriais alcalinos.

Termos de indexação: colunas de lixiviação, drenagem ácida de mina, cobertura alcalina.

SUMMARY: LABORATORY EVALUATION OF THE USE OF ALKALINE COVERS TO PREVENT ACID MINE DRAINAGE

Acid mine drainage (AMD) is a worldwide environmental problem. It is caused by the chemical oxidation process of materials containing sulfide minerals exposed to atmospheric conditions mediated by bacteria. Acidic waters generated in these environments can affect the quality of water bodies. Prevention and remediation methodologies are applied in order to contain AMD. As an alternative for prevention, dry covers have been studied, because remediation usually means very high costs. The objective of this study was to evaluate the effectiveness of alkaline covers to control acid generation from uranium (U) rock mining waste using leaching column systems. For this purpose, cover systems containing neutralizing agents such as red mud, limestone and lime were applied. Samples of waste rock and water were collected from the Osamu Utsumi mine, in Caldas, Minas Gerais. The waste rock, lime, limestone and red mud were subjected to chemical and mineralogical analyses. Seven leaching columns were installed for the kinetic tests: C1 (waste rock), C2 (waste rock + red mud cover), C3 (waste rock + limestone cover), C4 (waste rock + lime cover), COB2 (red mud cover), COB3 (limestone cover) and COB4 (lime cover). The leached samples were monitored for 100 days. The results showed that lime and red mud have a greater neutralizing potential. However, these neutralizing agents have the disadvantage of introducing soluble material into the leachate. Therefore, associated with alkaline industrial waste recycling, the parameters evaluated indicate the use of a mixture of red mud with disposal waste rock as a viable alternative to restrict AMD generation.

Index terms: leaching columns, acid mine drainage, alkaline cover.

INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas das mineradoras é a mitigação da drenagem ácida de mina (DAM) gerada em locais que contêm minerais ricos em sulfetos. As águas ácidas provenientes desses ambientes podem lixivar metais pesados das rochas, levando à degradação da qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos adjacentes (Salomons, 1995). Entre os minerais sulfetados relacionados à DAM, os mais importantes são a pirita e a pirrotita (Blowes et al., 2003). No entanto, outros minerais podem contribuir para a geração de acidez, sobretudo em pilhas de estéreis, onde o material já se encontra bastante intemperizado. Dos minerais secundários comumente encontrados em sistemas geológicos naturais e que também contribuem para a geração ácida, podem-se destacar os aluminossilicatos, óxidos de metais (principalmente óxidos de ferro e manganês) e matéria orgânica (Evangelou, 1995).

Quando a DAM já se encontra instalada normalmente são aplicados métodos de prevenção ou, remediação. Nos métodos de prevenção, tenta-se encontrar maneiras de impedir a sua geração ou mesmo diminuir a quantidade de ácido gerada. A prevenção pode ter caráter químico, bacteriológico ou físico. Na remediação são aplicadas técnicas de contenção e, ou, tratamento, as quais podem ser classificadas como ativas ou passivas, de acordo com a existência ou não da necessidade de introduzir energia no sistema para inicializar e continuar o processo (Blowes et al., 2003; Johnson & Hallberg, 2005; Akcil & Koldas, 2006). Uma alternativa de prevenção é o uso de coberturas secas (Bussière et al., 2004; Adu-Wusu & Yanful, 2006; Soares et al., 2009). Essas coberturas têm por objetivo principal o controle da entrada de oxigênio e água, inibindo o processo de oxidação de sulfeto na sua origem (Souza et al., 2003). Também têm sido avaliados sistemas de coberturas com adição de

materiais alcalinos, para neutralizar a acidez e imobilizar metais. Agentes neutralizantes, como cal e calcário, são tradicionalmente utilizados para esse controle (Mylona et al., 2000; Murta et al., 2008). Atualmente, estudos têm sido realizados na tentativa de inserir subprodutos alcalinos para contenção de geração de acidez (Pérez-López et al., 2007; Hakkou et al., 2009). Entre os subprodutos usados encontra-se a lama vermelha produzida na indústria de alumínio (Doye & Duchesne 2003; Bertocchi et al., 2006; Paradis et al., 2007).

Neste trabalho foram utilizadas amostras de estéril de uma das principais pilhas de estéril da mina Osamu Utsumi, onde a DAM já se encontra instalada, denominado Bota Fora 4 (Souza, 1995; Tedeschi, 2005; Zegarra, 2007). Essa mina pertence à INB (Indústrias Nucleares do Brasil) e está localizada na cidade de Caldas, em Minas Gerais. O depósito de urânio que deu origem a essa mina foi descoberto em 1970 e operou comercialmente de modo descontínuo de 1982 a 1995. A geração de DAM foi constatada já no início dos processos de decapagem da mina, em 1977, atingindo as pilhas de estéril, a cava da mina e as vias de acesso (Cipriani, 2002). O Bota Fora 4 representa uma das maiores pilhas de estéril do local, ocupando uma área de 56,9 ha e com volume de estéril de $12,4 \times 10^6 \text{ m}^3$. Em sua base encontra-se uma bacia de captação da DAM, denominada de Bacia Nestor Figueiredo (BNF). A DAM gerada é bombeada para a cava da mina e depois para a estação de tratamento, onde são feitas as correções necessárias de pH, com adição de cal hidratada e posterior flocação e decantação de metais pesados e do sulfato de cálcio, e transbordo para o córrego do Cercado (Cipriani, 2002).

Estudos da mineralogia do estéril depositado na pilha foram realizados, na época, pela INB. Os resultados mostraram que a matriz é constituída por massas tinguaíticas/ fenolíticas, onde o feldspato potássico e a sericita são minerais dominantes, e impregnada por produtos hidrotermais, como pirita, fluorita, minerais de urânio, molibdênio e zircônio (Souza, 1995; Cipriani, 2002). Dessa forma, a acidez observada é consequência da oxidação da pirita que vem ocorrendo ao longo de anos. A exposição dessas rochas e de materiais de alteração de rochas antes isoladas do ar atmosférico acelera a oxidação dos sulfetos e aumenta a produção de ácido (Blowes et al., 2003). Uma recente avaliação de microrganismos nas águas drenadas das pilhas de estéril da INB revelou a presença de altos valores de densidade populacional média de bactérias *Acidithiobacillus (A. ferrooxidans e A. thiooxidans)*. Isso mostra que a ação das bactérias como catalisadoras ainda revela uma contribuição significativa no processo de oxidação dos estéreis da INB (Campos et al., 2010).

Nesse contexto, o principal objetivo do trabalho em questão foi investigar a capacidade de determinados produtos alcalinos de controlar a geração de ácido proveniente do estéril do Bota Fora 4 (BF4) por meio de sistemas colunas de lixiviação. Para isso, foram estudados três sistemas de coberturas que contêm, como agentes de neutralização a cal, o calcário e a lama vermelha, que é um resíduo gerado na indústria de alumínio.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem de água e de estéril

Amostras de água e de estéril foram coletadas em abril de 2007. A coleta foi realizada em dois pontos: no dreno da bacia BNF (amostra BNF) e a montante do BF4, no Córrego Consulta (amostra CC). Essas amostras foram devidamente acidificadas e preservadas para análise de metais e metaloides, por ICP OES, e para determinação de alcalinidade, acidez e sulfato (Greenberg et al., 1992). Parâmetros físico-químicos, como pH, Eh, condutividade e temperatura, foram medidos *in situ*, usando um equipamento Ultrameter, modelo 6P, da Myron L Company.

As amostras de estéril do BF4 foram coletadas com o auxílio de pá e picareta a cerca de 30 cm abaixo da superfície do solo, a fim de evitar a retirada de material muito alterado. Foram escolhidos três taludes para essa operação. Em cada talude, foram coletados três incrementos com cerca de 30 kg de estéril. O material foi desagregado, homogeneizado e quarteado. Para os ensaios em colunas o material foi peneirado, e a fração menor que 19 mm foi utilizada. Esse procedimento foi adotado para manter dentro da coluna (com 6,7 de diâmetro interno) uma relação máxima de quatro vezes entre o tamanho da maior partícula e o diâmetro da coluna (Souza, 1995).

Procedência dos materiais neutralizantes

A cal hidratada usada como sistema de cobertura foi fornecida pela INB. É o material usado no tratamento das águas ácidas da mina, para controle do pH. Essa cal é denominada comercialmente como Cal especial para pintura hidratada e aditivada da marca Calfix, sendo composta por hidróxido de cálcio, magnésio e aditivos.

O calcário dolomítico foi adquirido no comércio e é conhecido como calcário agrícola usado para ajuste do pH de solos ácidos. Neste estudo foi usado o AGRIMIG Calcário Agrícola Faixa C, que

é composto de 38 % de óxido de cálcio e 12,5 % de óxido de magnésio.

A lama vermelha foi fornecida de forma desidratada pela indústria de alumínio primário Alcoa Alumínio S.A. (Poços de Caldas, MG, Brasil).

Caracterização dos materiais

Após secagem a 40 °C, alíquotas de estéril, cal, calcário e lama vermelha foram pulverizadas até granulometria menor que 200 mesh. A amostra de estéril pulverizada foi encaminhada à análise de difração de raios X, para determinação da composição mineralógica. Essa identificação foi feita com um difratômetro de raios X da marca Shimadzu, equipado com um tubo de Co ($\lambda = 1,728 \text{ \AA}$), e os diagramas obtidos foram interpretados com base no Powder Diffraction Files (JCPDS, 1967). Para determinação dos elementos-traço, as amostras de estéril, cal, calcário e lama vermelha foram solubilizadas por meio de digestão ácida ($\text{HNO}_3/\text{HCl}/\text{HF}$) e analisadas por Espectrometria de Emissão Óptica de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES), da Spectro Ciros CCD. Os teores de SiO_2 das amostras de estéril e da lama vermelha foram determinados por gravimetria. Determinações de U e SO_4^{2-} foram realizadas na amostra de estéril pela Acme Analítica Laboratórios Ltda. O teor de U foi obtido por Espectrometria de Massa (ICP MS) da Perkin Elmer Elan 6000, e a concentração de SO_4^{2-} foi determinada por meio de um analisador de enxofre Leco.

Durante percolação nas colunas foi utilizada água desionizada, e as águas influentes e efluentes foram analisadas para parâmetros químicos e físico-químicos, como pH, Eh, condutividade elétrica, temperatura, alcalinidade, metais e metaloides. Após cada eluição, o pH e Eh foram medidos usando um medidor de pH/Eh da marca Digimed, modelo DM-22, e a condutividade elétrica foi medida em um condutivímetro Digimed, modelo DM-32. As concentrações dos metais e metaloides em águas

efluentes e influentes das colunas também foram obtidas por ICP OES. Os teores de S total foram expressos em SO_4^{2-} . Os resultados foram validados com uso do material de referência NIST 1643e para as águas e GBW07311 para as amostras sólidas.

Preparação das colunas e coberturas

Os ensaios de lixiviação em colunas foram realizados em laboratório (Laboratório de Geoquímica/Degeo/UFOP). Foram usadas no ensaio colunas de vidro com 70 cm de altura e 6,7 cm de diâmetro interno. As colunas foram preparadas colocando-se na base um sistema de filtração eficiente, contendo geotêxtil e pérolas de vidro. A amostra de estéril previamente peneirada e pesada foi colocada em contato com o geotêxtil e, acima do estéril, outra camada de geotêxtil, a fim de evitar o caminho preferencial da água percolada. Acima do estéril foi colocado um sistema de cobertura que continha um frasco PET perfurado, com uma camada de geotêxtil no fundo. Acima da cobertura foi colocada outra camada de geotêxtil. Sistemas de coberturas foram montados independentes do estéril, para controle da capacidade de neutralização da cobertura. Assim, foram preparadas sete colunas, quatro com estéril, sendo uma a coluna em branco (C1) e as outras três com diferentes coberturas (C2, C3 e C4); e três somente com coberturas (COB2, COB3 e COB4) (Quadro 1).

As coberturas foram preparadas com uma mistura de estéril, 10 % de material neutralizante e 25 % de pérola de vidro. As proporções foram calculadas em peso seco, e o material foi pesado e homogeneizado. Essa mistura foi colocada dentro do frasco PET perfurado, representando 8 cm de altura de cobertura. A massa de estéril foi calculada a fim de obter 40 cm de altura de estéril dentro da coluna (1.400 g em peso seco). Dessa forma, a relação cobertura/coluna foi de 1/5 (Figura 1).

Com objetivo de simular a precipitação pluvial média anual num período de 30 dias, foram

Quadro 1. Denominação e composição das colunas e coberturas

Identificação	Nome	Estéril (peso seco)	Material Neutralizante
C1	Coluna 1	1400 g	-
C2	Coluna 2	1400 g	Lama Vermelha (10 % em peso seco)
C3	Coluna 3	1400 g	Calcário (10 % em peso seco)
C4	Coluna 4	1400 g	Cal (10 % em peso seco)
COB2	Cobertura 2	-	Lama Vermelha (10 % em peso seco)
COB3	Cobertura 3	-	Calcário (10 % em peso seco)
COB4	Cobertura 4	-	Cal (10 % em peso seco)

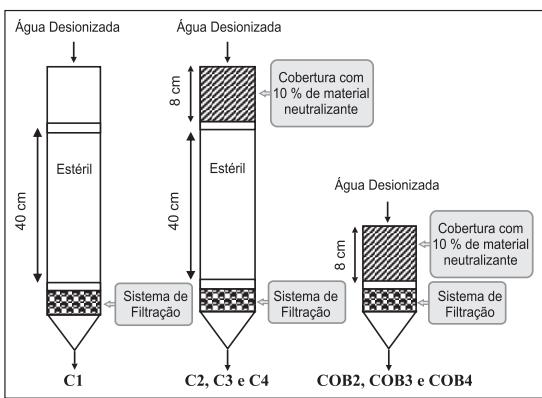


Figura 1. Diagrama esquemático das colunas (C1, C2, C3, C4, COB2, COB3 e COB4).

adicionados 2 L de água desionizada a cada 10 dias de ensaio. Esse volume foi obtido por meio do cálculo realizado com base na precipitação pluvial média anual local, de 1637,48 mm (Tedeschi, 2005), e na área transversal da coluna, de 35,25 cm², considerando o diâmetro interno desta de 6,7 cm.

A vazão da entrada de água foi controlada em função da vazão de saída da coluna (2,5 mL min⁻¹), para evitar formação de coluna d'água acima do estéril. A água foi aplicada diariamente com auxílio de tubos Tygon® R-3603 e controlada por bomba peristáltica de baixa vazão, modelo BP-600.04, da marca Milan, até que o volume de água coletado atingisse cerca de 200 mL.

A coleta do lixiviado foi feita diariamente, com leitura dos parâmetros físico-químicos. Amostras para ICP OES e alcalinidade foram coletadas diariamente até a amostra 8, em dias alternados até a amostra 20, a cada três dias até o 76º dia e uma vez por semana até o fim do ensaio. As determinações de alcalinidade foram realizadas no prazo de 24 h, segundo método descrito por Greenberg et al. (1992). As amostras para ICP OES foram filtradas em membrana de 0,45 µm, acidificadas com três gotas de HNO₃ e armazenadas a 4 °C até o momento da determinação de metais e metaloides encontrados nas águas lixiviadas (Greenberg et al., 1992).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise mineralógica do estéril e da lama vermelha

As determinações mineralógicas realizadas nas amostras de estéril por meio da difração de raios X revelam a presença de ortoclásio, moscovita,

caulinita, gibbsita e goethita como componentes majoritários. Uma avaliação de termogramas obtidos por análise termogravimétrica foi realizada por Leite (2010) e possibilitou a quantificação desses componentes na amostra de estéril, resultando nas seguintes proporções de cada mineral: 61,43 % de ortoclásio ($KAlSi_3O_8$); 29,41 % de caulinita [$Al_2Si_2O_5(OH)_4$]; 6,51 % de goethita ($FeOOH$); 1,56 % de gibbsita [$Al(OH)_3$]; e 1,09 % de moscovita [$KAl_2Si_3AlO_{10}(OH,F)_2$].

A mineralogia da lama vermelha proveniente da mesma fábrica (Alcoa Alumínio S.A.) foi realizada por Shinzato et al. (2009), tendo sido encontrados hematita (Fe_2O_3) e goethita ($FeOOH$) como maiores componentes da amostra.

Análise química do estéril e dos agentes alcalinos

O quadro 2 apresenta a composição química da amostra de estéril e dos agentes alcalinos utilizados nas colunas (lama vermelha, calcário e cal). Além dos resultados apresentados, apenas para o estéril, foram realizadas determinações de SO₄²⁻ e U. Para SO₄²⁻ foi encontrado teor de 700 mg kg⁻¹ e, para U, uma concentração de 119 mg kg⁻¹. Utilizando este teor de SO₄²⁻ e a concentração de S_{total} no estéril (401 mg kg⁻¹), foi possível calcular a quantidade de S_{sulfeto}. A concentração S_{sulfeto} obtida por diferença foi de 168 mg kg⁻¹. A composição química do estéril do BF4 é caracterizada pela presença de alto teor de SiO₂ (46,9 %), seguido de Al₂O₃ (29,9 %), K₂O (7,81 %) e Fe₂O₃ (5,03 %). Esse resultado é reflexo da análise mineralógica, a qual mostra que o material é composto, em sua maioria, por aluminossilicatos e argilominerais (ortoclásio e caulinita). Dos elementos-traço, é importante observar elevadas concentrações de Mo (270 mg kg⁻¹) e Zr (1771 mg kg⁻¹). Esses elementos são provenientes dos produtos hidrotermais, fazendo parte da geologia local juntamente com a pirita, a fluorita e os minerais de urânio (Waber et al., 1992). Alguns elementos de interesse ambiental também estão presentes no estéril em quantidades significativas: As (61,7 mg kg⁻¹), Ba (668 mg kg⁻¹), Pb (258 mg kg⁻¹), Sr (502 mg kg⁻¹), V (336 mg kg⁻¹) e Zn (95,2 mg kg⁻¹).

A lama vermelha usada neste trabalho é composta basicamente de 28 % de Fe₂O₃, 24,9 % de Al₂O₃, 16,5 % de SiO₂ e 9,12 % de Na₂O. Esses valores refletem as proporções normalmente encontradas nesse tipo de material (Klauber et al., 2009). Foi possível verificar a presença de alguns elementos-traço: Ba (191 mg kg⁻¹), Co (52,8 mg kg⁻¹), Cr (39,5 mg kg⁻¹), Pb (237 mg kg⁻¹), Sr (371 mg kg⁻¹), V (485 mg kg⁻¹), Zn (182 mg kg⁻¹) e Zr (3736 mg kg⁻¹).

A composição química encontrada para o calcário dolomítico está dentro do esperado para os elementos maiores, 42,1 % de CaO e 13,3 %

Quadro 2. Composição química da amostra de estéril e dos agentes alcalinos

	Estéril	Lama	Calcário	Cal	GBW07311	GBW07311	TR
					VC	%	
Elementos Maiores (%)							
Al ₂ O ₃	29,9	24,9	0,588	0,137	10,2	10,6	96,5
CaO	0,0351	2,33	42,1	68,0	0,452	0,470	96,2
Fe ₂ O ₃	5,03	28,0	0,262	0,115	4,56	4,39	104
K ₂ O	7,81	1,55	0,151	0,0669	2,99	3,28	91,1
MgO	0,0955	0,0490	13,3	0,715	0,555	0,620	89,4
MnO	0,111	0,428	0,0144	0,00105	0,292	0,322	90,8
Na ₂ O	0,0928	9,12	0,0289	0,0221	0,393	0,460	85,5
P ₂ O ₅	0,172	0,424	0,0506	0,104	0,0450	0,0580	77,6
TiO ₂	0,587	3,79	0,0212	0,00778	0,296	0,350	84,4
SiO ₂	46,9	16,5	ND	ND	ND	ND	ND
PPC	7,85	13,0	43,9	27,1	ND	ND	ND
Elementos-traço (mg kg ⁻¹)							
As	61,7	< 5,98	< 5,98	< 5,98	192	188	102
Ba	668	191	51,8	35,7	248	260	95,3
Co	13,0	52,4	12,1	< 1,15	9,58	8,50	113
Cr	14,3	39,5	6,05	2,34	38,5	40,0	96,3
Cu	< 1,90	< 1,90	4,01	< 1,90	77,3	78,6	98,3
Mo	270	27,5	< 1,28	< 1,28	2,47	5,90	41,9
Ni	< 1,72	2,27	< 1,72	< 1,72	11,8	14,3	82,7
Pb	258	237	< 7,46	< 7,46	676	636	106
S	401	539	2040	2652	166	170	97,8
Sr	502	371	278	1408	27,9	29,0	96,1
Th	107	149	< 1,72	< 1,72	21,1	23,3	90,7
V	336	485	< 6,38	< 6,38	51,4	46,0	112
Y	128	67,1	1,71	< 0,336	35,3	42,7	82,7
Zn	95,2	182	20,3	4,39	381	373	102
Zr	1771	3736	6,34	< 0,866	82,8	153	54,1

VC: valor certificado. TR: taxa de recuperação. ND: não determinado.

de MgO, já que esses valores estão próximos aos informados pelo fabricante: 38 % CaO e 12,5 % de MgO. Dos elementos-traço encontrados no calcário, vale destacar Ba (51,8 mg kg⁻¹), S (2.040 mg kg⁻¹) e Sr (278 mg kg⁻¹).

A cal apresenta composição esperada, com 68 % de CaO, o que representa 102 % de Ca(OH)₂. Para os traços foram encontradas concentrações significativas de Ba (35,7 mg kg⁻¹), S (2.652 mg kg⁻¹) e Sr (1.408 mg kg⁻¹). O material de referência utilizado (GBW07311) apresentou taxa de recuperação satisfatória (entre 80 e 120 %) para a maioria dos elementos avaliados. Exceções são observadas para P, Mo e Zr, para os quais as TRs (%) ficaram inferiores ao desejado. Isso pode estar relacionado com o procedimento de digestão adotado.

Testes cinéticos com sistemas de coberturas alcalinas

Variações de pH, Eh, condutividade e temperatura são mostradas em função do tempo (Figura 2). A coluna C1 apresenta variação de pH de 3,74 a 4,75. O Eh varia de 180 mV a 394 mV, e os valores de condutividade decrescem de 824 para 29,4 µS cm⁻¹. Esses valores mostram a capacidade estéril do BF4 de gerar ácido ao longo de 100 dias de ensaio

de coluna e caracterizam a drenagem ácida do material usado. Nas colunas C2 e C4, com o uso da lama vermelha e cal como coberturas foi possível observar aumento do pH (3,74 a 8,05 para C2 e 3,67 a 11,58 para C4). Já a presença de calcário na cobertura (C3) não levou a aumento satisfatório do pH (3,60 a 5,13). Na avaliação das coberturas, as três mostraram-se eficientes quanto à capacidade de neutralização, uma vez que durante o ensaio as águas lixiviadas apresentaram-se básicas durante todo o ensaio (COB2: 11,36 a 8,10; COB3: 9,05 a 7,12 e COB4: 12,94 a 10,94). No entanto, apesar de a cobertura com calcário (COB3) ter gerado um pH básico, essa condição não foi suficiente para neutralizar o estéril na coluna C3.

As temperaturas das amostras apresentaram queda ao longo do ensaio como reflexo da temperatura ambiente, visto que ele foi realizado entre os meses de abril, maio e junho de 2010. Os valores variaram de 17,3 a 25 °C (Figura 2i,j).

A cal surte efeito relativamente mais eficiente do que as demais coberturas no aumento do pH do lixiviado (Figura 2a). No caso específico do uso da cobertura de cal e lama vermelha, até o 50º dia o pH permanece ligeiramente ácido; após esse período sofre aumento brusco, que pode ser explicado pelo esgotamento de H₂SO₄.

A cal e o calcário em sua composição química revelam somatório de teores de CaO e MgO semelhantes (Quadro 2). No entanto, a cal apresenta maior capacidade de neutralização. Isso se deve ao fato de a cal utilizada no ensaio em questão apresentar-se na forma de cal hidratada $[Ca(OH)_2]$, o que possibilita ação neutralizante mais imediata. Já o calcário dolomítico contém seus constituintes majoritários (Ca e Mg) na forma de carbonatos, o que torna o processo de neutralização mais lento (INAP, 2011).

Apesar de as medidas de pH das colunas que contêm o material de cobertura mostrarem que a cal tem maior potencial neutralizador, esse mesmo material tem o inconveniente de introduzir material solúvel na água efluente. Isso é mostrado pelos valores relativamente altos de condutividade na COB4, devido à alta solubilidade desse material. Esse mesmo comportamento é observado nos primeiros 20 dias da coluna C4 e no final deste ensaio, a partir de 75 dias, devido a um possível esgotamento de SO_4^{2-} (Figura 2d). Entre os dias 20

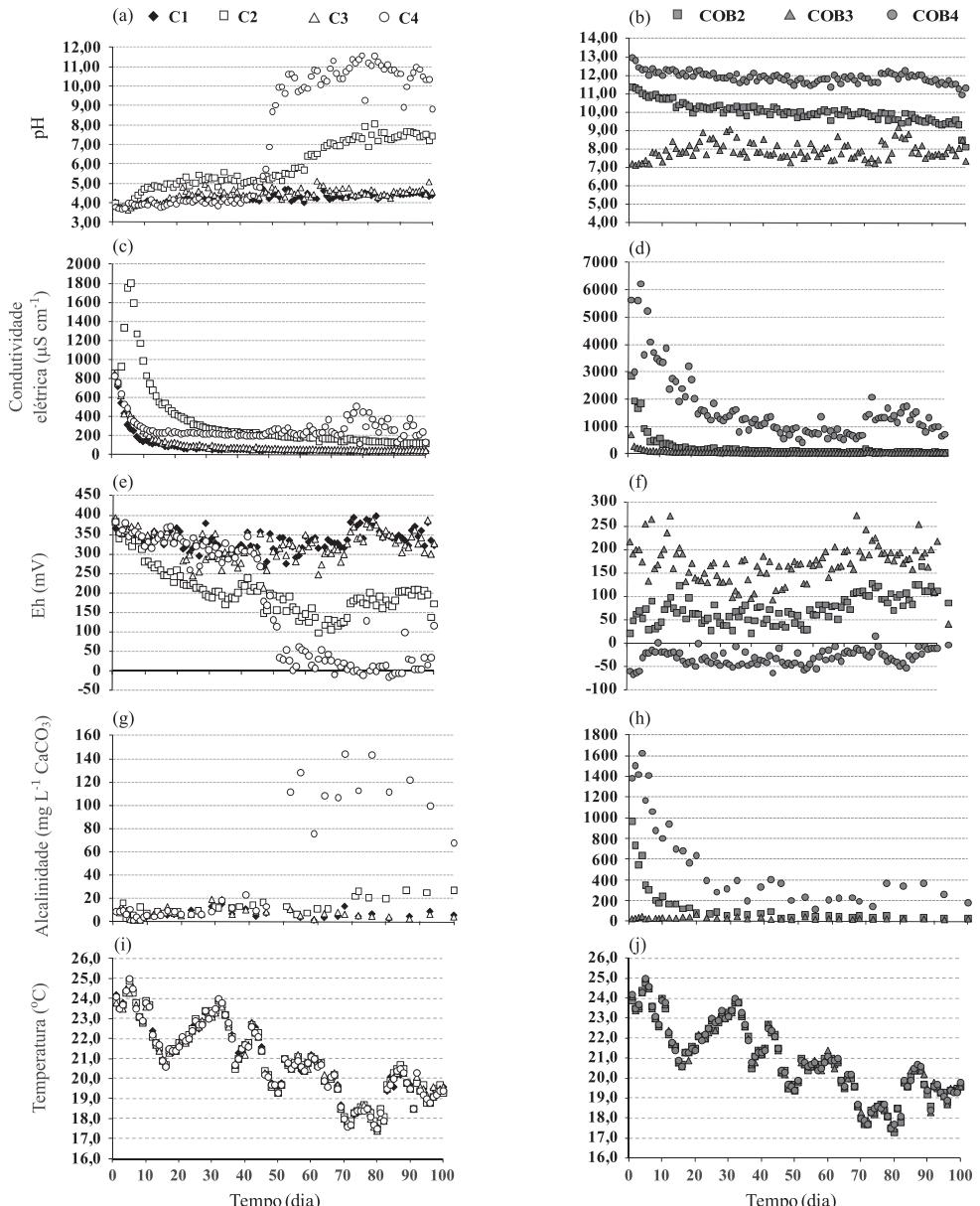


Figura 2. Variações de pH, condutividade elétrica, Eh, alcalinidade e temperatura ao longo do tempo.

e 75 ocorre, provavelmente, a formação de material insolúvel em decorrência da reação do Ca^{2+} com o sulfato proveniente da drenagem ácida do estéril.

A condutividade na coluna C2 quase dobra após uma semana de ensaio e depois cai gradativamente. Esse mesmo comportamento é também observado para a concentração de Na no lixiviado, mostrando que esse elemento é o principal responsável pela quantidade de material dissolvido na água percolada através da coluna C2.

A condutividade dos lixiviados das colunas com cobertura (Figura 2c,d) estabiliza-se após 30 dias, mostrando que os sólidos dissolvidos diminuem significativamente após esse período. Nota-se aqui que as condutividades dos lixiviados das colunas com cobertura de lama vermelha e cal estabilizam-se em valores ligeiramente mais altos que os das demais colunas. No entanto, no final dos ensaios, a coluna com lama vermelha como cobertura adiciona menos material solúvel ao lixiviado.

Os valores de Eh diminuem em presença dos agentes alcalinos e, com o uso de cal, observam-se valores negativos (Figura 2e,f). Essa condição desfavorece o processo de oxidação dos sulfetos no estéril, diminuindo a formação de H_2SO_4 .

A alcalinidade total ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^-$) é usada como um indicador de capacidade de neutralização dos sistemas de colunas testados neste estudo (Stumm & Morgan, 1981). Os lixiviados das colunas com lama vermelha e cal apresentam maior concentração de alcalinidade dissolvida (Figura 2g). São observadas variações de 3,25 a 27,3 mg L⁻¹ para os efluentes da coluna C2 e de 3,80 a 144 mg L⁻¹ para os da coluna COB4. Isso é reflexo do que foi observado nos sistemas com coberturas, que apresentam variação de 970 a 28,3 mg L⁻¹ para as amostras da COB2 e de 1.627 a 114 mg L⁻¹ para as amostras da COB4.

Os elementos maiores eluídos nas colunas podem ser observados na figura 3. Todos apresentam o mesmo comportamento de abatimento de concentração até o 30º dia, de acordo com a condutividade (Figura 2c), mostrando o esgotamento da fonte.

Os valores de Ca no lixiviado aumentam depois de 50 dias na C4 e na COB4 (Figura 3e,f). Essa introdução deve-se à presença da cal e ao esgotamento da fonte de SO_4^{2-} . O comportamento da C1 revela que a condutividade obtida nesta coluna deve-se, principalmente, à presença de Ca (até 80 mg L⁻¹) e SO_4^{2-} (até 529 mg L⁻¹). O sulfato deve-se, principalmente, à dissolução de minerais secundários, uma vez que a maior parte do S presente na composição química do estéril encontra-se na forma oxidada (SO_4^{2-}) (Figura 3i,j). Já a adição

de Ca pelo estéril (C1) resulta, principalmente, da dissolução de carbonatos, fluorita, apatita e de plagioclásios presentes na rocha da região (Waber et al., 1992).

A concentração de Na fica bastante elevada na C2 (até 380 mg L⁻¹) e na COB2 (até 661 mg L⁻¹), em função da lama vermelha usada como agente alcalino (Figura 3a,b). Esse elemento está presente na lama vermelha devido ao processo de digestão alcalina da bauxita com adição de hidróxido de sódio, também conhecido como Processo Bayer (Klauber et al., 2009). Apesar disso, o ensaio na C2 mostra que o Na é bastante lixiviado ao longo de 100 dias e aparece numa concentração relativamente baixa (25,2 mg L⁻¹) no final do ensaio. Nas outras colunas não há quantidades significativas de Na (máximo de 9,49 mg L⁻¹) (Figura 3a).

O comportamento do K é semelhante em todas as colunas e coberturas (Figura 3c,d). Os gráficos de eluição mostram que a maior parte do K dissolvido decorre de sua presença em altas concentrações no estéril. Um aspecto geoquímico importante da litologia local é a ocorrência de uma “rocha potássica”, resultante da alteração de tinguaitos por processos hidrotermais e de intemperismo (Fraenkel et al., 1985). Além disso, Na e K juntos com o Si (Figura 4e,f) são eluídos com a dissolução de feldspatos alcalinos presentes no estéril.

As concentrações de Mg são muito semelhantes nas colunas C1, C2 e C4 (Figura 3g). Tedeschi (2005) sugere que as fontes de Mg no estéril são de minerais ferro-magnesianos provenientes das rochas básicas e ultrabásicas encontradas na mina. Nas colunas C3 e COB3 são observadas maiores concentrações desse elemento, que persistem até o final do ensaio em razão do uso de calcário dolomítico como cobertura (Figura 3g,h).

O Al também aparece como elemento majoritário no estéril (29,9 % de Al_2O_3) e pode ser observado em todas as colunas (C1, C2, C3 e C4, na Figura 4a,b) com concentrações máximas que variam entre 38,1 e 42,1 mg L⁻¹. A presença de Al está relacionada com os minerais encontrados no estéril (gibbsitas, aluminossilicatos e argilominerais). Maior concentração de Al é observada na C2 devido à presença da lama vermelha. Essa adição de Al no sistema também pode ser observada na COB2 (Figura 4b). Na coluna com cal como cobertura (C4, na Figura 4a) é possível observar aumento de Al após 50 dias, como consequência do aumento do pH para valores maiores que 9. Em soluções com este pH esse íon se solubiliza na forma de aluminatos [Al(OH)_4^-] (Stumm & Morgan, 1981).

As concentrações máximas de Mn encontradas nas águas lixiviadas das colunas C1, C2, C3 e C4 variaram de 32,1 a 35,2 mg L⁻¹. A presença

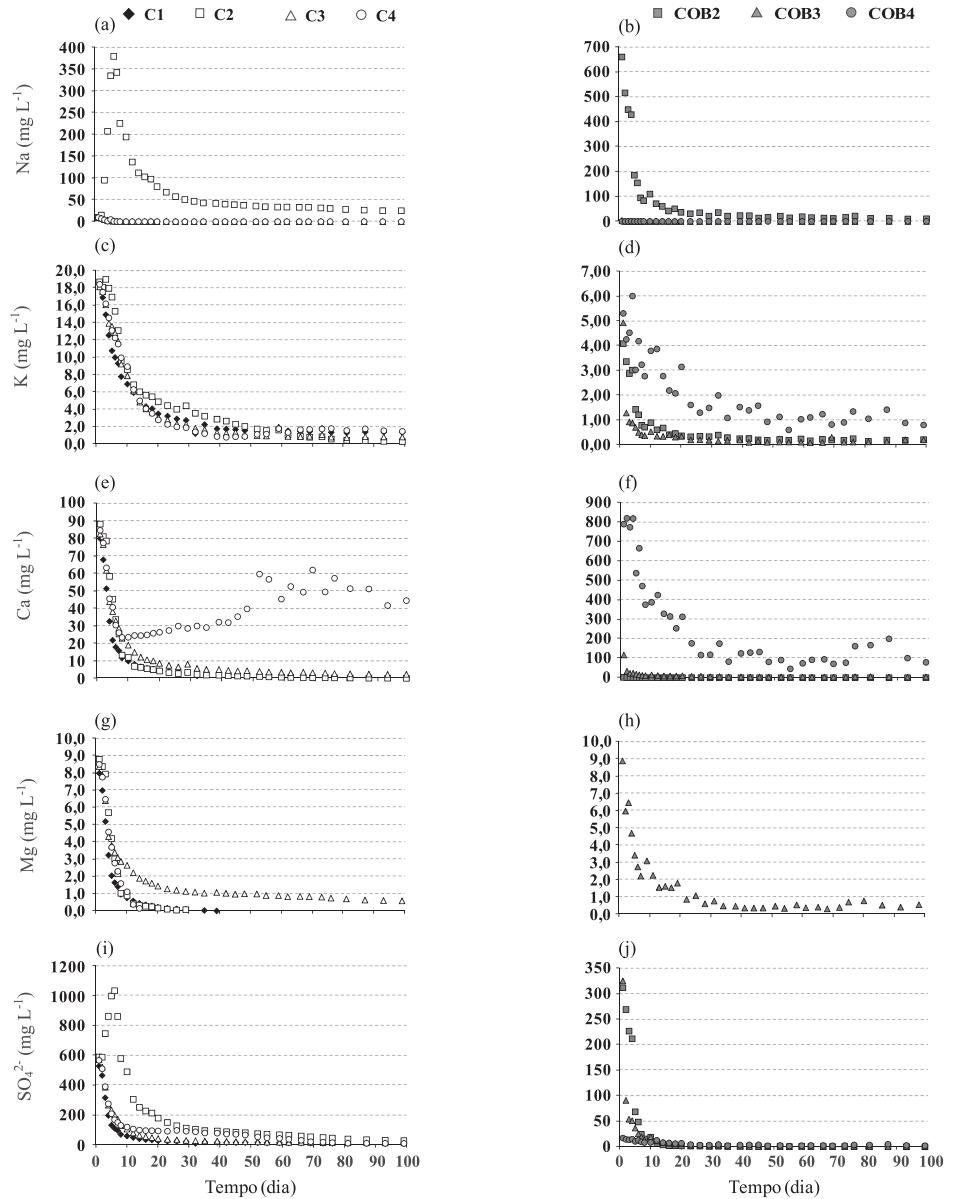


Figura 3. Variações de elementos maiores (Na, K, Ca e Mg) e de sulfato nas águas lixiviadas ao longo do tempo.

desse elemento deve-se à ocorrência de pirolusita (MnO_2) na mina (Waber et al., 1992) (Figura 4c,d). O Mn representa uma preocupação na estação de tratamento da mina em questão, pela necessidade de um pH maior que 10 para garantir a sua precipitação (Tedeschi, 2005).

O comportamento de eluição do Zn ocorreu de maneira semelhante nas colunas C1, C2, C3 e C4, mostrando que o estéril é o principal contribuinte

do Zn lixiviado (Figura 4g,h). As concentrações máximas observadas variaram de 10,6 a 11,8 mg L⁻¹. Isso se deve à dissolução da esfalerita (ZnS) presente no estéril (Waber et al., 1992; Souza, 1995).

A presença do Fe é observada em algumas amostras de lixiviado (Figura 5e). Essa concentração é aumentada com o uso de lama vermelha na cobertura (maiores em C2 e COB2), visto que o Fe representa 28 % (em Fe_2O_3) da composição desta

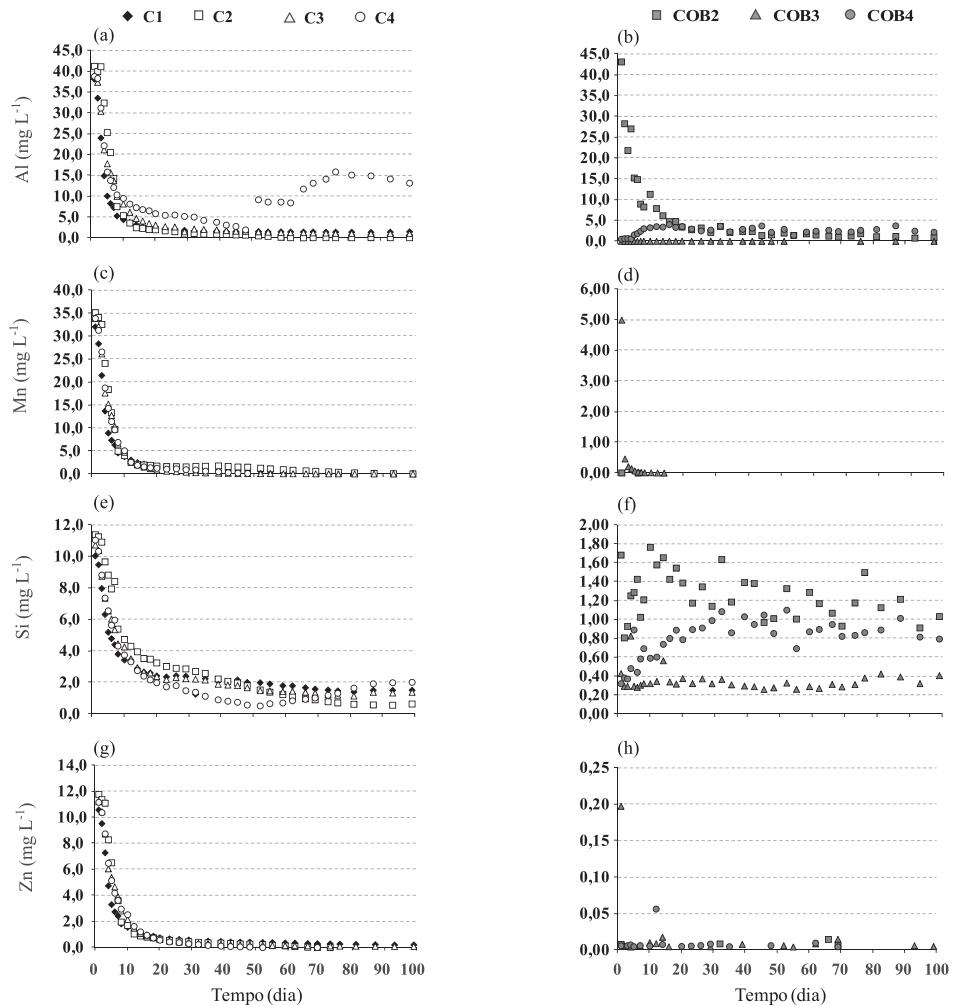


Figura 4. Variações de elementos maiores (Al, Mn, Si e Zn) nas águas lixiviadas ao longo do tempo.

Essa ausência de Fe no lixiviado pode ser explicada pela precipitação desse elemento, formando óxidos e hidróxidos, como, por exemplo, na forma de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, altamente insolúvel, mesmo em valores de baixo pH (Stumm & Morgan, 1981). Além disso, Souza (1995) atribui esse fato também à razoável percentagem de finos presentes no estéril do BF4, que contribui para a retenção mecânica e físico-química do Fe precipitado. Outros tipos de oxi-hidróxidos de Fe podem ser formados como resultado das reações de oxidação e neutralização de sulfetos, dependendo de parâmetros que incluem pH e concentração de metais e de ânions como SO_4^{2-} e CO_3^{2-} . Precipitados de ferridrita (nominalmente $9\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) e de misturas de ferridrita com goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) são formados com valores de pH iguais a 6,5 ou maiores, enquanto a schwertmanita [$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$] com traços de goethita é formada de águas ácidas

com valores de pH entre 2,8 e 4,5 (Mylona et al., 2000; Blowes et al., 2003).

O comportamento dos elementos-traçadores encontrados nas águas lixiviadas das coberturas e colunas estudadas é mostrado na figura 5. Entre os elementos estudados, merecem destaque as altas concentrações de Sr, Y e Mo.

A concentração de Sr é significativamente alterada com o uso de cal como cobertura. Isso se deve ao fato de o Sr normalmente apresentar-se associado ao Ca, já que esses elementos têm comportamentos geoquímicos semelhantes. Esse fato pode ser observado na COB4, com concentrações que chegam a $10.388 \mu\text{g L}^{-1}$ de Sr. Apesar disso, o lixiviado da C4 apresenta concentrações máximas de Sr semelhantes às das outras colunas (cerca de $1.400 \mu\text{g L}^{-1}$). No final do ensaio, as concentrações

para esse elemento apresentaram diferenças significativas: 55,4 mg L⁻¹ na C1; 1,94 mg L⁻¹ na C2; 31,5 mg L⁻¹ na C3; e 221 mg L⁻¹ na C4 (Figura 5b).

A presença de Y é observada nas colunas com concentrações máximas variando de 5.016 a 6.064 µg L⁻¹ (Figura 5c). Maiores concentrações de Y são eluídas com o uso de lama vermelha como cobertura, o que pode estar associado à maior presença desse elemento em sua composição (67,1 mg kg⁻¹) quando comparado aos outros agentes alcalinos utilizados (Quadro 2). O comportamento do Zr em solução é semelhante nas colunas C1, C3 e C4 (máxima de 74,3 µg L⁻¹) e nas coberturas COB3 e COB4 (máxima de 5,27 µg L⁻¹). Essas concentrações ficaram um pouco aumentadas nas colunas C2 (máxima de 81,6 µg L⁻¹) e COB2 (máxima de 14,4 µg L⁻¹) quando foi usada lama vermelha (Figura 5d). Esse resultado também pode ser reflexo da composição química da

lama vermelha, com 3.736 mg kg⁻¹ de Zr. No estéril a presença desses elementos deve-se à ocorrência de zirconita com impurezas de Y. Também é observado Y na fluorita e na illita (Waber et al., 1992).

Fraenkel et al. (1985) descrevem o Mo como elemento associado à mineralização de U, principalmente como os minerais jordisita (MoS_2) e ilsemannita ($\text{Mo}_3\text{O}_8 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$). Esse fato justifica a concentração considerável de Mo encontrada na composição do estéril (270 mg kg⁻¹). No entanto, nos ensaios em colunas, o Mo aparece apenas nas três últimas amostras avaliadas na coluna C2 (máxima de 59,7 µg L⁻¹) e a partir do 39º dia na coluna C4 (máxima de 2242 µg L⁻¹). A presença de Mo no lixiviado da C4 coincide com o aumento de pH, o que mostra que sua solubilidade aumenta em pH alcalino. Nas coberturas, maiores concentrações desse elemento são observadas na COB2 (máxima

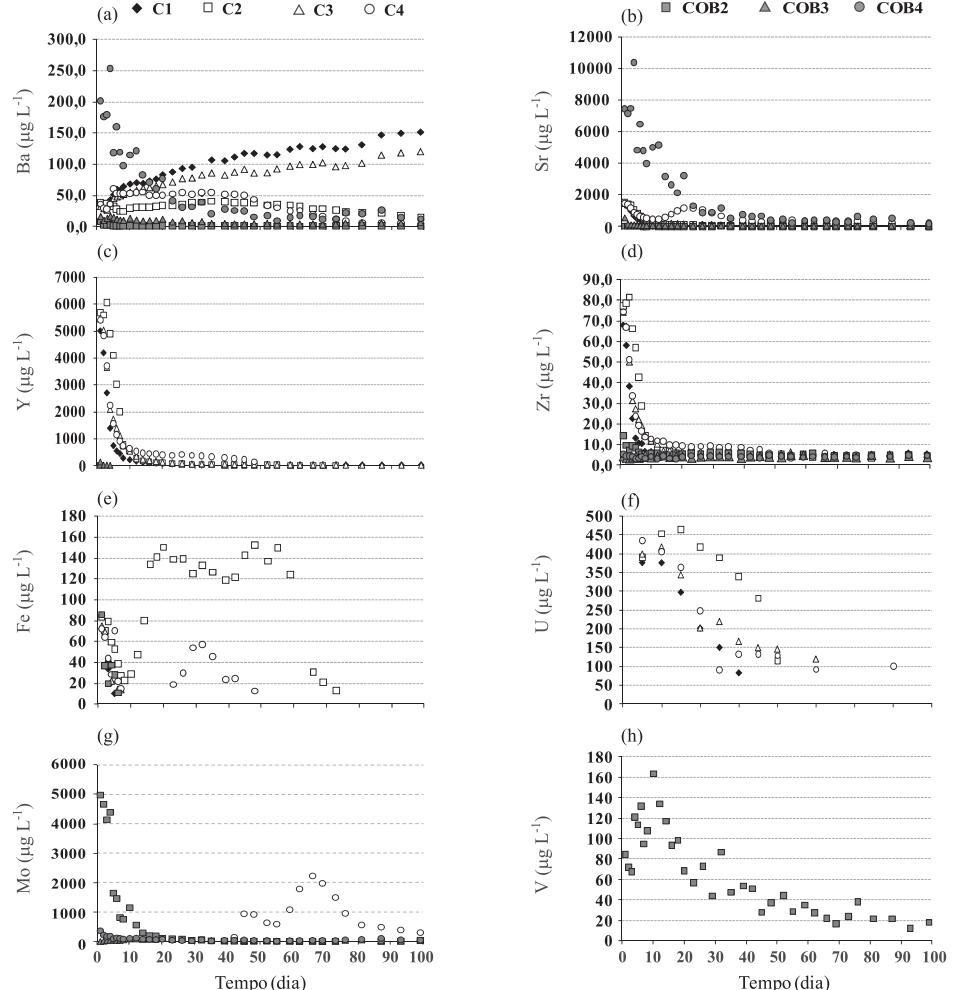


Figura 5. Variações de elementos-traço (Ba, Sr, Y, Zr, Fe, U, Mo e V) nas águas lixiviadas ao longo do tempo

de $4.987 \mu\text{g L}^{-1}$). Isso mostra que a lama vermelha pode ser responsável pelo acréscimo desse elemento ao efluente, pela sua presença na composição da lama e, ou, favorecendo a dissolução do Mo presente no estéril (Figura 5g) pelo aumento do pH. Outro elemento que parece estar sendo adicionado com o uso de lama vermelha é o V, que aparece apenas na COB2 (máximo de $163 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5h). Apesar disso, sua ausência nas águas lixiviadas na coluna C2 indica que ocorreu retenção deste elemento dentro da coluna. Na composição química da lama vermelha foram encontrados $27,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de Mo e 485 mg kg^{-1} de V.

Para a maioria dos elementos determinados por ICP OES, as concentrações apresentaram decréscimo acelerado nos 15 primeiros dias, com exceção do Ba, que revelou acréscimo ao longo do tempo (Figura 5a). O aumento da concentração de Ba deve-se ao abaixamento da concentração de sulfato, elemento com o qual ele estabelece um equilíbrio e forma um composto insolúvel, o BaSO_4 ($K_{\text{ps}} = 1,1 \times 10^{-10}$).

Concentrações de U foram detectadas nos primeiros 14 dias apenas nos lixiviados das colunas (C1, C2, C3 e C4) (Figura 5f), mostrando que o estéril libera quantidades ainda significativas

desse elemento. As concentrações encontradas são semelhantes nas diferentes colunas: de $377 \pm 82,0 \mu\text{g L}^{-1}$ na C1; de $465 \pm 115 \mu\text{g L}^{-1}$ na C2; de $417 \pm 119 \mu\text{g L}^{-1}$ na C3; e de $435 \pm 90,2 \mu\text{g L}^{-1}$ na C4.

Na figura 6 são apresentados alguns elementos-trânsito que foram detectados nos lixiviados dos primeiros dias do ensaio: Co e Ni nos primeiros oito dias; As e Cd nos primeiros 16 dias; e Cu e Sc nos primeiros 24 dias. Esses elementos não parecem estar sendo adicionados aos lixiviados pelas coberturas, pois os resultados das colunas com diferentes coberturas apresentaram o mesmo comportamento do efluente da coluna C1 (apenas com o estéril). Considerando as concentrações máximas eluídas nas colunas C1, C2, C3 e C4, foi possível observar que as concentrações de As variaram de 785 a $893 \mu\text{g L}^{-1}$; as de Cd, de $43,7$ a $52,9 \mu\text{g L}^{-1}$; as de Co, de $41,2$ a $50,1 \mu\text{g L}^{-1}$; as de Cu de $13,1$ a $20,1 \mu\text{g L}^{-1}$; as de Ni, de $88,3$ a $103 \mu\text{g L}^{-1}$; e as de Sc, de $3,06$ a $3,23 \mu\text{g L}^{-1}$.

Análise química das águas e dos lixiviados

No quadro 3 são apresentados os parâmetros físico-químicos e químicos avaliados nas amostras de águas coletadas no campo. A água da bacia de decantação BNF (amostra BNF) apresenta pH

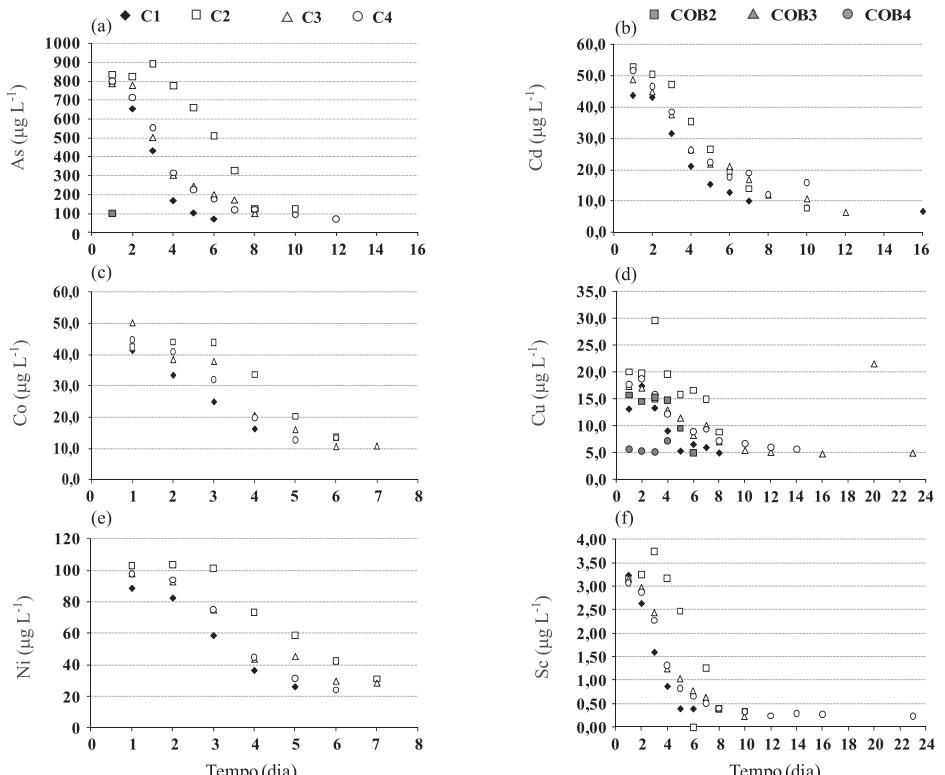


Figura 6. Variações de elementos-trânsito (As, Cd, Co, Cu, Ni e Sc) nas águas lixiviadas ao longo do tempo

bastante ácido (3,25) e altos valores de condutividade, Eh, acidez e sulfato. Esses resultados confirmam as condições de drenagem ácida já conhecidas no local estudado, sobretudo quando comparados aos resultados do Córrego Consulta (amostra CC), que se encontra a montante da mina.

O quadro 4 apresenta os resultados obtidos por ICP OES para as amostras de águas coletadas no campo e as concentrações máximas e mínimas nas colunas C1 (estéril) e C2 (estéril com cobertura de lama vermelha). Os resultados obtidos mostram, entre os elementos maiores, elevadas concentrações de Al, Mn e Zn para a amostra BNF. Para os elementos menores e traços analisados, merecem atenção as elevadas concentrações obtidas para Sr, Y, U e As na amostra BNF. O Ba apresenta comportamento contrário, e maiores teores são observados para a amostra CC (do Córrego Consulta).

Os teores obtidos foram comparados com os valores admitidos pela Resolução 357 do CONAMA (CONAMA, 2005). Pode-se observar que, para a maioria dos elementos, as concentrações obtidas na amostra CC apresentaram valores inferiores aos valores máximos permitidos para águas de classe I. Os elementos U, As e Cd estiveram abaixo do LQ da técnica utilizada, e seus LQ foram superiores aos valores permitidos. Já a amostra BNF foi avaliada com os valores máximos permitidos para lançamento de efluentes, e os elementos Mn, Zn e As mostraram valores superiores aos permitidos pela resolução.

A concentração de U na amostra BNF ($12.520 \mu\text{g L}^{-1}$) é bastante elevada quando comparada com a da amostra CC ($<81,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Um estudo de campo recente, realizado por Campos et al. (2010) revelou elevadas concentrações desse elemento em águas drenadas nas pilhas de estéril (8.110 e

Quadro 3. Parâmetros físico-químicos e químicos das amostras de águas coletadas no campo

Amostra	T	pH	Eh	CE	Alcalinidade	Acidez	SO_4^{2-}
	°C		mV	$\mu\text{S cm}^{-1}$	$\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$	$\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$	mg L^{-1}
BNF	22,1	3,25	487	2262	ND	1636	1713
CC	22,0	6,17	183	15,7	7,40	ND	1,99

CE: condutividade elétrica. ND: não determinado.

Quadro 4. Concentrações de elementos maiores, menores e traços nas amostras de águas

	Campo		Coluna C1		Coluna C2		CONAMA Res. 357		Nist 1643e	Nist 1643e	TR
	BNF	CC	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	(1)	(2)	VC	(%)	
Elementos maiores (mg L^{-1})											
Na	1,89	4,01	9,49	0,0412	380	25,2			19,8	20,7	95,4
K	9,21	0,59	18,5	1,31	18,7	0,296			1,87	2,03	91,9
Ca	117	0,67	80,0	0,612	88,3	0,147			31,5	32,3	97,6
Mg	11,2	0,15	7,99	< 0,0025	8,80	< 0,0025			7,91	8,04	98,4
Al	340	0,0758	38,1	0,879	42,1	0,0504	0,1		0,136	0,142	95,7
Mn	146	0,147	32,1	0,189	35,2	0,0774	0,1	1	0,0365	0,0390	93,7
Zn	25,7	0,0151	10,6	0,21	11,8	< 0,0043	0,18	5	0,0770	0,0785	98,1
SO_4^{2-}	1713	1,99	529	10,0	590	29,0	250				
Elementos menores ($\mu\text{g L}^{-1}$)											
Ba	31,8	461	151	34,4	38,3	14,3	700		535	544	98,3
Sr	2896	22,3	1380	55,4	1497	1,94			319	323	98,7
Y	9620	< 1,80	5021	33,8	6064	< 1,80					
Zr	140	4,51	68,0	3,77	81,6	3,54					
Fe	403	235	84,6	< 10,8	153	< 10,8	300		15000	93,1	98,1
Mo	< 12,8	< 12,8	< 12,8		59,7	< 12,8			125	121	103
V	< 10,0	< 10,0	< 10,0		< 10,0	< 10,0	100		36,4	37,9	96,1
U	12520	< 81,0	377	< 81,0	392	< 81,0	20				
Elementos menores ($\mu\text{g L}^{-1}$)											
As	1142	< 72,4	785	< 72,4	893	< 72,4	10		500	57,7	60,5
Cd	53,1	< 6,31	43,7	< 6,31	52,9	< 6,31	1		200	7,36	6,57
Co	154	< 12,7	41,2	< 12,7	42,4	< 12,7	50			31,5	27,1
Cu	13,5	12,2	13,1	< 4,62	20,1	< 4,62	9		1000	21,8	22,8
Ni	236	< 23,4	88,3	< 23,4	103	< 23,4	25		2000	56,6	62,4
Sc	4,22	< 0,227	3,23	< 0,227	3,14	< 0,227					

⁽¹⁾ Valores máximos estabelecidos para águas de classe I. ⁽²⁾ Valores máximos estabelecidos para lançamento de efluentes. VC: valor certificado. TR: taxa de recuperação.

8.720 µg L⁻¹), da cava da mina (4.020 µg L⁻¹) e, ainda, quantidades significativas liberadas na interface da mina com o ambiente adjacente (1.660 µg L⁻¹).

Ao comparar os valores máximos e mínimos das colunas C1 (estéril) e C2 (com cobertura de lama vermelha), é possível observar que, para os elementos analisados, a lama vermelha, em geral, não contribui negativamente para a qualidade do lixiviado. Exceção é observada para o Na, que apresenta valores bastante elevados (máximo de 380 mg L⁻¹ e mínimo de 25,2 mg L⁻¹). O Zr e Y, apesar de aumentarem as concentrações máximas eluídas por estarem presentes na composição química da lama, em geral, não alteram significativamente o comportamento da lixiviação, quando comparados com os gráficos da coluna C1. Isso é confirmado por meio dos valores mínimos para Zr nas duas colunas (3,77 µg L⁻¹ na C1 e 3,54 µg L⁻¹ na C2). No caso do Y, esse número cai para valores abaixo do LQ na coluna C2, indicando que a presença da lama favorece a retenção deste elemento dentro da coluna, visto que a concentração mínima na coluna apenas com o estéril (C1) é de 33,8 µg L⁻¹. O V, que é detectado apenas na COB2, apresenta valores menores que o LQ (10 µg L⁻¹) na coluna C2, o que indica que este elemento, apesar de adicionado pela lama, fica retido no estéril.

As análises das águas e dos lixiviados por ICP OES foram realizadas em paralelo com material de referência para águas, o Nist 1643e; os resultados obtidos (Quadro 4) apresentaram taxas de recuperação satisfatórias para os elementos certificados (entre 90,7 e 116 %).

CONCLUSÕES

1. Os sistemas de coberturas avaliados neste trabalho apresentaram eficiência satisfatória quanto à capacidade de neutralização. As misturas realizadas com 10 % em peso seco de aditivos alcalinos (cal, calcário e lama vermelha) foram suficientes para gerar águas com pH básico durante todo o tempo avaliado (100 dias). Contudo, apesar de a cobertura com calcário gerar pH básico, essa condição não foi suficiente para neutralizar a acidez do estéril dentro da coluna. Assim, dos três aditivos alcalinos usados como coberturas, apenas dois se mostraram eficientes quanto à capacidade de neutralização do estéril do BF4: a cal hidratada e a lama vermelha.

2. A cal hidratada, aditivo alcalino tradicionalmente usado em sistemas de controle em ambientes de DAM, apresentou valores de pH aumentados significativamente (de 3,67 a 11,58). No entanto,

a análise química da água percolada revelou que esse mesmo material aumenta consideravelmente a quantidade de material dissolvido na água. A aplicação da lama vermelha parece promissora no controle de DAM, gerando aumento de pH de 3,74 a 8,05. Além disso, esse material apresenta a vantagem de associar a prevenção de DAM com a reciclagem de resíduos industriais alcalinos. Por outro lado, o uso desse aditivo também aumenta a dutividade da água efluente, principalmente, pela adição de Na, o que requer estudos mais específicos.

AGRADECIMENTOS

À CAPES e à Fundação Gorceix (FG), pelas bolsas concedidas; ao CNPq, pelo financiamento do projeto; às Indústrias Nucleares do Brasil (INB), pela colaboração na coleta das amostras; e ao Laboratório de Geoquímica (DEGEO/UFOP) e Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais (DEGEO/UFOP), pelas estruturas fornecidas.

LITERATURA CITADA

- ADU-WUSU, C. & YANFUL, E.K. Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Can. Geotechnol. J.*, 43:1-18, 2006.
- AKCIL, A. & KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): Causes and treatment and case studies. *J. Cleaner Produc.*, 14:1139-1145, 2006.
- BERTOCCHI, A.F.; GHIANI, M.; PERETTI, R. & ZUCCARINI, A. Red mud and fly ash for remediation of mines sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb e Zn. *J. Hazard Mater.* B134:112-119, 2006.
- BLOWES, D.W.; PTACEK, J.; LAMBOR, J.L. & WEISENER, C.G. The geochemistry of acid mine drainage. In: HOLLAND, H.D. & TUREKIAN, K.K., eds. *Treatise on geochemistry*. Amsterdam, Elsevier B.V., 2003. v.9. p.149-204.
- BUSSIÈRE, B.; BENZAAZOUA, M.; AUBERTIN, M. & MBONIMPA, M. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environ. Geol.*, 45:609-622, 2004.
- CAMPOS, M.B.; AZEVEDO, E.; NASCIMENTO, M.R.L.; ROQUE, C.V. & RODGHER, S. Environmental assessment of water from a uranium mine (Caldas, Minas Gerais State, Brazil) in a decommissioning operation. *Environ. Earth Sci.*, 62:857-863, 2010.
- CIPRIANI, M. Mitigação dos impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio. Campinas, Universidade Estadual de Campinas, 2002. 363p. (Tese de Doutorado)

- CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Ministério do Meio Ambiente-Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), seção I. Brasília, 2005.
- DOYE, I. & DUCHESNE, J. Neutralisation of acid mine drainage with alkaline industrial residues: Laboratory investigation using batch-leaching tests. *Appl. Geochem.*, 18:1197-1213, 2003.
- EVANGELOU, V.P. Pyrite oxidation and its control: Solution chemistry, surface chemistry, Acid Mine Drainage (AMD), molecular oxidation mechanisms, microbial role, kinetics, control, ameliorates and limitations, microencapsulation. Lexington, University of Kentucky, CRC, 1995. 293p.
- FRAENKEL, M.O.; SANTOS, R.C.; LOUREIRO, F.E.V.L. & MUNIZ, W.S. Jazida de Urânia do Planalto Poços de Caldas, Minas Gerais. In: SCHOBENHAUS, C. & COELHO, C.E.S., coords. Principais depósitos minerais do Brasil. Brasília, DNPM/CVRD, 1985. v.1. p.89-103.
- GREENBERG, A.E.; CLERESCI, L.S. & EATON, A.D., eds. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18.ed. Washington, American Public Health Association – APHA, 1992.
- HAKKOU, R.; BENZAAZOUA, M. & BUSSIÈRE, B. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acid mine drainage. *Mine Water Environ.*, 28:206-218, 2009.
- THE INTERNACIONAL NETWORK FOR ACID PREVENTION - INAP. Disponível em: <http://www.gardguide.com/index.php/Chapter_7> Acesso em: 19 de ago. de 2011.
- JCPDS. Powder Diffraction File. Joint Committee on Powder Diffraction Standards. Philadelphia, 1967.
- JOHNSON, D.B. & HALLBERG, K.B. Acid mine remediation options: A review. *Sci. Total Environ.*, 338:3-14, 2005.
- KLAUBER, C.; GRÄFE, M. & POWER, G. Review of bauxite residue re-use options. DMR-3609. Australian Government, 2009. 66p.
- LEITE, J.S.M. Previsão de drenagem ácida por meio de testes estáticos do material do bota fora 4 da Mina Osamu Utsumi, Caldas/ MG. Ouro Preto, Universidade Federal de Ouro Preto, 2010. 54p. (Tese de Mestrado)
- MURTA, F.C.; LEITE, A.L. & LIMA, H.M. Estudos cinéticos de sistemas de coberturas alcalinas em pilha de estéril para a prevenção de drenagem ácida de mina. *R. Bras. Geoci.*, 38:228-236, 2008.
- MYLONA, E.; XENIDIS A. & PASPALIARIS, I. Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Miner. Eng.*, 13:1161-1175, 2000.
- PARADIS, M.; DUCHESNE, J.; LAMONTAGNE, A. & ISABEL, D. Long-term neutralisation potential of red mud bauxite with brine amendment for the neutralisation of acidic mine tailings. *Appl. Geochem.*, 22:2326-2333, 2007.
- PÉREZ-LÓPEZ, R.; NIETO, J.M. & ALMODÓVAR, G.R. Utilization of fly ash to improve the quality of the acid mine drainage generated by oxidation of a sulphide-rich mining waste: Column experiments. *Chemosphere*, 67:1637-1646, 2007.
- SALOMONS, W. Environmental impact of metals derived from mining activities: Process, predictions and prevention. *J. Geochem. Explor.*, 52:5-23, 1995.
- SHINZATO, M.C.; ANDRADE, S. & SILVA, M.L. Caracterização tecnológica do resíduo alcalino da indústria do alumínio (lama vermelha) para uso em neutralização de drenagens ácidas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA 12., Ouro Preto, 2009. Anais... Ouro Preto, 2009. CD ROM.
- SOARES, A.B.; UBALDO, M.O.; SOUZA, V.P.; SOARES P.S.M.; BARBOSA, M.C. & MENDONÇA, R.M.G. Design of a dry cover pilot test for acid mine drainage abatement in southern Brazil. I: Materials characterization and numerical modeling. *Mine Water Environ.*, 28:219-231, 2009.
- SOUZA, V.P. Drenagens ácidas do estéril Piritoso da Mina de Urânia de Poços de Caldas: Interpretação e implicações ambientais. São Paulo, Departamento de Engenharia das Minas Escola Politécnica de São Paulo, 1995. 143p. (Tese de Mestrado)
- SOUZA V.P.; BORMA L.D.S. & MENDONÇA R.M.G. Projeto de Coberturas Secas para Controle de Drenagem Ácida em Depósitos Geradores de Acidez. CETEM (Centro de Tecnologia Mineral) - Rio de Janeiro. CT 2003-076-00. Contribuição técnica elaborada para o Seminário Brasil-Canadá de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas Florianópolis, SC, Brasil. 2003. vol. 1, p.253-271.
- STUMM, W. & MORGAN, J.J. Aquatic chemistry - an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2.ed. New York, John Wiley & Sons, 1981. p.8-119.
- TEDESCHI, L.R. Hidrogeoquímica e hidrologia do Reservatório na Cava da Mina Osamu Utsumi do Complexo Mineral Industrial do Planalto de Poços de Caldas, Caldas/MG. Ouro Preto, Universidade Federal de Ouro Preto, 2005. 193p. (Tese de Mestrado)
- WABER, N.; SCHORSCHER, H.D. & PETERS T. Hydrothermal and supergene uranium mineralization at the Osamu Utsumi mine, Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. *J. Geochem. Explor.*, 45:53-112, 1992.
- ZEGARRA, L. Predição do potencial de geração de drenagem ácida dos rejeitos das carboníferas Criciúma (São Roque - Volta Redonda) e Metropolitana (Mina Esperança). Rio de Janeiro, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2007. 131p. (Tese de Mestrado)