



UFOP

Universidade Federal
de Ouro Preto

Mestrado em Recursos Hídricos

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

DISSERTAÇÃO

**ENSAIOS DE COLUNAS PARA A AVALIAÇÃO DE REMEDIAÇÃO PASSIVA DE
DRENAGEM ÁCIDA NA MINA OSAMU UTSUMI (INB), CALDAS/MG**

Autora: Flávia Cristina Murta

Ouro Preto, MG
Janeiro/2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

ENSAIOS DE COLUNAS PARA A AVALIAÇÃO DE REMEDIAÇÃO PASSIVA DE
DRENAGEM ÁCIDA NA MINA OSAMU UTSUMI (INB), CALDAS/MG

Autora: Flávia Cristina Murta

Orientador: Professor Adilson do Lago Leite

Co-orientador: Professor Hernani Mota de Lima

Dissertação apresentada ao Pró-Água,
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, como parte
integrante dos requisitos para
obtenção do título de mestre em
Engenharia Ambiental.

Ouro Preto, MG

Janeiro/2006

M984e Murta, Flávia Cristina.
Ensaio de colunas para a avaliação de remediação passiva de drenagem ácida na Mina Osamu Utsumi (INB), Caldas, Minas Gerais [manuscrito]. / \ Flávia Cristina Murta. – 2006.
xiv, 130f. : il. color., Graf., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Adilson do Lago Leite.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto. Núcleo de Pesquisa em Recursos Hídricos – Pró-Água. Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental.

1. Recursos Hídricos - Teses. 2. Minas – Drenagem – Teses.
3. Lixiviação ácida – Teses. 4. Impactos ambientais – Lixiviação – Teses.
I. Universidade Federal de Ouro Preto. Núcleo de Pesquisa em Recursos Hídricos – Pró-Água. Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental. II. Título.

CDU: 556.5(815.1)

Catálogo: sisbin@sisbin.ufop.br



UFOP
Universidade Federal
de Ouro Preto

Ministério da Educação
Universidade Federal de Ouro Preto
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
ICEB - Campus – Morro do Cruzeiro
Ouro Preto – MG – CEP 35.400-000
Fone: (031)3559-1725
E-mail: proagua@iceb.ufop.br

“Ensaio de Colunas para a Avaliação de Remediação passiva de drenagem ácida na mina Osamu Utsumi (INB), Caldas/MG”.

Autora: Flávia Cristina Murta

Dissertação defendida e aprovada, em 10 de fevereiro de 2006, pela banca examinadora
constituída pelos professores:

Professor Dr. Adilson do Lago Leite - Orientador
DECIV/Universidade Federal de Ouro Preto

Professor Dr. Hernani Mota de Lima – Co-Orientador
DEMIN/Universidade Federal de Ouro Preto

Professor Dr. Antônio Luiz Quinelato
CNEN / Poços de Caldas/MG

Professor Dr. Carlos Eduardo Ferraz de Mello
DECIV/Universidade Federal de Ouro Preto

*AOS MEUS PAIS, PELO AMOR.
AS MINHAS IRMÃS, PELA AMIZADE.*

AGRADECIMENTOS

À minha família agradeço por estarem ao meu lado incondicionalmente e principalmente pelo amor e incentivo.

Ao Luís, Sérgio, Marcelo e Eduardo, muito obrigado pela força e amizade.

Aos amigos, Izabel, Daniela, Elizabeth, Liana, Sueli, Renalda, Wagner, Antônio Carlos, Marco Antônio, Júnio, Leonardo e Ricardo agradeço pelo apoio, incentivo e por terem contribuído para a realização deste trabalho.

Ao meu orientador Adilson agradeço pela confiança, força, e principalmente pelos ensinamentos que contribuíram para a minha formação. Ao meu co-orientador Hernani, muito obrigada pelas sugestões e incentivo.

Ao professor José Fernando agradeço pela atenção e colaboração que permitiram a conclusão deste.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta dissertação.

A drenagem ácida apresenta-se como um dos grandes problemas da mineração em regiões que possuem minerais sulfetados. Tal fenômeno está ligado especificamente ao processo de oxidação destes minerais, na presença de água, oxigênio e bactérias. Particularmente, o problema da drenagem ácida é crítico na mina de urânio Osamu Utsumi, pertencente às Indústrias Nucleares do Brasil (INB), Caldas MG. Nela há geração de drenagem ácida em diversos locais, incluindo as grandes pilhas de estéril presentes, o reservatório da cava da mina e outros. Sendo assim, o objetivo desta dissertação foi avaliar medidas de remediação passiva para a drenagem ácida de uma das pilhas de estéril desta mina, utilizando-se para este fim, colunas de lixiviação em laboratório. Com os ensaios se pretendeu simular a curto prazo a geração de ácido na coluna, bem como se avaliar medidas de remediação passiva através da aplicação de bentonita, cal hidratada e dolomita em pequenas proporções adicionadas ao topo das colunas. Estas adições funcionaram como sistemas de cobertura, que por sua vez influíram na qualidade da água que adentrava o sistema. Inicialmente foram executadas caracterizações gerais dos materiais estudados, abrangendo-se ensaios geotécnicos, físico-químicos e mineralógicos. Colunas de PVC foram construídas para os ensaios de lixiviação, onde os períodos de percolação não ultrapassaram 30 dias. A geração de ácido em meio saturado também foi avaliada através do preenchimento de provetas vítreas com os respectivos materiais estudados. Os resultados obtidos mostram que a adição de bentonita foi eficiente na diminuição da infiltração de água na coluna, não alterando, porém, a qualidade do lixiviado. Por sua vez, nas proporções utilizadas, a adição de cal hidratada e dolomita aumentaram o pH do lixiviado, comprovando suas qualidades em combater a drenagem ácida. Resultados de potencial de oxi-redução, acidez, sulfato e alguns metais também são apresentados.

Acid drainage is one of the greatest environmental concerns where sulfide minerals are mined. Such process is related to the oxidation of these minerals in the presence of water, oxygen and bacteria. Particularly, this problem is quite expressive in the Osamu Utsumi uranium mine, owned by the Industrias Nucleares do Brasil (INB), Caldas, MG. In this mine acid drainage is generated at several places, including the existent waste rock piles, open pit reservoir and others. Therefore this work is aimed at assessing some passive remediation measures for one of the waste rock piles of the Osamu Utsumi mine and for that laboratory leaching columns were tested. These leaching tests simulated the short term acid generation and some cover systems through the application of sodic bentonite, hydrated lime and dolomite. These cover systems were meant to exert influence in the quality of the inflow water. Initially the studied samples were characterized using geotechnical, physicochemical and mineralogical investigations. The leaching columns were made using polivinilchloride (PVC) and the leaching process lasted no more than 30 days. The acid generation under saturated conditions was also assessed by saturating glass recipients with water and waste material. The results have showed that the bentonite addition was effective in decreasing the water infiltration through the column, but no change in water quality was noticed. In turn, the addition of hydrated lime and dolomite raised the leaching pH, following the mix proportions used. This fact shows the quality of these cover systems to reduce acid drainage. Results of Eh, acidity, sulfate and some metals of the leaching water are also presented.

SUMÁRIO

	<i>Páginas</i>
Resumo.....	VI
Abstract	VII
Sumário	VIII
Lista de Tabelas.....	XI
Lista de Figuras	XII
Lista de Siglas	XV
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	01
CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	06
2.1 – IMPACTOS NEGATIVOS DA MINERAÇÃO.....	06
2.2 – DRENAGEM ÁCIDA: GERAÇÃO, FATORES E AVALIAÇÃO	07
2.2.1 – Acidez e Alcalinidade	10
2.2.2 – Oxidação de Metais Sulfetados e Geração da Drenagem Ácida.....	14
2.2.3 – Previsão da Geração Ácida e Fatores Intervenientes	18
2.2.4 – Atuação Microbiológica.....	21
2.3 – IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTES DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA	27
2.3.1 – Impactos Hídricos	27
2.3.2 – Impactos na Biosfera.....	28
2.3.3 – Impactos na Litosfera	29
2.4 – CONTROLE DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA E METAIS	29
2.5 – MÉTODOS DE TRATAMENTO ATIVO	31
2.6 – MÉTODOS DE TRATAMENTO PASSIVO.....	32
2.6.1 – Alagados.....	32
2.6.2 – Drenos Anóxicos de Calcário.....	35
2.6.3 – Canais de Calcário Abertos.....	36

2.6.4 – Células de Calcário	36
2.6.5 – Reatores de Fluxo Vertical.....	37
2.6.6 – Biorremediação	37
2.6.7 – Lagoas de Calcário	38
2.6.8 – Leito Lixiviador de Escória.....	38
2.6.9 – Microencapsulamento	38
2.7 – INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL S. A	40
2.8 – O PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS	41
2.8.1 – Unidade de Tratamento de Minérios (UTM)	44
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA	51
3.1 – AMOSTRAGEM	51
3.2 – CARACTERIZAÇÃO	52
3.2.1 – Caracterização Geotécnica	52
3.2.2 – Caracterização Físico-Química	53
3.2.3 – Caracterização Mineralógica.....	55
3.3 – COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO	55
3.3.1 – Construção das Colunas	55
3.3.2 – Procedimentos Experimentais.....	58
3.4 – ANÁLISES DO LIXIVIADO.....	64
3.5 – ANÁLISE DA BENTONITA SÓDICA	66
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	68
4.1 – CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	68
4.1.1 – Caracterização Geotécnica	68
4.1.2 – Ensaio de Permeabilidade	69
4.1.3 – Caracterização Físico-Química	70
4.1.4 – Caracterização Mineralógica.....	71
4.2 – COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO	73
4.2.1 – Potencial Hidrogeniônico (pH)	74
4.2.2 – Acidez	82
4.2.3 – Condutividade Elétrica (CE).....	86

4.2.4 – Sulfato	89
4.2.5 – Metais	93
4.2.6 – Potencial de Oxi-redução	104
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES.....	109
SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....	113
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	115
ANEXOS.....	120

LISTA DE TABELAS

Páginas

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1 – Comparação entre as características da drenagem ácida em pilhas de estéril e bacias de rejeito	10
Tabela 2.2 – Bactérias catalisadoras da oxidação de minerais sulfetados e condições para seu crescimento	15
Tabela 2.3 – Lista de minerais sulfetados passíveis de geração de drenagem ácida	16
Tabela 2.4 – Produtos de oxidação e neutralização de sulfetos	32
Tabela 2.5 – Mecanismos de remoção e transformação em sistemas de alagados	33
Tabela 2.6 – Produção mineira - 1981 a 1995	48
Tabela 2.7 – Quantidade de estéril e superfícies atuais dos bota-foras.....	48
Tabela 2.8 – Volumes de águas ácidas tratadas na UTM, consumo e custo dos reagentes usados no tratamento ativo entre 1994 e 2001	50

CAPÍTULO 3

Tabela 3.1 – Ensaio geotécnicos realizados e suas respectivas normas	52
--	----

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1 – Frações granulométricas da amostra estudada	69
Tabela 4.2 – Composição da camada superior e suas porcentagens (massa seca).....	73
Tabela 4.3 – Concentrações máximas de metais nos lixiviados	94
Tabela 4.4 – Valor máximo permitido segundo padrões de lançamento de efluentes	94
Tabela 4.5 – Concentração de metais na bentonita	95
Tabela 4.6 – Algumas características da drenagem ácida do bota-fora 4	104

LISTA DE FIGURAS

	<i>Páginas</i>
CAPÍTULO 1	
Figura 1.1 – Lago ácido da mina Osamu Utsumi (INB), Caldas, MG.....	1
Figura 1.2 – Bota-fora 8 da Unidade de Tratamento de Minérios (UTM).....	5
CAPÍTULO 2	
Figura 2.1 – Processo de formação de drenagem ácida em pilhas de estéril	08
Figura 2.2 – Diagrama de estabilidade do CaCO_3 em sistemas de águas naturais	13
Figura 2.3 – Esquema simplificado de célula úmida	20
Figura 2.4 – Esquema simplificado de colunas de lixiviação.....	21
Figura 2.5 – Influência da temperatura na atividade do <i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	25
Figura 2.6 – Influência da concentração de oxigênio na atividade do <i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	26
Figura 2.7 – Influência do pH na atividade do <i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	26
Figura 2.8 – Relação entre a porcentagem de piritita não oxidada e o tempo.....	39
Figura 2.9 – Planalto de Poços de Caldas e localização da mina Osamu Utsumi.....	42
Figura 2.10 – Detalhes geográficos do Planalto de Poços de Caldas e localização da UTM.....	46
Figura 2.11 – Estrutura física da Unidade de Tratamento de Minérios	49
CAPÍTULO 3	
Figura 3.1 – Processo de amostragem no bota-fora 8	52
Figura 3.2 – Coluna de lixiviação utilizada para ensaios das colunas I, II, III, IV, V, VI e VII	56
Figura 3.3 – Seção esquemática longitudinal da coluna de lixiviação.....	56
Figura 3.4 – Dimensões da coluna de lixiviação.....	57

Figura 3.5 – Equipamento utilizado para os ensaios das colunas A e B.....	57
Figura 3.6 – Representação esquemática dos ensaios realizados.....	59

CAPÍTULO 4

Figura 4.1 – Curva de distribuição granulométrica da amostra coletada no bota-fora 8	68
Figura 4.2 – Resultados do ensaio de permeabilidade	70
Figura 4.3 – Difratoograma da amostra do bota-fora 8.....	72
Figura 4.4 – Difratoograma da amostra de pirita	72
Figura 4.5 – Variação do pH nas drenagens das colunas I e III ao longo do tempo.....	75
Figura 4.6 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, IV e V ao longo do tempo.....	76
Figura 4.7 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, VI e VII ao longo do tempo ...	77
Figura 4.8 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, IV e VI ao longo do tempo	78
Figura 4.9 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, V e VII ao longo do tempo	79
Figura 4.10 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ao longo do tempo.....	79
Figura 4.11 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, A e B ao longo do tempo	80
Figura 4.12 – Variação da acidez nas drenagens da coluna I, IV, V ao longo do tempo....	82
Figura 4.13 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, VI e VII ao longo do tempo.....	83
Figura 4.14 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, IV e VI ao longo do tempo.....	84
Figura 4.15 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, V e VII ao longo do tempo.....	85
Figura 4.16 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I e A ao longo do tempo.....	86
Figura 4.17 – Variação da condutividade elétrica nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ao longo do tempo.....	87
Figura 4.18 – Variação da condutividade elétrica nas drenagens das colunas I e A ao longo do tempo.....	88
Figura 4.19 – Variação da condutividade elétrica nas drenagens das colunas I e B ao longo do tempo.....	89

Figura 4.20 – Variação da concentração de sulfato nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ao longo do tempo	90
Figura 4.21 – Variação da concentração de sulfato nas drenagens da coluna I e A ao longo do ensaio	92
Figura 4.22 – Variação da concentração de sulfato nas drenagens da coluna I e B ao longo do tempo.....	93
Figura 4.23 – Concentração de manganês nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ..	96
Figura 4.24 – Concentração de ferro nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.....	97
Figura 4.25 – Concentração de zinco nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.....	97
Figura 4.26 – Concentração de alumínio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII	99
Figura 4.27 – Concentração de potássio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII	99
Figura 4.28 – Concentração de sódio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.....	100
Figura 4.29 – Concentração de cálcio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.....	102
Figura 4.30 – Concentração de magnésio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ...	103
Figura 4.31 – Variação do potencial de oxi-redução nas drenagens das colunas I, IV e V ao longo do tempo	105
Figura 4.32 – Variação do potencial de oxi-redução nas drenagens das colunas I, VI e VII ao longo do tempo.....	107
Figura 4.33 – Variação do potencial de oxi-redução nas drenagens das colunas I e III ao longo do tempo.....	108

LISTA DE SIGLAS

ABA	Acid Base Accounting
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BF	Bota-Fora
CE	Condutividade Elétrica
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DEP	Department of Environmental Protection
Eh	Potencial de Oxi-Redução
EMCBC	Environmental Mining Council of British Columbia
INB	Indústrias Nucleares do Brasil S.A.
pH	Potencial Hidrogeniônico
SE	Superfície Específica
U.S.EPA	Environmental Protection Agency U. S.
UTM	Unidade de Tratamento de Minérios

INTRODUÇÃO

Apesar da mineração contribuir, indiscutivelmente, com o desenvolvimento dos países em geral, os problemas gerados por esta atividade têm repercutido de forma bastante negativa sobre o ambiente. Para PRADO (1994) estes problemas traduzem-se em grandes alterações no meio físico, biótico e antrópico, que ocorrem nas fases de implantação, operação e desativação do empreendimento.

A exploração de bens minerais da natureza, principalmente aqueles associados a sulfetos, podem gerar grandes quantidades de resíduos potencialmente agressivos. Quando minerais sulfetados presentes em rejeitos e estéreis são oxidados em presença de água há formação da denominada drenagem ácida de mina (DAM). A Figura 1.1 mostra um lago ácido da mina Osamu Utsumi (INB), Caldas, MG.



Figura 1.1 – Lago ácido da mina Osamu Utsumi (INB), Caldas, MG.

Este pode ser considerado um dos mais graves impactos ambientais associados à mineração. A geração de ácido sulfúrico (H_2SO_4) implica em uma substancial redução do pH dos corpos d'água, o que conseqüentemente produz a solubilização de metais

pesados como Cu, Ni, Cd, Zn, Pb, Cr, Fe, Hg e Mn, eventualmente presentes em minas que contém minerais sulfetados (PASTORE e MIOTO, 2000).

Tomando-se a pirita como exemplo de mineral sulfetado, o processo de geração de drenagem ácida pode ser representado pela equação global (1.1):



A ocorrência da drenagem ácida de mina tem sido relatada em minas de ouro, carvão, cobre, zinco, urânio, entre outros, bem como na disposição inadequada dos resíduos destas operações. É de fundamental importância, para a prevenção e minimização da drenagem ácida de mina, evitar que as superfícies de rejeitos e/ou estéreis que contém minerais sulfetados fiquem expostas à condições oxidantes em presença de água (CORRÊA, 2000).

A oxidação dos sulfetos, e conseqüente acidificação das águas que percolam as áreas de disposição de resíduos, é inicialmente uma reação de cinética lenta. Porém pode ser catalisada por bactérias acidófilas, como o *Thiobacillus ferrooxidans*, que atuam principalmente quando o pH da água atinge valores inferiores a 3,5. As bactérias do gênero *Thiobacillus* estão presentes em diversos ambientes como áreas de mina e de tratamento de esgoto, sendo também encontradas em águas doces e ambientes marinhos, onde o enxofre oxidável é abundante (FORD e MITCHELL, 1990 citados por OTTOBONI e SATO, 2000).

As bactérias acidófilas têm grande importância na lixiviação biológica de metais contidos em minerais sulfetados, nos processos de corrosão de estruturas de concreto e biodeterioração da qualidade da água. A geração de ácido sulfúrico e a precipitação do ferro tem sido um dos grandes problemas enfrentados pela mineração devido a presença de algumas espécies deste gênero (FORD e MITCHELL, 1990 citados por OTTOBONI e SATO, 2000).

Segundo CORRÊA (2000) alguns fatores como tipo de sulfeto e material de origem, forma e grau de cristalização, temperatura, condições de aeração e umidade influenciam a cinética de oxidação dos sulfetos.

Para SHINOBE e SRACEK (1997), os resíduos de mina são as principais, porém, não únicas, fontes de águas ácidas. As águas ácidas não são comuns na ausência da mineração, pois a oferta de oxigênio é insuficiente para oxidar os minerais sulfetados a ponto de gerar acidez maior que a alcalinidade das águas subterrâneas.

Os altos níveis de acidez, sulfato total, metais e/ou íons tóxicos, a precipitação anômala de hidróxidos, óxidos e carbonatos estão relacionados como as principais características químicas e físico-químicas das drenagens ácidas. Para limitar sua geração, um ou mais dos três componentes principais das reações de oxidação que são oxigênio, água e minerais sulfetados devem ser eliminados. Caso a formação da drenagem ácida não possa ser eliminada, ela deve ser tratada de modo a evitar danos ao meio ambiente (SOUZA, 2001). O autor menciona alguns parâmetros necessários à minimização das drenagens ácidas, os quais incluem:

- Restringir o acesso de oxigênio e/ou água para o interior de pilhas de estéril, de modo a evitar a atuação dos microorganismos catalisadores;
- Evitar a percolação de água através do material para inibir a migração ou transporte dos produtos de oxidação;
- Balancear alcalinidade e acidez, de forma que os produtos de oxidação e outros constituintes solúveis, sejam precipitados e imobilizados dentro do material.

A fim de se evitar que as drenagens ácidas contaminem ainda mais o ambiente, alguns tratamentos ativos e passivos têm sido implantados em áreas de mina. Os métodos de tratamento ativo (tratamento químico) utilizam unidades químicas com emprego de aditivos químicos alcalinos para neutralização de águas ácidas (MEDÍRCIO, 2004; LUZ *et al.*, 2002). Este sistema apresenta algumas desvantagens que estão relacionados ao custo dos reagentes e a grande quantidade de resíduos gerados (MEDÍRCIO, 2004; OLIVEIRA e LUZ, 2001). Os métodos de tratamento passivo, no entanto, tem custo bastante reduzido, pois a adição de aditivos alcalinos e o uso de energia são limitados.

Nestes sistemas, reações químicas e biológicas ocorrem naturalmente promovendo a criação de condições físico-químicas que favorecem processos de precipitação e adsorção dos contaminantes. Porém, estes exigem maior espaço físico e longo tempo de retenção (LUZ *et al.*, 2002; SKOUSEN, 1998).

Desta forma este estudo tem como objetivo avaliar o potencial de geração ácida da pilha de estéril denominada bota-fora 8 da mina Osamu Utsumi (INB), Caldas, MG, bem como, avaliar alternativas de remediação passiva de drenagem ácida utilizando-se para isto colunas de lixiviação. O processo de remediação estudado envolveu a busca de soluções que pudessem ser aplicadas em campo sem que houvesse a necessidade de remodelagem da pilha de estéril. Para isto materiais alcalinos como a cal hidratada (Ca(OH)_2) e a dolomita ($\text{CaMg(CO}_3)_2$) foram utilizados para neutralizar a drenagem ácida de mina em conjunto com a bentonita sódica que teve como função a impermeabilização da mesma.

Com a mistura de material alcalino e bentonita pretendeu-se diminuir a percolação de água através da pilha de estéril diminuindo conseqüentemente a possibilidade de geração de ácido e melhorar a qualidade da água percolada através da neutralização do ácido e elevação do pH.

A bentonita é um material composto de argila (montmorilonita, principalmente) que se expande na presença de umidade, normalmente bloqueando os poros e diminuindo a condutividade hidráulica. Possui amplo comércio devido à sua diversidade de usos, tais como em fluidos de perfuração em poços de água e petróleo, indústrias de papel e cosméticos, além de uso amplo em geotecnia, como em barreiras selantes em sítios de disposição de resíduos e plumas de contaminação.

Na natureza dois tipos de bentonita são mais encontrados, separados conforme os cátions aderidos entre os conjuntos cristalinos 2:1 (2 tetraedros e 1 octaedro) do mineral, sendo sódio (bentonita sódica) e o cálcio (bentonita cálcica). As bentonitas sódicas são mais expansivas e tem maior comercialização. Bentonitas cálcicas são submetidas a tratamento com cloreto de sódio para melhor ativá-las (FARNEZI, 2005).

SANTOS (1989) relata que as bentonitas sódicas podem se expandir em vinte vezes o seu volume inicial.

O bota-fora 8 da Unidade de Tratamento de Minérios (UTM) que é uma das unidades industriais da INB, foi o local determinado para a coleta de estéril e rocha necessários para a realização deste trabalho. O bota-fora 8 (Figura 1.2) foi escolhido pelo fato de haver sido remodelado a apenas seis meses antes do início da amostragem e possuir uma camada mais fina de estéril alterado. No entanto, todos os problemas ambientais provocadas por este e as possíveis soluções são aplicáveis também aos demais bota-foras.



Figura 1.2 – Bota-fora 8 da Unidade de Tratamento de Minérios (UTM).

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – IMPACTOS NEGATIVOS DA MINERAÇÃO

Para os países desenvolvidos e em desenvolvimento a extração mineral é uma atividade essencial no desenvolvimento tecnológico e econômico. No entanto, os impactos ambientais causados por essa atividade abrangem um amplo espectro de influência sobre o ambiente. Segundo PASTORE e MIOTO (2000) estes impactos podem ter magnitude e natureza muito distintas, variando principalmente com o porte da empresa, com o tipo de minério, método de exploração e processo de beneficiamento empregado, bem como o local onde se encontra o bem mineral. Por esta razão, estes autores consideram basicamente dois grupos de minérios, relacionados a seguir:

- Minérios potencialmente agressivos: em geral, estão associados com sulfetos, como cobre, zinco, estanho, ouro, prata e outros e os minérios que contém elementos radioativos;
- Minérios inertes: estão associados às minerações de silício, amianto, enxofre, sal, mica, grafite, ferro, talco e os materiais de construção como brita, areia, argila e calcário.

Os impactos gerados pela mineração também podem ser agrupados quanto à sua duração (PASTORE e MIOTO, 2000): (i) imediatos, ocorrem na fase de exploração e beneficiamento do minério, e estão relacionados principalmente com a alteração da morfologia do terreno, alterações nos corpos d'água de superfície e subsuperfície, instabilização de obras de contenção de rejeitos e acidentes ecológicos; (ii) de médio e longo prazo, ocorrem durante e no final da exploração, no fechamento da mina e mesmo depois de muitos anos após o encerramento das atividades. Estes últimos impactos estão relacionados principalmente com a erosão da área minerada, assoreamento dos cursos e corpos d'água, instabilização de pilhas de estéril e rejeitos, instabilização de taludes, subsidências, contaminação de corpos d'água de superfície e subsuperfície.

De acordo com FERRAZ (1993) os maiores problemas ambientais causados pela mineração são:

- redução da biodiversidade;
- redução de grandes áreas de florestas;
- erosão dos solos;
- carreamento de resíduos;
- assoreamento dos cursos d'água;
- transporte de contaminantes (inclusive tóxicos e/ou radioativos).

Estes impactos podem apresentar um “efeito cascata”, ou seja, sua influência pode repercutir em vários outros ecossistemas, inclusive podendo agir de forma ampliada. Por esta razão, nos últimos anos tem-se aumentado a preocupação com estes problemas, proporcionando, uma melhora na qualidade dos efluentes lançados no ambiente. Para minimizar os impactos ambientais durante a operação da mina, fechamento e pós-fechamento de um empreendimento mineiro, os mesmos devem ser previamente considerados na fase de projeto (LIMA e CURI, 2002).

2.2 – DRENAGEM ÁCIDA: GERAÇÃO, FATORES E AVALIAÇÃO

A drenagem ácida de mina, que constitui um dos maiores problemas ambientais provocados pela exploração mineral, pode ocorrer quando compostos sulfetados estão associados a minerais de grande interesse econômico como ouro, urânio, cobre, zinco, prata, chumbo, entre outros (GRAY, 1997; CORRÊA, 2000).

O processo de formação da drenagem ácida ocorre pela ação intensiva e prolongada do oxigênio atmosférico e da água sobre minerais sulfetados como pirita (FeS_2), calcopirita (CuFeS_2), calcocita (Cu_2S), pirrotita ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$), esfalerita (ZnS), galena (PbS), arsenopirita (FeAsS) e outros, através de reações de oxidação e hidrólise. Estes minerais podem estar presentes em várias partes da mina, como nas cavas, pilhas de estéril e barragem de rejeitos.

PASTORE e MIOTO (2000) citam que o produto da lixiviação dos rejeitos modifica o pH natural dos corpos d'água, em geral compreendidos entre 4,5 e 8,5, para valores da ordem de 2 e 3, devido a formação de ácido. A Figura 2.1 ilustra o processo de formação da drenagem ácida em uma pilha de estéril parcialmente saturada.

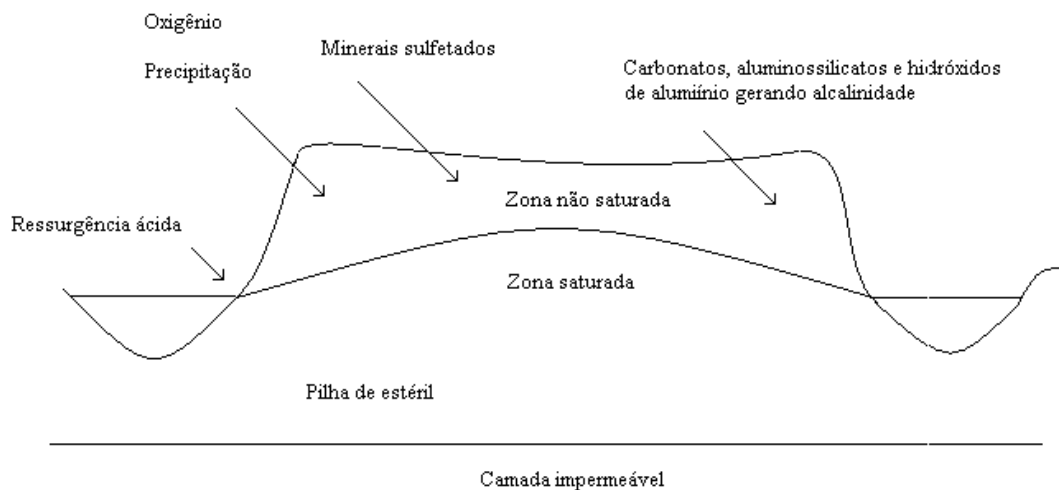


Figura 2.1 – Processo de formação de drenagem ácida em pilhas de estéril (PASTORE e MIOTO, 2000).

A água resultante deste processo se caracteriza por possuir acidez elevada e metais dissolvidos, como Cu, Ni, Cd, Zn, Pb, Cr, Fe, Hg e Mn, eventualmente presentes na rocha ou minério. Estes metais em solução podem ser transportados pelas águas superficiais e/ou águas subterrâneas, contaminando severamente o meio ambiente. O processo de formação da drenagem ácida em países tropicais normalmente é mais intenso, pois as elevadas temperaturas e pluviosidade aceleram as reações de oxidação e hidrólise e a proliferação das bactérias acidófilas (PASTORE e MIOTO, 2000).

O transporte de contaminantes, que pode ocorrer em meios porosos e fraturados, é um processo essencialmente controlado pelos fluxos hidráulico, químico, térmico e elétrico (MITCHELL, 1993 citado por PASTORE e MIOTO, 2000). Os fluxos hidráulico e químico têm especial interesse para o transporte de contaminantes nestes meios e a relação entre eles é dependente das características físicas e químicas do meio e do poluente (PASTORE e MIOTO, 2000).

O ritmo no qual a geração ácida ocorre é influenciada sobretudo pela cinética de oxidação dos sulfetos. Acredita-se que a cinética de oxidação é função de uma série de fatores, como o tipo de sulfeto e material de origem, forma e grau de cristalização, temperatura, condições de aeração e umidade, entre outros (CORRÊA, 2000).

SHINOBE e SRACEK (1997), descrevem dois tipos principais de resíduos de mina potencialmente geradores de acidez:

- Material estéril, aquele material retirado para dar acesso ao corpo mineral de interesse. Este material é depositado em pilhas nas proximidades da mina. A principal característica do estéril é a heterogeneidade do tamanho das partículas, variando desde frações argilosas até blocos de vários metros, a qual resulta em alta permeabilidade da pilha formada;
- Rejeito de beneficiamento, material resultante do tratamento do minério. Tem como característica principal, grãos relativamente pequenos resultantes da britagem e moagem. Os locais onde são depositados estes rejeitos localizam-se normalmente em depressões, as quais são preenchidas com o rejeito na forma de polpa contendo 40% de sólidos, sendo o rejeito mantido drenado ou submerso a fim de se prevenir qualquer contato com oxigênio atmosférico e conseqüente geração de drenagem ácida.

Apesar dos processos controladores da geração e migração de ácido em pilhas de estéril e bacias de rejeito serem química e biologicamente similares, apresentam grandes diferenças em relação às condições físicas, como pode ser observado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Comparação entre as características da drenagem ácida em pilhas de estéril e bacias de rejeito.

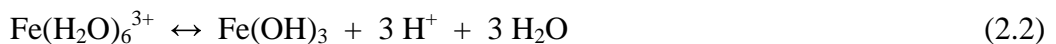
Geração de ácido	Pilha de estéril	Bacia de rejeitos
Fonte de enxofre	Variável em concentração e local. Condições podem variar desde bolsões ricos em enxofre até material alcalino dentro de pequenos espaços.	Condições uniformes, freqüentemente com altos teores de sulfetos.
Variação de pH	Condições altamente variáveis em pequenos intervalos.	Condições satisfatoriamente uniformes.
Iniciação da oxidação	Usualmente ocorre imediatamente após os primeiros estéreis serem empilhados (disparadores do processo).	Usualmente inicia-se após o encerramento das atividades da mina.
Entrada de oxigênio	Penetra livremente ao longo de canais preferenciais com fluxos altamente condutivos bem como através de grandes espaços vazios na base da pilha.	Restrito pela água nos espaços intersticiais e baixa difusividade nos espaços parcialmente saturados.
Temperatura	Temperatura na pilha produzida pelo fluxo convectivo de fora para dentro da pilha. Altas taxas de oxidação são obtidas resultando em altas temperaturas distribuídas através da pilha.	Transmissão de temperatura principalmente por condutância-baixa transmissão. Baixas taxas de oxidação resultam em baixos efeitos de temperatura localizados.
Infiltração	Infiltração rápida ao longo dos canais preferenciais.	Infiltração lenta e uniforme.
Liberação das drenagens ácidas	Ocorre rapidamente através de infiltrações na extensão da pilha.	De um modo geral ocorre em locais específicos para o escoamento da água.

Fonte: Modificado de SOUZA (2001).

2.2.1 – Acidez e Alcalinidade

Acidez pode ser definida como a capacidade da água para neutralizar OH^- , e de maneira análoga, alcalinidade é a capacidade para neutralizar H^+ . Embora toda água tenha alguma alcalinidade, águas ácidas, exceto em casos de poluição severa, não são encontradas com freqüência na natureza. A acidez geralmente é o resultado da presença de ácidos fracos, particularmente o ácido carbônico (H_2CO_3), mas pode às vezes incluir outros, como o ácido fosfórico (H_3PO_4) e o ácido sulfídrico (H_2S) (MANAHAM, 1994).

Os contribuintes de maior importância para acidez, do ponto de vista da poluição, são os ácidos fortes. A drenagem ácida de mina é um exemplo de contaminação de corpos d'água por ácido sulfúrico (H₂SO₄). Porém, o caráter ácido de alguns íons metálicos hidratados também pode contribuir para a acidez como mostram as equações (2.1) e (2.2) (MANAHAM, 1994):



É importante ressaltar que apesar dos íons metálicos em água serem representados por Mⁿ⁺, eles estão coordenados a outras espécies, que podem ser moléculas de água ou bases fortes.

Segundo McCUTCHEON (1992) citado por BRANDÃO (2001) em águas naturais a concentração de íons hidrogênio é geralmente muito baixa quando comparada a outros íons, como cloreto (Cl⁻) e carbonato (CO₃²⁻). No entanto, na avaliação da qualidade da água a quantificação deste íon é de grande importância, pois sua concentração controla vários outros elementos químicos, influencia a dissolução e precipitação de compostos químicos, além de ser fator imprescindível para a manutenção da vida aquática. Tecnicamente, pH é o logaritmo negativo da concentração de íons hidrogênio, expresso por $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$. A escala de pH varia de 0 a 14, tendo o pH 7 como o ponto neutro. Normalmente para as águas naturais os valores de pH estão compreendidos entre 4,5 e 8,5, variando conforme fatores ambientais, como as características geoquímicas do meio, presença de matéria orgânica, compostos químicos oriundos de atividade humana, atividade microbiológica, entre outros.

Íons HCO₃⁻, CO₃²⁻ e OH⁻ são geralmente as espécies responsáveis pela alcalinidade da água, pois como observado pelas equações (2.3), (2.4) e (2.5) estes íons neutralizam íons hidrogênio, presentes na água.





A amônia e as bases conjugadas dos ácidos fosfórico, silícico, bórico e orgânico são contribuintes, normalmente secundários, para alcalinidade da água (MANAHAM, 1994). A equação completa para alcalinidade é a seguinte (MANAHAM, 1994):

$$[\text{alc}] = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (2.6)$$

A presença de minerais como dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) e calcita (CaCO_3) são os responsáveis pela alcalinidade da água. Sendo a calcita o principal mineral carbonático presente nos rejeitos de mina.

A solubilidade da calcita em água é afetada por dois fatores: pH e pCO_2 . Abaixo estão relacionadas as equações que devem ser consideradas para estimar a solubilidade e alcalinidade da calcita (EVANGELOU, 1995):



Onde,

$$\text{pCO}_2 = 3,1 \times 10^{-4}$$

$$K_{ps} = 3,98 \times 10^{-9}$$

$$K_1 = 4,28 \times 10^{-7}$$

$$K_2 = 4,68 \times 10^{-11}$$

Desta forma utilizando-se das equações e constantes anteriormente mencionadas, tem-se:

$$\log \text{Ca}^{2+} = 9,76 - 2 \text{pH} + \log 1/\text{pCO}_2 \quad (2.10)$$

Para EVANGELOU (1995) o nível de alcalinidade na água é verificado pela concentração de Ca^{2+} , pois, qualquer quantidade de Ca^{2+} (mols) liberada de CaCO_3 deve ser acompanhada da mesma quantidade (mols) de CO_3^{2-} . A Figura 2.2 apresenta o diagrama de estabilidade da calcita fornecido pela equação (2.10).

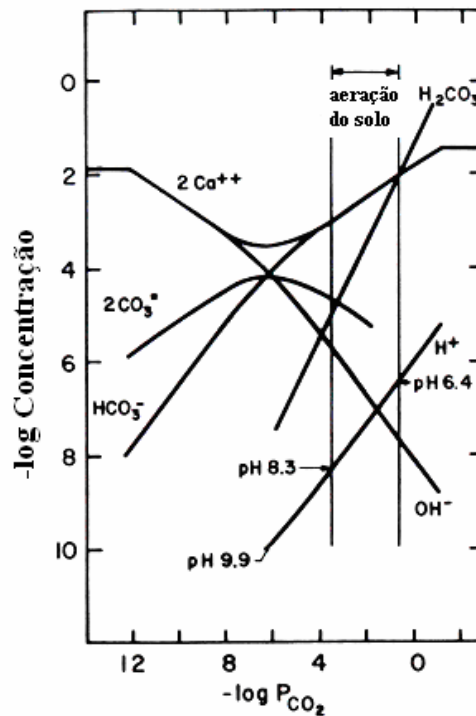


Figura 2.2 – Diagrama de estabilidade do CaCO_3 em sistemas de águas naturais (EVANGELOU, 1995).

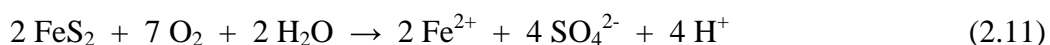
Pelo diagrama, com o aumento de pCO_2 , a concentração de HCO_3^- , H^+ e Ca^{2+} também aumentam, e a concentração de OH^- e CO_3^{2-} diminuem. Entretanto, a magnitude da redução destas duas últimas componentes é pequena se comparada com o aumento da concentração de HCO_3^- .

No caso específico da calcita a alcalinidade aumenta com $p\text{CO}_2$, no entanto pH diminui. Este comportamento traz uma certa confusão com relação ao tratamento de drenagem ácida com calcita (CaCO_3). A maioria das reações no ambiente natural é controlada por OH^- , não pela alcalinidade. Diante disto para se obter uma solução com pH superior a 9, por exemplo, $p\text{CO}_2$ deve ser menor que o $p\text{CO}_2$ atmosférico ($3,1 \times 10^{-4}$ adimensional). Resumindo, um aumento na $p\text{CO}_2$ implica em um aumento na alcalinidade, porém uma diminuição na concentração de OH^- (EVANGELOU, 1995).

2.2.2 – Oxidação de Metais Sulfetados e Geração da Drenagem Ácida

A pirita (FeS_2) é o mineral mais comum na geração da drenagem ácida. A presença de oxigênio nos rejeitos de mineração forma condições propícias ao aumento de acidez dos líquidos percolantes. O DEP (2000) e U.S.EPA (1994), apresentam quatro reações que representam o processo de oxidação e a geração da drenagem ácida.

A primeira reação (equação 2.11) mostra a oxidação da pirita por oxigênio e água. O enxofre é oxidado a sulfato e íons ferrosos são liberados. Nesta reação dois mols de ácido são gerados para cada mol de pirita oxidado.



A segunda reação (equação 2.12) envolve a conversão do íon ferroso a íon férrico consumindo um mol de ácido. Esta reação é relativamente lenta podendo ser catalisada por bactérias. Em níveis de pH variando entre 3,5 e 4,5, a oxidação do ferro pode ser catalisada preferencialmente por uma variedade de bactéria filamentosa chamada *metallogenium*. Para valores de pH abaixo de 3,5 a mesma reação é catalisada por *Thiobacillus ferrooxidans*, pois nesta condição, esta se encontra em plena atividade. Outras bactérias capazes de catalisar a reação estão presentes na Tabela 2.2.

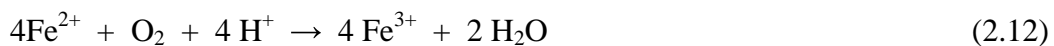
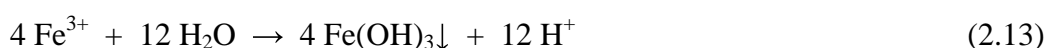


Tabela 2.2 – Bactérias catalisadoras da oxidação de minerais sulfetados e condições para seu crescimento.

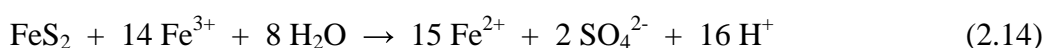
Microrganismos	pH	Temp. °C	Aeróbico	Nutrição
<i>Thiobacillus thioparus</i>	4,5-10,0	10-37	+	Autotrófico
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	0,5-6,0	15-25	+	Autotrófico
<i>Thiobacillus thiooxidans</i>	0,5-6,0	10-37	+	Autotrófico
<i>Thiobacillus neapolitanus</i>	3,0-8,5	8-37	+	Autotrófico
<i>Thiobacillus denitrificans</i>	4,0-9,5	10-37	+/-	Autotrófico
<i>Thiobacillus novellus</i>	5,0-9,2	25-35	+	Autotrófico
<i>Thiobacillus intermedius</i>	1,9-7,0	25-35	+	Autotrófico
<i>Thiobacillus perometabolis</i>	2,8-6,8	25-35	+	Autotrófico
<i>Sulfolobus acidocalderius</i>	2,0-5,0	55-85	+	Autotrófico
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	5,0-9,0	10-45	-	Heterotrófico

Fonte: THOMPSON (1988) citado por U.S.EPA (1994).

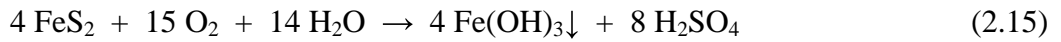
Na terceira reação (equação 2.13) poderá ocorrer a hidrólise do ferro, gerando como subproduto três mols de ácido. Precipitados de hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) serão formados se o pH estiver acima 3,5. Abaixo deste valor, pouco ou nenhum sólido vai se precipitar. O $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipitado é identificado por depósitos amorfos de coloração amarela, laranja ou vermelha no fundo de lagos ou rios.



A quarta reação (equação 2.14) é a oxidação da pirita pelo íon férrico gerado na segunda reação. Se o íon férrico (forte oxidante) entra em contato com a pirita não oxidada, ele é consumido pela oxidação da pirita, isto significa que o oxigênio é necessário apenas para se iniciar a oxidação da mesma. Contudo, se há grandes quantidades de íons férricos oriundos de oxidações anteriores, a oxidação da pirita ocorrerá por um longo período de tempo, mesmo não havendo mais oferta de oxigênio (SHINOBE e SRACEK, 1997).



A U.S.EPA (1994) fornece a reação global (equação 2.15) de oxidação da pirita e geração de drenagem ácida, apresentada a seguir:



A dissolução da pirita pelo íon férrico (Fe^{3+}) vista na equação (2.14), em conjunto com a oxidação do íon ferroso (Fe^{2+}), equação (2.12), constitui o ciclo de dissolução da pirita. A Tabela 2.3 apresenta uma lista de minerais sulfetados passíveis de sofrer oxidação e gerar drenagem ácida (U.S.EPA, 1994).

Tabela 2.3 – Lista de minerais sulfetados passíveis de geração de drenagem ácida.

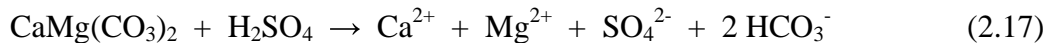
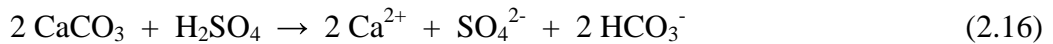
Mineral	Composição
Pirita	FeS_2
Calcopirita	CuFeS_2
Calcocita	Cu_2S
Esfalerita	ZnS
Galena	PbS
Millerita	NiS
Pirrotita	$\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$ (onde $0 < x < 0,2$)
Arsenopirita	FeAsS
Cinábrio	HgS

Fonte: FERGUSON AND ERICKSON (1988) citado por U.S.EPA (1994).

Segundo a U.S.EPA (1994), o potencial para uma mina gerar ácido e liberar contaminantes depende basicamente de três fatores. O primeiro está relacionado à disponibilidade da água, oxigênio, íons férricos e bactérias para catalisar as reações de oxidação. A taxa de cristalização dos minerais também é importante, na medida em que cristais grandes e bem formados apresentam menor superfície específica e, conseqüentemente, são menos oxidados que materiais amorfos e microcristais. Tanto a água quanto o oxigênio são necessários para geração da drenagem ácida. A água serve como um reagente e um intermediário para bactérias no processo de oxidação. O oxigênio é particularmente importante para manter a oxidação catalisada por bactérias

em valores de pH abaixo de 3,5. A oxidação de sulfetos é significativamente reduzida quando a porosidade dos materiais de mina é inferior a 1 ou 2 por cento.

O segundo fator atua na neutralização do ácido produzido. Esta neutralização ocorre quando o ácido reage com minerais carbonáticos existentes nos materiais percolados, como calcita ou dolomita, levando a um retardamento no processo de formação da drenagem ácida (U.S.EPA, 1994; EVANGELOU, 1995). As reações (2.16) e (2.17) demonstram o processo de neutralização do ácido sulfúrico (H₂SO₄), respectivamente pela calcita (CaCO₃) e dolomita (CaMg(CO₃)₂).



O último fator que afeta a geração de drenagem ácida trata da hidrologia local, geologia e tipo de tecnologia mineraria empregada (U.S.EPA, 1994). A hidrologia circunvizinha à área de funcionamento da mina e das pilhas de estéril é também importante na análise do potencial de geração ácida. Quando o material gerador de drenagem ácida ocorre abaixo do nível d'água, a difusão do oxigênio é lenta, o que retarda a produção ácida.

Segundo SHINOBE e SRACEK (1997) a taxa de oxidação de pirita em pilhas de estéril é normalmente lenta e ocorre ao longo de dezenas de anos, estando relacionada com a difusão do oxigênio dentro das mesmas. Entretanto em pilhas de estéril de alta permeabilidade, a difusão do oxigênio é bastante elevada, favorecendo a oxidação dos minerais sulfetados. Como a oxidação da pirita é uma reação exotérmica, fortes gradientes de temperatura podem ser desenvolvidos dentro das pilhas de estéril, resultando em gradientes de pressão que sugam para dentro das mesmas, ar com oxigênio, aumentando de forma significativa a taxa de oxidação dos minerais sulfetados presentes. Este processo é conhecido como convecção e ocorre próximo aos taludes e na porção superior de pilhas de estéril. Desta maneira, a oxidação da pirita em pilhas de estéril pode ser normalmente rápida, com as concentrações de sulfato, Fe²⁺, H⁺ na água atingindo valores bastante elevados.

2.2.3 – Previsão da Geração Ácida e Fatores Intervenientes

Segundo a U.S.EPA (1994) os objetivos de se fazer uma previsão da drenagem ácida são para determinar se um certo volume de resíduos de mina gerará ácido e prever a qualidade da drenagem baseado na taxa de formação ácida medida.

Os métodos que prevêm o potencial de geração ácida são classificados como estáticos ou cinéticos.

Os testes estáticos determinam o ácido total gerado e ácido total potencialmente neutralizado de uma amostra. A capacidade da amostra para gerar drenagem ácida é calculada como a diferença destes valores. Não se pretende que este teste preveja a taxa de geração ácida, somente o potencial para produzir ácido. Este teste pode ser conduzido rapidamente e é barato quando comparado com o teste cinético (U.S.EPA, 1994).

O EMCBC (2004), cita um método estático de avaliação do potencial para gerar drenagem ácida chamado *Acid Base Accounting* (ABA). Segundo MILLS (1998) citado por RODRIGUES (2001), este método requer, de forma detalhada, uma avaliação de todas as fases da mina, da abertura à disposição de rejeitos e uma caracterização mineralógica detalhada, juntamente com ensaios granulométricos. É um método simples, relativamente barato e confiável.

Em ABA, é comparado o potencial ácido-gerado e ácido-neutralizado de amostras múltiplas para ver se, teoricamente, eles podem compensar um ao outro, e então não ocorra mudança no nível de acidez natural de fluxos superficiais e subterrâneos (EMCBC, 2004). Este método foi criticado por CARUCCIO e GEIDEL (1981) citados por EVANGELOU (1995), por não levar em conta as diferenças entre a taxa de oxidações de pirita e a taxa de dissolução de carbonato, e considerar que toda a pirita presente em uma amostra se oxida em condições naturais.

EVANGELOU (1995) cita outro método estático que é o de determinação do potencial de acidez utilizando 30% de peróxido de hidrogênio (H₂O₂). Esta técnica determina a quantidade de ácido produzida durante a completa oxidação de íon ferroso (Fe²⁺) e íon disulfito (S₂²⁻) da pirita. O'SHAY *et al.* (1990) citados por CORRÊA (2000) mostra as reações da oxidação da pirita em condições naturais (equação 2.18) e usando H₂O₂ 30% (equação 2.19).



Os testes cinéticos pretendem imitar os processos encontrados nos locais da mina, normalmente a uma taxa acelerada. Estes requerem mais tempo e são consideravelmente mais caros que os testes estáticos. São usados dados dos testes para classificar o resíduo ou os materiais de acordo com o potencial de geração ácida. Estas informações podem ser colecionadas e avaliadas durante a análise econômica das minas nas fases exploratórias e, baseando-se nestas, podem ser tomadas decisões sobre medidas mitigadoras a serem implementadas (U.S.EPA, 1994).

A U.S.EPA (1994) cita o método cinético de células úmidas (Figura 2.3), na qual uma amostra de 200 g moída é colocada em um recipiente de plástico e submetida à lixiviação. O teste é feito tipicamente durante dez semanas e segue um ciclo de sete dias. A amostra pode ser inoculada com bactérias. Durante os primeiros três dias do ciclo é passado ar seco pelo recipiente da amostra, e ar umedecido durante os próximos três dias. No sétimo dia a amostra é lixiviada com 200 mL de água destilada. A solução pode ser analisada para pH, Eh, acidez, alcalinidade, condutividade elétrica, sulfato e metais dissolvidos.

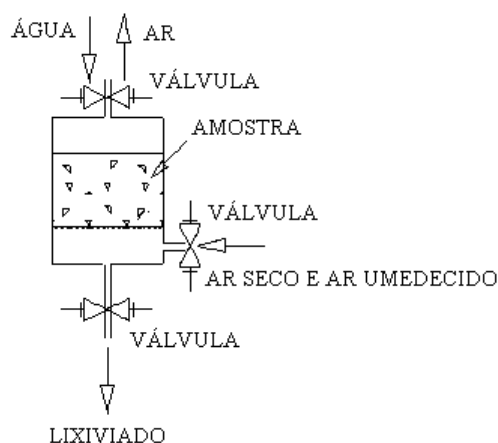


Figura 2.3 – Esquema simplificado de célula úmida (MILLS e ROBERTSON, 1997).

Outro método cinético citado pela U.S.EPA (1994) é o ensaio de coluna (Figura 2.4) que consiste em colocar estéril ou outro tipo de material em um cilindro ou dispositivo semelhante. Este dispositivo tem ao fundo uma barreira porosa que retém a amostra, mas permite que a água escoe. Com a finalidade de eliminar ar ou simular várias condições da superfície da água, pode ser introduzida água pelo fundo da coluna. Para este ensaio, alternam-se ciclos secos e molhados pela adição de água permitindo-se que a coluna seque. Estes ciclos podem ocorrer durante um período de vários dias ou semanas, entretanto eles duram tipicamente três dias cada. A água adicionada à coluna é coletada e analisada para determinação da taxa de oxidação, produção de sulfato, metais e outros. O equipamento para este ensaio é relativamente simples e é facilmente adaptado para as mais diversas condições de ensaio, como a adição de calcário, a influência de bactérias e saturação. Algumas das desvantagens do ensaio de coluna são os longos tempos requeridos para realização do mesmo e os altos custos associados.

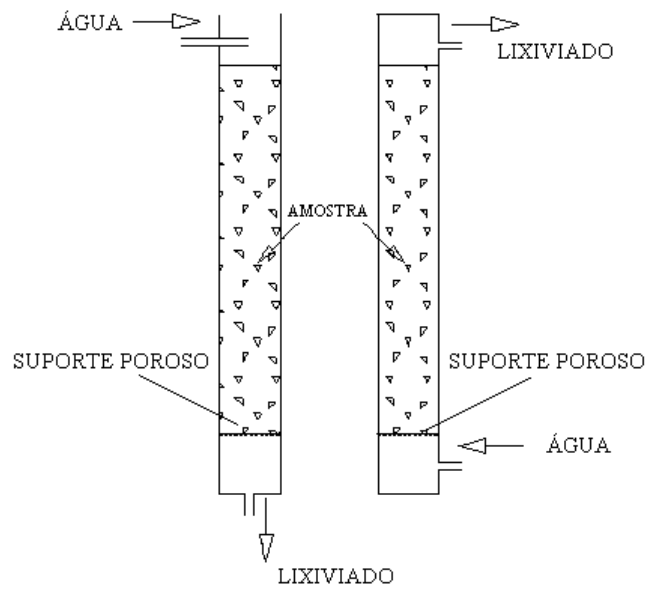


Figura 2.4 – Esquema simplificado de colunas de lixiviação (MILLS e ROBERTSON, 1997).

Modelos de simulação em computador podem ser considerados um dos melhores métodos cinéticos para se fazer uma previsão da drenagem ácida de mina, pois estes oferecem ferramentas importantes para se calcular a extensão e o potencial de geração ácida em uma pilha de estéril, empregando um grande número de variáveis. Estas previsões feitas em computador podem ser testadas primeiramente com dados obtidos em laboratório, com colunas de lixiviação, para então ser testadas em campo (EVANGELOU, 1995). Estes modelos podem fornecer importantes dados para o planejamento de novos depósitos de estéril e podem contribuir no entendimento e na previsão da drenagem ácida.

2.2.4 – Atuação Microbiológica

Como citado anteriormente, em ambientes naturais, bactérias como *Thiobacillus ferroxidans*, ver Tabela 1, catalisam a oxidação dos minerais sulfetados, acelerando o processo de geração de drenagem ácida. Essas bactérias ocorrem naturalmente em sistemas aquáticos, mas parecem ser mais ativas em meios ácidos, com valores de pH

próximos a 3,0 (CORRÊA, 2000). Devido à sua importância, informações sobre esta espécie serão apresentadas a seguir.

- Gênero *Thiobacillus*

As bactérias do gênero *Thiobacillus* são gram-negativas, têm forma de bastonete e obtém energia da oxidação de um ou mais compostos de enxofre reduzidos, incluindo sulfetos, enxofre metálico, tiosulfato ($(S_2O_3)^{2-}$), politionatos ($(S_xO_6)^{2-}$) e tiocianato (SCN^-), obtendo como produto final da oxidação, o sulfato. Algumas espécies podem obter energia também da oxidação do íon ferroso para o íon férrico. As espécies deste gênero exibem pH ótimo de crescimento na faixa de 2 a 8 e temperatura ótima de 20 a 43°C (TAKAMATSU, 1995).

- *Thiobacillus ferrooxidans*

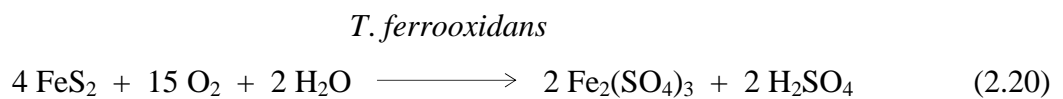
O *Thiobacillus ferrooxidans* foi descoberto em águas ácidas de minas de carvão em 1957 (BRIERLEY, 1982, citado por RODRIGUES, 2001). Elas aceleram a reação de oxidação da pirita, quando existem condições ótimas para sua subsistência. TEIXEIRA *et al.* (2002) descrevem a bactéria *Thiobacillus ferrooxidans* como uma espécie acidófila que apresenta como metabolismo central a oxidação de sulfetos metálicos, enxofre reduzido e íons ferrosos, como forma de obtenção de energia para o seu metabolismo. RODRIGUES (2001) relaciona as características desta espécie:

- Acidófila, ou seja, cresce somente em baixos pHs;
- Pode viver em fontes quentes, sendo sua temperatura de maior prosperidade entre 15 e 25°C;
- Pode viver em fissuras vulcânicas e depósitos de minerais sulfetados;
- Conseguir energia para crescer da oxidação de íons ferrosos e de compostos de enxofre, resultando na formação de sulfato;
- Obtém carbono autotroficamente, ou seja, pela fixação de CO_2 da atmosfera.

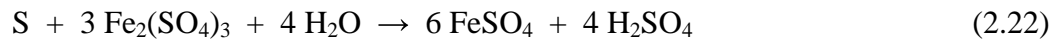
O *Thiobacillus ferrooxidans* ataca os minerais basicamente de duas maneiras: ataque direto e ataque indireto. O ataque direto requer contato físico entre as bactérias e a

pirita, neste os minerais oxidáveis são atacados pela bactéria utilizando enzimas, de forma a obter energia da troca de elétrons entre o elemento oxidado (Fe^{2+} ou S) e o oxidante (O_2). Essa energia é então associada à formação de trifosfato adenosina (ATP), responsável pela circulação de energia da célula (RODRIGUES, 2001 e EVANGELOU, 1995).

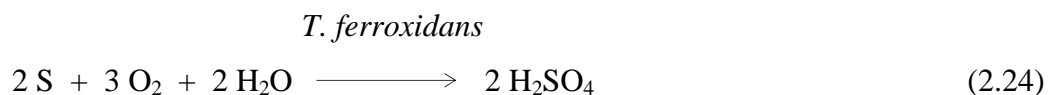
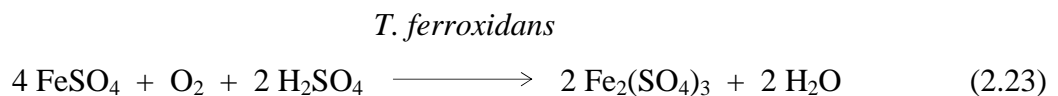
Os sulfetos são oxidados a sulfatos pela bactéria, segundo a seguinte reação (PALENCIA *et al.*, 1991 citados por EVANGELOU, 1995):



No ataque indireto a pirita é oxidada quimicamente por Fe^{3+} , segundo as reações (2.21) e (2.22) mostradas abaixo (TORMA, 1988, citado por EVANGELOU, 1995):



O íon ferroso (Fe^{2+}) e o enxofre elementar (S), produzidos pelas reações (2.21) e (2.22) são oxidados por *Thiobacillus ferrooxidans*, produzindo íons férricos (Fe^{3+}) e ácido, como mostram as reações (2.23) e (2.24):



O papel da bactéria na oxidação da pirita pode, então, ser visto como indireto no qual a função é regenerar Fe^{3+} . Note que a soma das reações (2.21) e (2.22) resultam na reação

(2.25), que descreve a oxidação de pirita por Fe^{3+} (LeROUX, *et al.*, 1980; SILVERMAN, 1967, citados por EVANGELOU, 1995).



Na solução ácida, o Fe^{3+} é estável e sua lixiviação é lenta, entretanto, a participação do *Thiobacillus ferrooxidans* pode acelerar o processo em mais de um milhão de vezes (BRIERLEY, 1982, citado por RODRIGUES, 2001; SENGUPTA, 1993).

O íon férrico, como já mencionado, é um forte oxidante e como tal provoca a dissolução de vários minerais. Uma maneira de solucionar os problemas de geração ácida de mina seria controlar a oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+} , por meio termodinâmico ou cinético. O primeiro enfocaria uma total eliminação do oxigênio, mantendo condições redutoras. O segundo buscaria a supressão de bactérias catalisadoras, responsáveis pela rápida oxidação do Fe^{2+} (RODRIGUES, 2001).

- Cinética da Oxidação da Pirita por *Thiobacillus ferrooxidans*

Com auxílio de um método eletroquímico PESIC *et al.* (1989) citados por EVANGELOU (1995) determinaram que na presença de *Thiobacillus ferrooxidans* a taxa de oxidação de Fe^{2+} à Fe^{3+} por oxigênio é diretamente proporcional à concentração de bactérias, H^+ , Fe^{2+} e O_2 . A expressão (2.26) descreve a taxa de oxidação de Fe^{2+} , para valores de pH acima de 2,2.

$$-d[\text{Fe}^{2+}]/dt = [1,62][10^{11}][C_{\text{bact}}][\text{H}^+][\text{Fe}^{2+}][p\text{O}_2]e^{-(58,77/RT)} \quad (2.26)$$

Onde a concentração de bactéria é expressa por C_{bact} , a temperatura por T, e a constante universal dos gases por R (0,082 atm.L/mol.k). A expressão da taxa de oxidação em pHs abaixo de 2,2 é a mesma, porém independe da concentração de H^+ no meio.

Meia-vida é o tempo necessário para que a massa de Fe^{2+} se reduza à metade, como mostra a equação (2.27):



Este tempo pode ser usado para demonstrar a importância do pH e da bactéria *Thiobacillus ferrooxidans* durante oxidação de Fe^{2+} na presença de oxigênio. Segundo PESIC *et al.* (1989) citados por EVANGELOU (1995), a meia-vida de $0,001 \text{ mol.L}^{-1}$ de Fe^{2+} em um sistema abiótico¹, foi de 2,86 dias em pH 5,5, 286 dias em pH 4,5, e 3740 dias em pH 1,45, indicando que oxidação abiótica de Fe^{2+} pelo oxigênio é extremamente sensível ao pH. Em valores de pH acima de 5 a reação foi rápida, no entanto, em solução muito ácida tornou-se extremamente lenta. Contudo, na presença de *Thiobacillus ferrooxidans*, mesmo em condições muito ácidas, a meia vida é muito menor. Na presença de 1,5 mg (peso seco) de *Thiobacillus ferrooxidans* a meia-vida de $0,001 \text{ mol.L}^{-1}$ de Fe^{2+} foi de apenas 31 minutos.

JAYNES *et al.* (1984) citados por EVANGELOU (1995) mostram gráficos que expõem as condições ideais de temperatura para a atividade da bactéria *Thiobacillus ferrooxidans*. Como mostra a Figura 2.5, a temperatura ótima para *Thiobacillus ferrooxidans* gira em torno de 30°C , da qual ainda se observa que a atividade bacteriana alcança sua atividade mínima próximo a 5°C e 55°C .

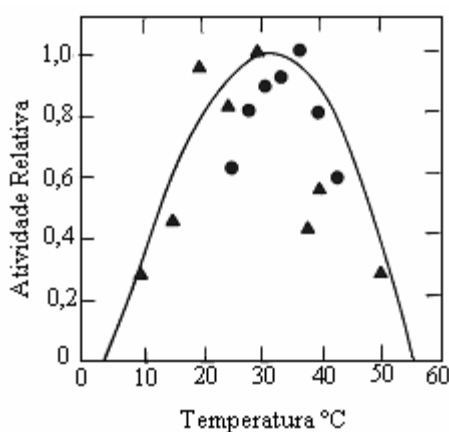


Figura 2.5 – Influência da temperatura na atividade do *Thiobacillus ferrooxidans* (JAYNES *et al.*, 1984, citados por EVANGELOU, 1995).

¹ Abiótico: Meio onde não existem organismos vivos.

Da Figura 2.6 observa-se que com a eliminação do oxigênio a atividade de *Thiobacillus ferrooxidans* cessa. Porém, diante de aumentos extremamente pequenos de oxigênio a bactéria *Thiobacillus ferrooxidans* tem sua atividade retomada, evidenciado assim seu caráter aeróbico. Quando o oxigênio atinge aproximadamente 0,01 mol, o *Thiobacillus ferrooxidans* alcança sua atividade máxima.

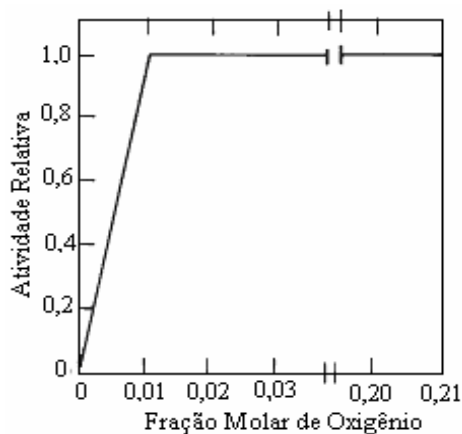


Figura 2.6 – Influência da concentração de oxigênio na atividade do *Thiobacillus ferrooxidans* (JAYNES *et al.*, 1984, citados por EVANGELOU, 1995).

A Figura 2.7 mostra que em pH em torno de 3,2 o *Thiobacillus ferrooxidans* atinge sua atividade máxima. Em valores de pH inferiores a 1,5 e superiores a 5,0 a bactéria alcança sua atividade mínima.

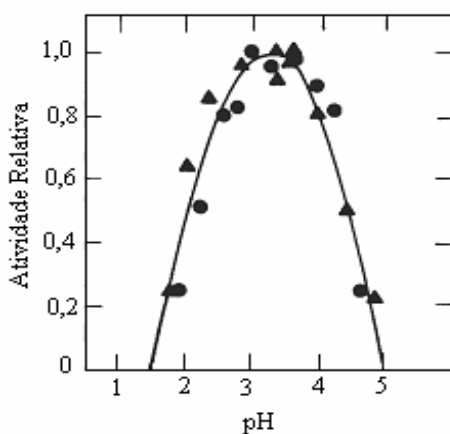


Figura 2.7 – Influência do pH na atividade do *Thiobacillus ferrooxidans* (JAYNES *et al.*, 1984, citados por EVANGELOU, 1995).

2.3 – IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTES DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA

Inúmeros impactos sobre o meio ambiente são causados pela mineração. Estes impactos podem ser relacionados em função do meio afetado: físico, biótico e antrópico (PRADO, 1994). Para PASTORE e MIOTO (2000) a formação da drenagem ácida pode ser considerada um dos mais graves problemas associados à mineração. O ácido sulfúrico e os íons férricos associados a este impacto repercutem significativamente sobre o ambiente, devido sobretudo, a geração de acidez e o transporte de contaminantes.

2.3.1 – Impactos Hídricos

SHINOBE e SRACEK (1997) afirmam que ao processo de oxidação dos minerais sulfetados está associada uma pluma ácida que contém altas concentrações de espécies dissolvidas. Esta pluma em um aquífero move-se em direção a corpos d'água superficiais presentes na região. Contudo, se nas águas do aquífero, carbonatos estiverem presentes, a acidez da pluma será neutralizada como mostra as reações (2.16) e (2.17) vistas anteriormente. Sabe-se também que o deslocamento da pluma ácida é mais lento que o deslocamento das plumas de Fe^{2+} e sulfato resultantes da oxidação dos minerais sulfetados.

Ainda segundo estes autores, após o consumo de tampões rápidos como carbonatos, o mecanismo principal de tamponamento será a dissolução de silicatos, tais como a muscovita e o feldspato. No entanto, a dissolução de silicatos é lenta, não sendo capaz de manter o pH na região de neutralidade, e ainda contribui com a dissolução na água de componentes tóxicos, como alumínio. A situação se demonstra mais complicada quando não há carbonatos na matriz do aquífero, pois o deslocamento da pluma de baixo pH pode ser tão rápido quanto o da pluma de sulfato.

Com a redução do pH provocada pela presença do ácido sulfúrico originado da drenagem ácida de mina, ocorre a solubilização de metais pesados como Cu, Ni, Cd, Zn,

Pb, Cr, Fe, Hg, e Mn eventualmente presentes em resíduos de minas (PASTORE e MIOTO, 2000).

2.3.2 – Impactos na Biosfera

Como já mencionado, a redução do pH nos corpos d'água provoca a solubilização de metais pesados e estes, por sua vez, contaminam todo ambiente ao redor. Estes metais apresentam propriedades de bioacumulação² e biomagnificação³ na cadeia alimentar, podendo passar de concentrações relativamente baixas a concentrações tóxicas para diferentes espécies da biota e para o homem.

Lembra ALLOWAY (1993) citado por TAKAMATSU (1995) que embora o termo “metal pesado” seja amplamente utilizado, sua definição varia de acordo com as diversas áreas da ciência. Em termos toxicológicos, esta definição provavelmente dá ênfase aos elementos químicos tóxicos aos mamíferos superiores (zootoxicidade). Em agronomia, a ênfase é dada principalmente aos elementos químicos tóxicos às culturas vegetais (fitotoxicidade), cuja contaminação no solo possa diminuir a produtividade agrícola. Em química é enfatizado os elementos cuja densidade atômica é maior que 6 g.cm^{-3} . A idéia comum de metais pesados para estas diversas áreas é a de serem metais que estão associados com poluição e toxicidade, mas também incluem alguns elementos que são essenciais para os seres vivos em baixas concentrações. “Metais tóxicos” é uma alternativa ao termo metais pesados, mas é aplicável somente aos elementos não essenciais para os seres vivos, como Pb, Cd, Hg, As, Ti e U.

A toxidez de metais pesados sobre as plantas provoca a redução do crescimento, cloroses, manchas foliares de diversas formas e dependendo dos níveis alcançados pode levar à morte da planta. Essa toxidez pode ser proporcional à concentração do metal pesado no meio ou ao tempo de exposição da planta ao mesmo (ACCIOLY, 2001).

² Bioacumulação: é o acúmulo de compostos tóxicos pelos organismos vivos, mais rapidamente do que seus corpos podem eliminá-los (SCHIO, 2003).

³ Biomagnificação: é o acúmulo de compostos tóxicos a cada nível da cadeia alimentar (SCHIO, 2003).

Estas alterações podem também ocasionar, dependendo do perfil das populações bióticas, perda da biodiversidade (PRADO, 1994).

2.3.3- Impactos na Litosfera

A contaminação do solo com metais pesados acarreta sérias conseqüências sobre os componentes funcionais dos ecossistemas, pois estes podem entrar na cadeia alimentar através da absorção por plantas, ou contaminar homens e animais pela ingestão de partículas de solo ou simples contato (ACCIOLY, 2001).

McBRIDE (1994) citado por ACCIOLY (2001) diz que: “o impacto do excesso de metais pesados no solo depende principalmente da quantidade e das formas químicas em que se encontram esses metais: solúvel, trocável, ocluso ou fixado aos minerais, precipitados com outros compostos, na biomassa, e complexado na matéria orgânica”.

2.4 – CONTROLE DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA E METAIS

RITCEY (1989) citado por OLIVEIRA e LUZ (2001), sugere algumas ações para prevenção da drenagem ácida as quais incluem:

- Restrição ou eliminação de oxigênio, dióxido de carbono, amônia, fósforo e vários nutrientes que promovam o crescimento das bactérias, por meio de revegetação imediata ou impermeabilização química;
- Restrição da ação da água da chuva pelos métodos adotados anteriormente;
- Isolamento dos compostos sulfetados;
- Redução do íon férrico responsável pela oxidação dos sulfetos;
- Controle do pH, visando à redução da atividade bacteriana;
- Uso de bactericidas.

KLEINMANN *et al.* (1981) citados por DOYE e DUCHESNE (2003), sugerem que as taxas de oxidação podem ser controladas eliminando-se ou reduzindo-se o efeito de bactérias, sobretudo *Thiobacillus ferrooxidans*. Segundo DOYE e DUCHESNE (2003) a adição de materiais alcalinos poderá aumentar o pH, reduzindo a proliferação de

bactérias, fixando metais e reduzindo a atividade do Fe^{3+} via a precipitação de hidróxidos de ferro.

A formação da drenagem ácida de mina, segundo RODRIGUES (2001), também pode ser retardada pela presença de matéria orgânica nos estéreis e rejeitos de mineração, pois, além de competir com os sulfetos pelo consumo de oxigênio, a matéria orgânica produz gás carbônico (CO_2) que expulsa o oxigênio dos poros dos rejeitos.

PASTORE e MIOTO (2000) citam que as medidas de controle da drenagem ácida sejam elas preventivas ou atenuadoras, exigem uma avaliação completa sobre a situação atual da mina, o conhecimento dos principais impactos ambientais causados pela atividade mineraria e o domínio de técnicas adequadas para sua implementação.

Os métodos de tratamento ativo empregam aditivos químicos alcalinos como cal (CaO), hidróxido de cálcio (Ca(OH)_2), hidróxido de sódio (NaOH), calcário (CaCO_3), carbonato de sódio (Na_2CO_3) ou uma combinação destes reagentes, para neutralização de águas ácidas em unidades químicas (LUZ *et al.*, 2002). Este sistema de tratamento requer infra-estrutura, pessoal, controle de processo e manutenção, além de consumir energia (OLIVEIRA e LUZ, 2001).

Os métodos de tratamento passivo são sistemas que têm como intuito melhorar as condições da água contaminada apenas com a ocorrência natural de reações químicas e biológicas em um ambiente controlado. Nestes sistemas deve-se promover a criação de condições físico-químicas que favoreçam processos de precipitação e adsorção dos contaminantes (LUZ *et al.*, 2002). Eles oferecem muitas vantagens em relação aos sistemas de tratamento ativo convencionais. A adição de aditivos químicos alcalinos e o uso de energia são limitados, o que reduz bastante o custo das operações. Também, as exigências de manutenção de sistemas passivos são consideravelmente menores que sistemas de tratamento ativos, no entanto, os primeiros exigem maior espaço físico e longo tempo de retenção (SKOUSEN, 1998).

2.5 – MÉTODOS DE TRATAMENTO ATIVO

Os sistemas de tratamento ativo, que adicionam produtos químicos alcalinos são os meios mais comuns para o tratamento de águas ácidas em mineração. Por este processo eleva-se o pH da água, tendo-se como consequência a precipitação de sulfato e hidróxidos de metal, que dependendo do volume gerado podem vir a se constituir em um problema. Outra questão importante está relacionada aos custos do tratamento que requerem operação e manutenção contínua (FONSECA e SALUM, 2003; SIMMONS *et al.*, 2003).

No processo de neutralização com hidróxido de cálcio, ácido é neutralizado e metais como Fe, Zn, Cu, Al, e Pb são precipitados na forma de hidróxidos metálicos, como mostra a equação 2.28 (LUZ *et al.*, 2002):



Onde: Me = metal

No processo de lama de alta densidade para neutralização com cal (HDS), reatores de neutralização são empregados em série para neutralização do ácido. Estes reatores têm o pH monitorado continuamente e permanecem aerados para oxidar o Fe^{2+} . Parte da lama concentrada no fundo do clarificador é recirculada e empregada como fonte de alcalinidade. Os hidróxidos precipitados são então floculados com polímeros e um clarificador é empregado para a separação sólido-líquido (KUYUCAK, 1999 citado por LUZ *et al.*, 2002). A estabilidade e o volume gerado de precipitados são fatores que devem ser analisados na elaboração de um projeto de usina para tratamento de drenagem ácida através deste sistema (CETEM, 2001).

Exemplos de compostos químicos formados durante os processos de neutralização de águas ácidas contendo produtos da oxidação de vários sulfetos estão apresentados na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Produtos de oxidação e neutralização de sulfetos.

Mineral	Produto aquoso (oxidação total)	Produtos finais
Pirita (FeS ₂) Marcassita (FeS) Pirrotita (Fe _{1-x} S)	Fe ³⁺ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Hidróxido férrico, sulfato férrico, sulfato de cálcio.
Calcocita (Cu ₂ S)	Cu ²⁺ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Hidróxidos e carbonatos de cobre, Sulfato de cálcio.
Esfalerita (ZnS)	Zn ²⁺ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Hidróxidos e carbonatos de zinco, Sulfatos de cálcio.
Arsenopirita (FeAsS)	Fe ³⁺ , AsO ₄ ²⁻ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Hidróxido e sulfato férrico, arsenatos de cálcio e sulfato de cálcio.

Fonte: CETEM (2001).

2.6 – MÉTODOS DE TRATAMENTO PASSIVO

Os sistemas de tratamento passivo apesar de requererem espaço físico e tempo de retenção consideravelmente superiores aos exigidos pelos tratamentos ativos apresentam as vantagens de serem auto-sustentáveis, o que reduz consideravelmente os custos de tratamento, além de obterem sucesso em curto prazo de implantação (SKOUSEN, 1998). A seguir são descritos os sistemas de tratamento passivo.

2.6.1 – Alagados

Os alagados apresentam inúmeras vantagens em relação aos processos químicos convencionais, que variam desde o baixo custo operacional até sua efetividade. Estes sistemas podem remover grandes quantidades de contaminantes, incluindo matéria orgânica, sólidos em suspensão e metais pesados, através de mecanismos tais como sedimentação, filtração natural e outros, como é apresentado na Tabela 2.5 (LUZ *et al.*, 2002).

A transformação de substâncias complexas para substâncias mais simples ocorre por meio de reações químicas e bioquímicas, sendo os nutrientes removidos por plantas aquáticas pelos processos de adsorção, assimilação e produção de biomassa (TCHOBANOGLOUS e CRITES, 1998, citados por LUZ *et al.*, 2002).

Tabela 2.5 – Mecanismos de remoção e transformação em sistemas de alagados.

Constituinte	Mecanismos
Orgânicos biodegradáveis	Bioconversão da matéria orgânica solúvel por bactérias aeróbicas, facultativas e anaeróbicas na superfície das plantas e suporte sólido, adsorção, filtração e sedimentação da matéria orgânica particulada.
Sólidos suspensos	Sedimentação e filtração.
Acidez	Geração de alcalinidade pela dissolução de carbonatos e pela degradação da matéria orgânica.
Nitrogênio	Nitrificação/denitrificação, remoção pelas plantas, volatilização.
Fósforo	Sedimentação, remoção pelas plantas.
Metais pesados	Adsorção na superfície das plantas e suporte e sedimentação.
Orgânicos traço	Volatilização, adsorção, biodegradação.
Patogênicos	Decaimento natural, predação, radiação UV, sedimentação, excreção de antibióticos das raízes das plantas.

Fonte: LUZ *et al.* (2002).

Existem diferentes tipos de alagados, os quais serão explicitados abaixo:

- Alagados Convencionais de Fluxo Livre Superficial

Neste sistema as zonas aeróbicas e anaeróbicas ocorrem naturalmente em função da profundidade do alagado e a adição de produtos químicos é descartada. Prevalcem condições oxidantes na superfície, que se tornam gradualmente anaeróbicas em direção ao fundo. Em cada zona os mecanismos ativos de remoção de metais são diferentes: oxidação e hidrólise, redução bacteriana de sulfatos, adição de alcalinidade, adsorção,

troca iônica, complexação com material orgânico, bioacumulação nos tecidos de plantas e algas, entre outros (LUZ *et al.*, 2002).

- Alagados Aeróbicos

Os alagados aeróbicos consistem em lagoas ou canais de grande superfície, com fluxo superficial efetivamente empregado para o tratamento de águas alcalinas. Podem ser utilizados com grande eficiência associados a outros sistemas desde que este último aumente a alcalinidade da água que irá entrar no alagado. Estes sistemas têm o fundo completamente impermeabilizado e mantêm a vegetação fixada no solo ou em outro meio de suporte (LUZ *et al.*, 2002).

Em sistemas de alagados aeróbicos os metais se precipitam através de reações de oxidação, formando óxidos e hidróxidos, reduzindo sua concentração na água (DEP, 2000). A extensão de remoção de metal depende das concentrações dos metais dissolvidos, pH, alcalinidade, presença de biomassa ativa e do tempo de retenção da água no alagado (SKOUSEN, 1998).

Um alagado aeróbico típico tem uma profundidade variando de 15 a 50 cm, plantado com espécies características de áreas inundadas (DEP, 2000).

- Alagados Anaeróbicos

Os alagados anaeróbicos são sistemas similares aos alagados aeróbicos entretanto contém uma camada espessa de substrato orgânico que varia de 30 a 60 cm (LUZ *et al.*, 2002), que pode estar sobre uma camada de calcário ou estar misturado a ele (SKOUSEN, 1998). Este substrato que pode ser constituído de composto de cogumelos, pedaços de madeira, serragem, feno, resíduos de macrófitas aquáticas, lodo de ETE's e outros, promove processos químicos e microbiológicos que geram alcalinidade, neutralizam os componentes ácidos da drenagem, removem oxigênio do sistema, reduzem o sulfato e evitam que os metais se oxidem e formem camadas passivadoras. Este sistema normalmente possui espécies característica de áreas inundadas, que ajudam

a estabilizar o substrato e promovem materiais orgânicos adicionais para dar continuidade as reações de redução de sulfato (DEP, 2000).

Alagados anaeróbicos são bastante utilizados para o tratamento de águas de minas com concentrações elevadas de oxigênio dissolvido, Fe^{3+} , Al^{3+} e acidez. A atividade das bactérias sulfato redutoras, combinada com a dissolução do calcário promove alcalinidade para a água que passa pelo sistema (CETEM, 2001; LUZ *et al.*, 2002).

2.6.2 – Drenos Anóxicos⁴ de Calcário

Estes sistemas são construídos de modo a interceptar fluxos de água de subsuperfície. São formados por um leito de calcário enterrado que evita o contato com o oxigênio atmosférico impedindo assim a oxidação dos metais e a blindagem do calcário (CETEM, 2001).

Os drenos anóxicos de calcário podem ser usados no estágio de pré -tratamento para os alagados aeróbicos, pois eles aumentam a alcalinidade e o pH da água antes que ela entre no alagado. A eficiência de um dreno anóxico de calcário pode ser significativamente reduzida se a água possuir altas concentrações de íons férricos, oxigênio dissolvido e alumínio, pois, $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipitam na presença de calcário (CETEM, 2001). Os precipitados de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ recobrem o calcário, inibindo sua dissolução, enquanto o precipitado gelatinoso de $\text{Al}(\text{OH})_3$ preenche os espaços vazios do leito, diminuindo a permeabilidade do calcário (LUZ *et al.*, 2002).

Os drenos anóxicos de calcário podem ser empregados para o pré-tratamento de águas contendo Fe^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+} , elevando o pH e removendo parte dos metais na forma de carbonatos (GAZEA *et al.*, 1996 citados por LUZ *et al.*, 2002). Tempos de retenção de 14 a 15 horas são empregados para balancear custos de construção e eficiência na geração de alcalinidade (CETEM, 2001).

⁴ Anóxico: Diz-se do que está carente de oxigênio (MAZZINI, 2003).

2.6.3 – Canais Abertos de Calcário

Trata-se de um método bastante simples, que pode ser construído de dois modos: O primeiro, um fosso é preenchido com calcário onde se coleta a drenagem ácida; o outro método consiste em colocar calcário fragmentado diretamente em um fluxo contaminado. A dissolução do calcário aumenta a alcalinidade e eleva o pH. Os precipitados de $\text{Fe}(\text{CO})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$ produzidos pela neutralização podem recobrir o calcário, reduzindo a geração de alcalinidade. Desta forma, uma grande quantidade de calcário é necessária para garantir a eficiência do canal em longo prazo. O comprimento do canal, a alta velocidade do fluxo e a turbulência aumentam o desempenho, mantendo os precipitados em suspensão, o que reduz o recobrimento do calcário (DEP, 2000).

Com inclinações superiores a 20% pode-se conseguir um ótimo desempenho, pois, a velocidade do fluxo mantém os precipitados em suspensão, além de retirar os precipitados da superfície do calcário. Canais abertos de calcário utilizados associados a outros sistemas passivos podem maximizar o tratamento e a remoção de metais (SKOUSEN, 1998).

2.6.4 – Células de Calcário

Células de calcário são outro modo simples de acrescentar alcalinidade a águas contaminadas. A água ácida é carregada por um tubo para a célula, que consiste em um cilindro ou tanque vertical de metal com 1,5-1,8 m de diâmetro e 2-2,5 m de profundidade, que contém calcário (SKOUSEN, 1998). A força hidráulica do fluxo no tubo causa a mistura do calcário pela turbulência, o que evita o seu recobrimento pelos precipitados. A água flui para cima e transborda a célula, retornando para o curso d'água. As células de calcário precisam ser frequentemente recarregadas com calcário limpo para assegurar tratamento contínuo (DEP, 2000).

2.6.5 – Reatores de Fluxo Vertical

Os reatores de fluxo vertical foram criados com o intuito de superar as limitações da produção de alcalinidade dos drenos anóxicos de calcário e as exigências de grandes áreas para os alagados. O reator de fluxo vertical consiste em uma célula de tratamento com uma base de calcário, coberta com uma camada de substrato orgânico, ambos variando de 45 a 60 cm e água ácida parada que varia de 8 a 15 cm (CETEM, 2001; DEP, 2000).

A água flui verticalmente pelo substrato orgânico e pelo calcário e é coletada por um sistema de tubos localizado abaixo da base de calcário. O reator de fluxo vertical aumenta a alcalinidade por dissolução do calcário e redução bacteriana do sulfato. Águas altamente ácidas podem ser tratadas passando por uma série de reatores de fluxo vertical. Normalmente um reator de fluxo vertical é seguido por um alagado aeróbico, onde os metais são oxidados e precipitados. O tamanho destes reatores é baseado no tempo de retenção necessário para produzir alcalinidade, que normalmente varia de 12 a 15 horas (DEP, 2000).

2.6.6 – Biorremediação

A biorremediação envolve o uso de microorganismos para converter contaminantes em espécies menos prejudiciais. (ALEXANDER, 1993 citado por SKOUSEN, 1998). Os microorganismos podem acelerar as reações de oxidação de metal e causar sua precipitação. Este processo pode elevar o pH, gerar alcalinidade, e remover metais de soluções de drenagem ácida. Na maioria dos casos, a biorremediação de drenagem ácida acontece em sistemas projetados, como alagados anaeróbicos (SKOUSEN, 1998).

Pyrolusite é um processo patenteado que utiliza culturas microbiológicas para remover ferro, manganês e alumínio da drenagem ácida de mina. O processo de tratamento consiste em uma cama rasa de calcário inundada com água acidificada. Os microorganismos são inoculados ao longo do calcário, onde se desenvolvem e oxidam os metais contaminantes, aumentando a alcalinidade e elevando o pH (DEP, 2000).

2.6.7 – Lagoas de Calcário

Lagoas de calcário constituem um novo sistema de tratamento passivo no qual o calcário é colocado no fundo de uma lagoa por onde a água flui. Estas lagoas podem ter de 1 a 3 m de profundidade, com uma espessura de calcário que varia de 0,3 a 1,0 m. A lagoa é projetada para reter a água durante 1 ou 2 dias para a dissolução do calcário. Este sistema é recomendado para águas com concentrações de oxigênio dissolvido baixas que não contenham Fe^{3+} e Al^{3+} . A vantagem deste sistema é observar se o calcário esta sendo coberto por precipitados e se está ocorrendo a sua dissolução e neutralização com ácido. À medida que o calcário for sendo diluído, mais calcário poderá ser acrescentado (SKOUSEN, 1998).

2.6.8 – Leito Lixiviador de Escória

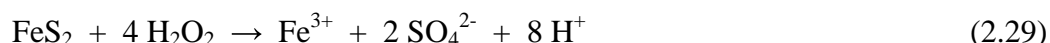
O leito lixiviador de escória siderúrgica pode ser usado para tratar água que não contenha Fe, Mn ou Al. A escória tem um grande potencial para a geração de alcalinidade. SIMMONS *et al.* (2002) estudaram a aplicação de escória no tratamento da drenagem ácida. Para isso foi construído um leito lixiviador calcário/escória que têm tratado a acidez provocada pela drenagem ácida de mina sem causar nenhum aumento prejudicial nas concentrações de metais no fluxo receptor desta drenagem.

2.6.9 – Microencapsulamento

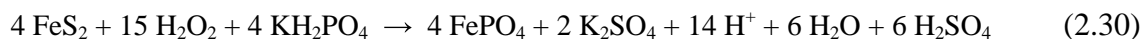
Microencapsulamento pode ser definido como sendo uma camada de fosfato férrico que recobre a superfície de partículas de pirita, prevenindo sua oxidação (EVANGELOU, 1995). HUANG e EVANGELOU (1992, 1994) e EVANGELOU (1994) citados por EVANGELOU (1995) desenvolveram duas novas metodologias de microencapsulamento utilizando pequenas colunas de lixiviação com o objetivo de prevenir a oxidação de pirita e conseqüentemente a produção de ácido em rejeitos piritosos. A primeira metodologia envolve a lixiviação de rejeitos piritosos com uma solução composta por fosfato diácido de potássio (KH_2PO_4), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), e uma solução tampão. Durante o processo de lixiviação, H_2O_2 oxida a pirita e

produz Fe^{3+} que reage com PO_4^{3-} formando o fosfato férrico (FePO_4). Este por sua vez se precipita formando uma camada na superfície de pirita (blindagem). Ela impede qualquer oxidação adicional da mesma. O tampão tem por objetivo eliminar o efeito dos prótons, produzidos durante a oxidação da pirita, na precipitação de fosfato férrico.

A reação (2.29) descreve a oxidação da pirita por H_2O_2 na ausência de fosfato.



A oxidação da pirita por H_2O_2 na presença de fosfato pode ser descrita pela reação (2.30).



No segundo método utiliza-se de uma solução composta de H_2O_2 e solução tampão para lixiviar o rejeito piritoso. Durante o processo de lixiviação a superfície da pirita é recoberta por uma camada de óxido de ferro produzido pela oxidação da pirita por H_2O_2 . Neste caso o objetivo da solução tampão é manter o pH entre 5 e 7, onde a formação do óxido de ferro é promovida. A Figura 2.8 mostra a taxa de oxidação da pirita blindada e não blindada.

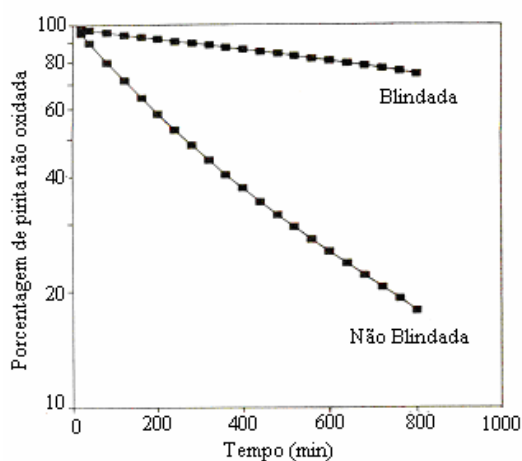


Figura 2.8 – Relação entre a porcentagem de pirita não oxidada e o tempo (EVANGELOU, 1995).

Os dados da Figura 2.8 sugerem que este processo poderia ser efetivo para o controle da drenagem ácida se aplicado em campo.

A aplicação de pedras de fosfato não deve se confundir com a tecnologia da blindagem da pirita. A aplicação de pedras de fosfato reduz a produção de Fe^{3+} , pois complexam Fe^{2+} . Como consequência disto, o potencial de oxidação da pirita também fica reduzido. A efetividade das pedras de fosfato para o controle da oxidação da pirita na natureza tem vida curta (FLYNN, 1969, RENTON *et al.*, 1988, STUMN e MORGAN, 1970, EVANGELOU *et al.*, 1992, citados por EVANGELOU, 1995).

A tecnologia de blindagem da pirita pelo fosfato férrico controla a oxidação da pirita por dois mecanismos: (i) conversão do Fe^{2+} para Fe^{3+} sendo que este último é fortemente complexado pelo fosfato, e (ii) precipitação do fosfato férrico, formando uma camada estável na superfície de pirita, tornando-a inativa para o contanto com O_2 e H_2O .

2.7 – INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL S.A.

O Brasil é atualmente a sexta maior reserva de urânio do mundo, porém, estudos de prospecção e pesquisas geológicas foram realizadas em apenas 25% do território nacional. A grande quantidade de urânio existente no país torna essa uma área com ótimas perspectivas para exportação (MINÉRIOS & MINERALES, 2003 e INB, 2005).

A empresa responsável pela produção do combustível nuclear para a geração de energia elétrica pelas usinas nucleares brasileiras é a estatal Indústrias Nucleares do Brasil S. A. (INB) à qual é conferida, por lei, a execução das atividades industriais do ciclo do combustível nuclear, que são monopólio estatal da União (MINÉRIO & MINERALES, 2003 e CIPRIANI, 2002). Segundo RODRIGUES (2001), esta empresa no ano de 1988 substituiu a Nuclebrás, e após a incorporação de suas controladas, Nuclebrás Enriquecimento Isotópico S.A. (NUCLEI), Urânio do Brasil S. A. e Nuclemon Mineró-Química Ltda, tornou-se responsável, em 1995, pela exploração e desenvolvimento do ciclo do combustível nuclear.

A INB possui reservas de urânio localizadas em Santa Quitéria (CE), Caetité (BA) e Caldas (MG), sendo que esta última passa por um processo de descomissionamento⁵. A empresa ainda possui no estado do Rio de Janeiro, uma unidade de extração e beneficiamento das areias que contêm os chamados minerais pesados de onde se obtêm a ilmenita, o rutilo, a zirconita e a monazita, importantes insumos para indústria (MINÉRIO & MINERALES, 2003).

2.8 – O PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS

O Planalto está localizado no sudeste do estado de Minas Gerais e leste de São Paulo, com uma altitude média de 1.400 m acima do nível do mar. Geologicamente este Planalto é constituído por uma intrusão de rochas alcalinas, formada por processos de vulcanismo e intemperismo ocorridos à cerca de 60 a 120 milhões de anos. Do colapso da parte central da estrutura vulcânica chamada caldeira, formou-se uma grande depressão, circundada por um anel de montanhas com forma quase circular, com diâmetro de aproximadamente 32 km e área de 800 km² (NUCLEBRÁS, 1982; PRADO, 1994).

Devido a uma série de processos de mineralização que sofreu o interior da caldeira, na seqüência de vários eventos geológicos, o Planalto de Poços de Caldas tornou-se uma região de grande relevância econômica. As principais mineralizações são constituídas por minerais de urânio, zircônio, alumínio, molibdênio e terras raras.

A importância econômica do Planalto de Poços de Caldas foi despertada por Orville Derby (1887) e Hussak (1899), que em seus trabalhos fizeram referência à presença de minerais de zircônio. Estes minerais foram os principais elementos econômicos da região desde o início do século XX e tiveram importante papel na indústria mineral do urânio (NUCLEBRÁS, 1982; DNPM, 1985).

⁵ Descomissionamento: Operação de desativação de um empreendimento ou atividade potencialmente poluidora que exige o cumprimento de critérios técnicos e ambientais (MAZZINI, 2003).

Lembra PRADO (1994) que o planalto abrange os municípios de Poços de Caldas, Andradas, Caldas e Águas da Prata, sendo a cidade de Poços de Caldas a única localizada na parte interna da intrusão alcalina, como mostra a Figura 2.9.

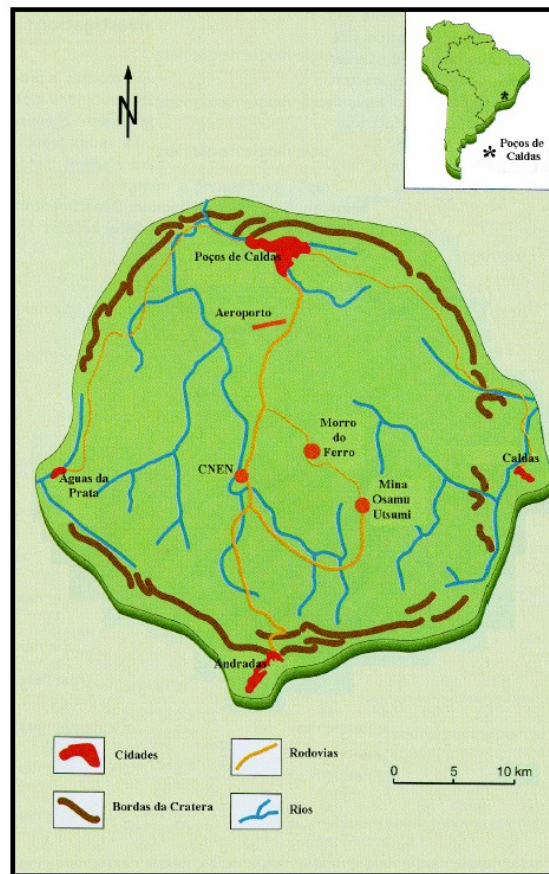


Figura 2.9 – Planalto de Poços de Caldas e localização da mina Osamu Utsumi (CIPRIANI, 2002).

- Geologia

As rochas constituintes do Planalto de Poços de Caldas são de filiação alcalina, com idade Mesozóica-Cenozóica, sendo predominantes nefelinas-sienitos (tinguaítos, fonólitos, foiaítos).

Os diferentes tipos litológicos de origem alcalina podem ser reunidos em três grupos principais: brechas, tufos e aglomerados, rochas efusivas e hipabissais e rochas

plutônicas (DNPM, 1985). As brechas, tufos e aglomerados correspondem ao material vulcânico aflorante na porção noroeste do maciço. As rochas efusivas e hipabissais são representadas por fonólitos e tinguaitos, respectivamente, com ampla distribuição por todo o maciço. As rochas plutônicas ocorrem como encaixantes para as efusivas e hipabissais e são constituídas por nefelina-sienitos (foiaítos) e por lujaritos, e em menor proporção por chibinitos (MOREIRA *et al.*, 2003).

No Planalto de Poços de Caldas a predominância da maioria das rochas alcalinas exposta é leucocrática, de composição básica transicional a intermediária em SiO₂ (entre 50 e 55% em peso) e contém concentrações normais de elementos traços, incluindo urânio, tório e elementos de terras raras. Em contraste, as rochas máficas e ultramáficas são raras.

- Vegetação e Clima

Na parte alta das encostas e no interior do planalto são observados savanas e cerrados, com assentamentos finos de árvores, sobretudo nos vales de drenagens e rios devido ao extensivo desflorestamento ocorrido neste local há cerca de 100 anos (CHAPMAN *et al.* 1991 citados por RODRIGUES, 2001). Podem ainda ser encontradas florestas de araucárias e campos limpos. As florestas de araucárias aparecem em pequenas manchas nas altitudes próximas de 1.600 m. As áreas de campos naturais com vegetação herbácea tornam-se boas pastagens nos meses da estação chuvosa. Podem ser observados capões de mato em grotas, nascentes e ao longo de alguns cursos d'água do Planalto. Também densas florestas naturais podem ser vistas, contornando a face norte do Planalto (DNPM, 1985).

O Planalto apresenta um clima tropical de altitude, com duas estações bem marcadas. A primeira que varia entre os meses de outubro e março se caracteriza pela intensa pluviosidade e brandas temperaturas. A segunda é caracterizada por forte estiagem e baixas temperaturas entre os meses de abril e setembro. A precipitação pluviométrica média anual é de 1.700 mm com uma temperatura média anual de 18°C. A umidade relativa média é de 78,2%. (DNPM, 1985; FERNANDES, 1997; PRADO, 1994).

- Solo

Devido ao clima e as precipitações abundantes os solos predominantes no Planalto de Poços de Caldas são os tropicais e /ou subtropicais. Os solos resultantes desta intensa lixiviação de elementos solúveis, acúmulo de ferro e alumínio, ou seja, os latossolos, variam de “terra roxa legítima” a “salmourões”. Neste local também são encontrados os solos do tipo “podzol” (KAEFER *et al.*, 1979, citados por RODRIGUES, 2001).

Os efeitos combinados de hidrotermalismo e intemperismo, característico de regimes pluviométricos torrenciais com duas estações climáticas bem marcadas, geraram o latossolo síltico-argiloso, de formação *in situ*. Junto com este tipo de solo foram também formadas extensas superfícies de bauxita, favorecidas pela ausência de quartzo das rochas sieníticas (FRAENKEL *et al.*, 1985, citados por RODRIGUES, 2001).

- Hidrografia

Os cursos d’água mais importantes da região em estudo são rio das Antas, o rio Verde e o rio Taquari, tributários do rio Pardo e do rio Mogi-Guaçu (KAEFER *et al.*, 1979 citados por RODRIGUES, 2001). O rio das Antas, responsável pela drenagem de uma área de 423 km², o que representa 52,9% da área do Planalto, é represado antes de atravessar a cidade de Poços de Caldas (Represa Saturnino de Brito) e antes de precipitar-se encosta abaixo ao noroeste (Represa Bortolan) (FRAENKEL *et al.*, 1985 citados por RODRIGUES, 2001 e FERNANDES, 1997). Já o rio Verde drena uma área de 213 km², que corresponde a 26,6% da área do Planalto e o ribeirão da Prata fica responsável pela drenagem de cerca de 20,5% do Planalto.

2.8.1 – Unidade de Tratamento de Minérios (UTM)

A Unidade de Tratamento de Minérios é uma das unidades industriais da INB, ocupando uma área em torno de 15 km² (FIGUEIREDO *et al.*, 1995). A UTM é constituída de uma mina a céu aberto, áreas de bota-foras: (BF 1A e BF 1B, BF 3 e BF 3A, BF 4A, BF 4B, BF 4C, BF 4D e BF 4E, BF 7, BF 8N/A, BF 8NB e BF 8S),

instalações de tratamento físico de minério, usina de tratamento químico para extração de urânio, bacia de rejeitos, instalações administrativas e uma fábrica de ácido sulfúrico (CIPRIANI, 2002).

Entrou em operação em 1981 e foi implantado com o objetivo de atender a demanda inicial de urânio prevista no Programa Nuclear Brasileiro, criado em 1975. Produzia concentrado de urânio (*yellow cake*), sob a forma de diuranato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7$), através da lavra, processamento físico e químico do minério (OLIVEIRA *et al.*, 1995).

A UTM está localizada sobre o divisor de águas das duas bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas: a bacia do rio das Antas e a bacia do rio Verde, região sudoeste do estado de Minas Gerais, município de Caldas, em local denominado Campo do Cercado. Os detalhes principais da localização são apresentados na Figura 2.9 mostrada anteriormente e Figura 2.10 (CIPRIANI, 2002). A drenagem natural da UTM é feita através do córrego do Cercado, afluente da margem direita do rio das Antas. A região situada à leste da área da UTM é drenada através da bacia do ribeirão Soberbo, este deságua no rio Taquari, que é afluente do rio Verde (FERNANDES, 1997).

A Jazida do Campo do Cercado recebeu o nome de Osamu Utsumi em homenagem póstuma a um dos geólogos pioneiros da prospecção de urânio naquele local. Esta mina foi a primeira a entrar em lavra para produção de concentrado de urânio (*yellow cake*) no Brasil (DNPM, 1985).

Segundo FIGUEIREDO *et al.*(1995) e CIPRIANI (2002) a ocorrência de urânio no Planalto de Poços de Caldas foi descoberta em 1948 e a partir de 1964 iniciaram-se os primeiros trabalhos de prospecção e investigação geológica. Em 1971 as atividades de prospecção e pesquisa foram concentradas na área da mina, o que conduziu à opção por mineração a céu aberto. A decapagem da mina iniciou-se em 1977, Tabela 2.6. Em 1981 foi construída a primeira pilha de minério. Devido a uma série de dificuldades, associadas ao pouco conhecimento das características do minério, a instalação funcionou de modo descontínuo e, em outubro de 1995, houve a paralisação definitiva das atividades de lavra. Em dezembro do mesmo ano foram paralisadas as atividades de

origem, foram depositados em diferentes locais, preparados com esta finalidade, em torno da cava da mina (FIGUEIREDO *et al.*, 1995).

Dos dados sobre as pilhas de estéril (bota-foras) apresentados na Tabela 2.7, pode-se observar que os bota-foras com características mais significativas do ponto de vista de segurança ambiental, são os bota-foras 4 e 8, o primeiro ocupa uma área de 56,9 ha e contém 12,4 milhões m³ de estéril, com altura de talude de 90 metros e inclinação de 70 graus e o bota-fora 8 ocupa uma área de 64,4 ha e contém 14,8 milhões m³ de estéril (FIGUEIREDO *et al.*, 1995; CIPRIANI, 2002). O bota-fora 4 foi construído sobre o vale do córrego do Consulta pertencente à bacia do rio Verde, que foi desviado para evitar infiltrações através desta pilha. Drenos profundos, constituídos de matacões de rochas estéreis recobertos com material de transição (rochas estéreis com granulometria fina) e argilas, foram construídos previamente no fundo do vale para possibilitar o escoamento das águas (WIKMANN, 1998; SOUZA, 1996). A fim de evitar infiltrações através do bota-fora 8, o córrego do Cercado, que deságua na cabeceira do rio das Antas, também foi desviado.

Os bota-foras 4 e 8 e os córregos do Consulta e Cercado podem ser vistos na Figura 2.11, da estrutura física da UTM.

Atualmente a mina da UTM está em fase de descomissionamento em função do esgotamento de seu urânio economicamente viável. A unidade produziu concentrado de urânio em quantidade que atendeu basicamente a demanda das recargas do reator de Angra I e de programas de desenvolvimento tecnológico (MINÉRIO & MINERALES, 2003).

Tabela 2.6 – Produção mineira – 1981 a 1995.

Ano	Estéril (m ³ x 10 ⁶)	Minério(ton x 10 ⁵)
1977 a 1981	337,0	--
1981	4,0	1,5
1982	36,7	4,1
1983	27,3	3,9
1984	11,6	2,9
1985	11,5	2,9
1986	2,8	5,7
1987	6,9	2,9
1988 a 1995	1,0	4,0
Total	438,8	27,9

Fonte: FIGUEIREDO *et al.*, (1995).

Tabela 2.7 – Quantidade de estéril e superfícies atuais dos bota-foras.

Bota-Fora (BF)	Volume(m ³ x 10 ⁶)	Superfície(m ² x 10 ⁴)	Origem Predominante
BF-1	4,4	25,5	material de decapagem
BF-3	9,8	20,5	material de decapagem
BF-4	12,4	56,9	Decapagem e Triagem do corpo B
BF-7	2,4	5,3	material de decapagem
BF-8	14,8	64,4	Decapagem e Triagem corpo A e E
Total	43,8	172,6	--

Fonte: FIGUEIREDO *et al.*, (1995).

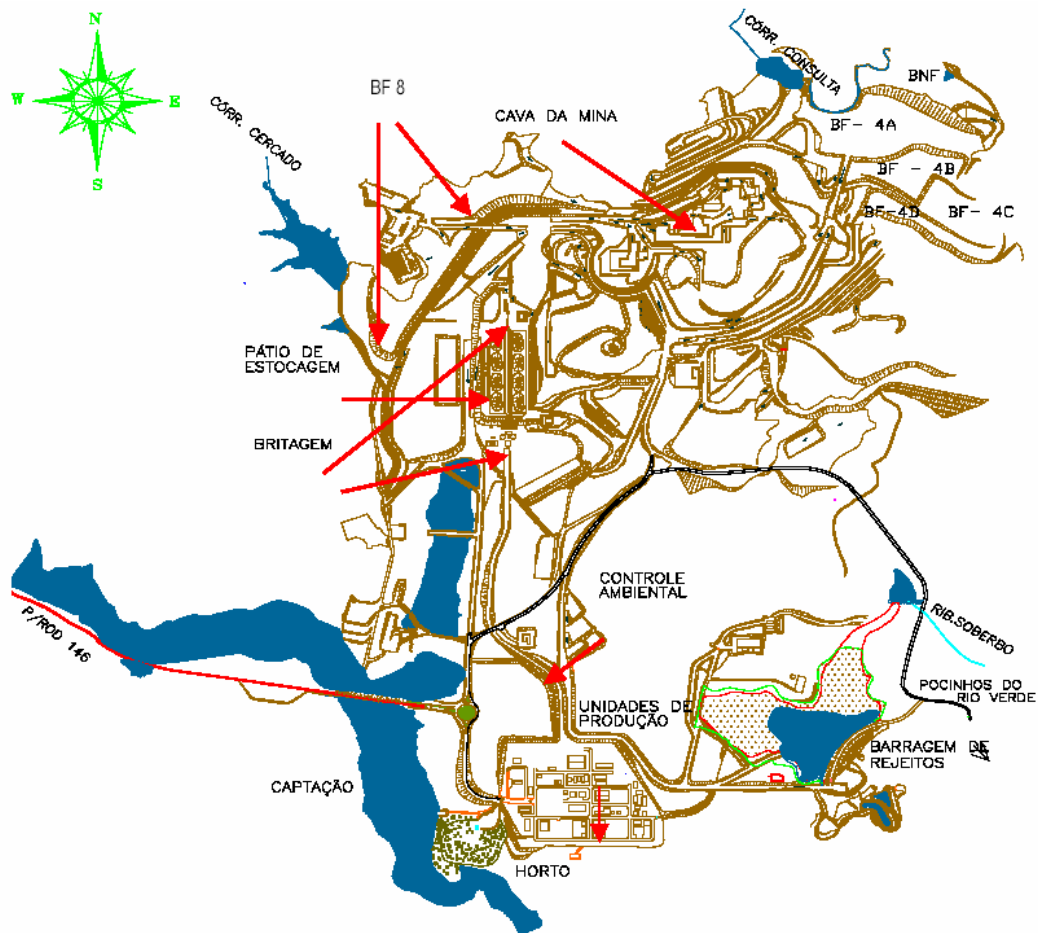


Figura 2.11 – Estrutura física da Unidade de Tratamento de Minérios (CIPRIANI, 2002).

Toda drenagem ácida gerada na mina Osamu Utsumi é encaminhada a uma estação de tratamento de efluentes e submetida a um tratamento ativo que consiste na adição de cal hidratada, para elevação do pH e floculante, para acelerar a decantação dos sólidos. Após o tratamento, a água limpa é lançada nas bacias de decantação D3 e D4 onde recebem a adição de leite de cal, para garantir a neutralização das águas de surgência do BF8 que não são captadas e o resíduo do tratamento é bombeado para a cava da mina, que hoje constitui em um grande reservatório de águas ácidas. Os transbordos das bacias D3 e D4 são lançados no córrego do Cercado (CIPRIANI, 2002).

Na Tabela 2.8 podem-se observar os volumes de água ácidas tratadas na UTM entre 1994 e 2001 bem como o consumo e custo dos reagentes usados no tratamento. Nota-se neste período, que aproximadamente 18 milhões de metros cúbicos de drenagem ácida foram tratadas a um custo de aproximadamente 1,2 milhões de dólares, somente em insumos (CIPRIANI, 2002).

A manutenção destes custos é proibitiva, uma vez se espera que a geração de drenagem ácida perdure por séculos.

Tabela 2.8 – Volumes de águas ácidas tratadas na UTM, consumo e custo dos reagentes usados no tratamento ativo entre 1994 e 2001.

Estação de Tratamento de Águas Ácidas							
Ano	Volume Tratado (m ³)	Cal hidratada			Floculante		
		(t)	(kg.m ⁻³)	(US\$)	(kg)	(g.m ⁻³)	(US\$)
1994	1.155.510	2.358	2,04	109.175	5.939	5,14	22.568
1995	2.164.110	4.700	2,17	217.610	<i>na</i>	<i>na</i>	<i>na</i>
1996	1.659.000	4.050	2,44	187.515	2.060	1,20	7.828
1997	1.094.050	3.520	3,22	162.976	1.513	1,38	5.749
1998	1.163.670	2.573	2,21	119.130	1.770	1,52	6.726
1999	1.232.616	2.249	1,82	104.129	2.940	2,38	11.172
2000	1.604.546	2.907	1,81	134.594	1.220	0,76	4.636
2001	1.414.851	1.966	1,39	91.025	1.787	1,26	6.791

Fonte: CIPRIANI, 2002, *na* = informação não disponível

METODOLOGIA

Inicialmente são relatados os procedimentos de amostragem e tratamento de amostras, seguidos pela caracterização geotécnica, mineralógica e físico-química do material em estudo. Finalizando-se são descritos os ensaios com colunas de lixiviação e análises químicas e físico-químicas dos lixiviados.

3.1 – AMOSTRAGEM

O local definido para a coleta de amostras foi o bota-fora 8 (BF8). O capítulo 2 traz informações sobre este bota-fora e também sobre a Unidade de Tratamento de Minérios (UTM) como um todo.

Coletaram-se amostras sob a forma de solo e rocha, num local que havia sido remodelado a aproximadamente seis meses antes da data da amostragem. Tomou-se o cuidado de retirar a camada superior de solo (aproximadamente 30 cm), que provavelmente já estava bastante alterada em função do trânsito no local. O local e o processo de amostragem podem ser vistos na Figura 3.1. Foram necessárias duas coletas, realizadas em julho e outubro de 2004.

Logo após as coletas, as amostras foram quarteadas pelo método do cone e armazenadas em sacos plásticos resistentes de 20 kg, sendo estes rotulados e enviados ao laboratório da Universidade Federal de Ouro Preto para análises. As amostras de rocha também foram devidamente armazenadas e rotuladas.



Figura 3.1 – Processo de amostragem no bota-fora 8.

3.2 – CARACTERIZAÇÃO

3.2.1 – Caracterização Geotécnica

Para os ensaios de caracterização geotécnica seguiu-se primeiramente o procedimento descrito pela Norma ABNT 6457, que trata da preparação de amostras. Inicialmente parte do material a ser amostrado foi seca ao ar, até próximo da umidade higroscópica. Seguiu-se com a homogeneização e o quarteamento desta amostra, de modo a preservar a representatividade. Por fim, as amostras foram devidamente acondicionadas em sacos plásticos, preservando a umidade higroscópica.

A Tabela 3.1 resume os ensaios realizados e as normas da ABNT utilizadas para tal.

Tabela 3.1 – Ensaios geotécnicos realizados e suas respectivas normas.

Ensaios Realizados	Normas ABNT
Peneiramento Grosso	7181
Peneiramento Fino	7181
Sedimentação	7181
Limites de Atterberg	6459/7180
Massa Específica	6508
Coefficiente de Permeabilidade	13292

3.2.2 – Caracterização Físico-Química

A caracterização físico-química do estéril consistiu na determinação dos seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica do extrato aquoso, capacidade de troca catiônica e superfície específica.

A superfície específica (SE) pode ser definida como a soma das áreas da superfície externa e interna das partículas constituintes, por unidade de massa, expressa em $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$. A capacidade de troca de cátions (CTC) é definida como a quantidade máxima de cátions que um solo é capaz de permutar, expressa em $\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ (GOMES, 1988). A medida da condutividade elétrica é determinada pela presença de substâncias dissolvidas, que se dissociam em ânions e cátions (MACÊDO, 2004).

Estes ensaios foram realizados segundo os métodos recomendados por CAMARGO *et al.* (1986) e PEJON (1992) e são descritos a seguir:

a) Determinação da condutividade elétrica (CE) e potencial hidrogeniônico (pH)

A determinação do pH foi feita com base no método recomendado por CAMARGO *et al.* (1986), onde se adota a relação solo:água 1:2,5. Estas medidas foram realizadas com um aparelho Analion modelo PM 608 cuja calibragem foi realizada com soluções tampões Analion.

Para a estimativa da condutividade elétrica do extrato aquoso foi utilizada a proporção solo:água de 1:1, seguindo o recomendado em CAMARGO *et al.* (1986). Estas medidas foram realizadas com um condutivímetro marca Leitfähigkeit, modelo LF 37.

b) Determinação da capacidade de troca catiônica (CTC) e superfície específica (SE).

Para a determinação da capacidade de troca catiônica e superfície específica utilizou-se o método recomendado por PEJON (1992), onde os procedimentos são descritos a seguir:

Preparação da amostra

- Passar a amostra pela peneira 2,0 mm e determinar seu teor de umidade;
- Pesar de 2 a 4 g de solo úmido;
- Preparar uma suspensão com o solo e 10 mL de água destilada.

Execução do ensaio

- Com um agitador magnético manter a suspensão de solo em constante agitação;
- Adicionar com auxílio de uma bureta graduada uma quantidade determinada de solução de azul de metileno $1,5 \text{ g.L}^{-1}$ à suspensão de solo e após três minutos de agitação proceder a retirada de uma gota da suspensão, com uma haste de vidro, e colocá-la sobre papel de filtro quantitativo;
- Na hipótese de surgir uma auréola azul em torno da mancha escura, o teste será considerado positivo e o volume gasto de solução de azul de metileno será observado; caso surgir apenas uma mancha azul, será negativo;
- Se positivo, uma nova quantidade de azul de metileno deve ser acrescentada e agitada de forma a confirmar este resultado; se negativo, novas quantidades de solução de azul de metileno devem ser sistematicamente adicionadas, até se obter resultado positivo.

As equações (3.1) e (3.2) foram utilizadas para o cálculo da CTC e SE, respectivamente.

$$CTC = (V \times C \times 100) / M \quad (3.1)$$

$$SE = (3,67 \times V) / M \quad (3.2)$$

Onde o volume gasto da solução de azul de metileno (V) é expresso em mL, a concentração de solução de azul de metileno (C) é expressa em N (normalidade) e a massa do solo seco (M) está em g.

3.2.3- Caracterização Mineralógica

Para a determinação da composição mineralógica do estéril foram utilizadas as técnicas de difração de raios-X e lâmina petrográfica.

As amostras submetidas à difração de raios-X foram trituradas e peneiradas de modo a se obter granulometria inferior a 200 mesh. O equipamento utilizado foi um difratômetro Rigaku, modelo D/Max-B-series, radiação Cu-K α e filtro de níquel.

As lâminas petrográficas foram preparadas com as amostras de rocha coletadas em campo.

3.3 – COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO

3.3.1 – Construção das Colunas

As colunas utilizadas para os ensaios I, II, III, IV, V, VI e VII foram construídas em PVC, como mostra a Figura 3.2. As dimensões do tubo utilizado foram de 75,6 mm de diâmetro e 1,045 m de altura. Estas colunas possuíam um orifício para entrada de água, junto à tampa de PVC, de aproximadamente 12,0 mm, que permanecia aberto e um orifício de 13,6 mm para escoamento de água na parte inferior da coluna, o qual era precedido de um suporte poroso que tinha como finalidade à retenção de finos. Utilizou-se para completa vedação do sistema de anéis de borracha, conhecidos como anéis o'ring.



Figura 3.2 – Coluna de lixiviação utilizada para ensaios das colunas I, II, III, IV, V, VI e VII.

A Figura 3.3 mostra um corte longitudinal destas colunas e a identificação das partes componentes e a Figura 3.4 mostra suas dimensões.

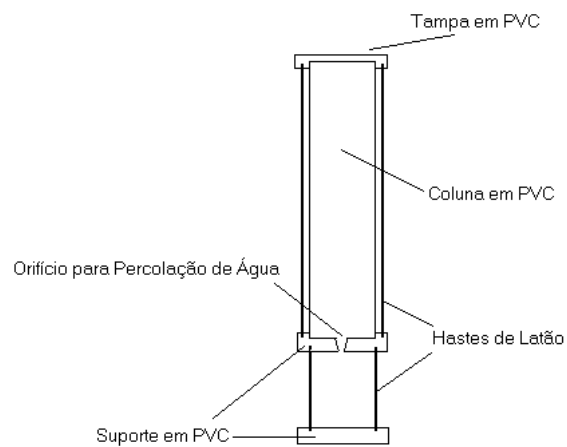


Figura 3.3 – Seção esquemática longitudinal da coluna de lixiviação.

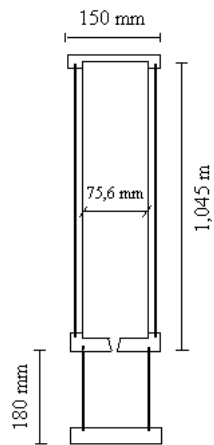


Figura 3.4 – Dimensões da coluna de lixiviação.

Para os ensaios das colunas A e B foram utilizadas provetas de 1000 mL (Figura 3.5), com diâmetro de 59,35 mm.



Figura 3.5 – Equipamento utilizado para os ensaios das colunas A e B.

3.3.2 – Procedimentos Experimentais

Serão descritos a seguir todos os ensaios com colunas, denominados aqui de I, II, III, IV, V, VI, VII, A e B. Todos estes ensaios, com exceção do ensaio II, tiveram a duração de 30 dias.

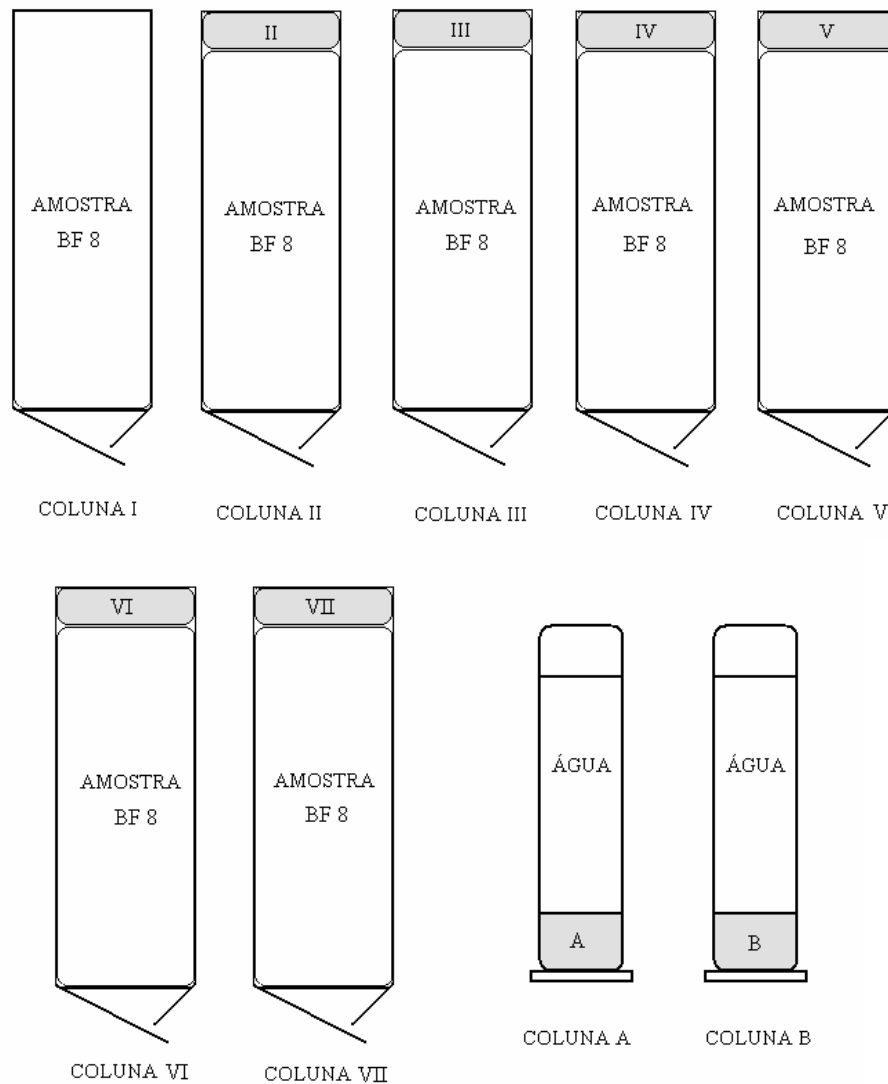
De forma geral os ensaios consistiram em se percolar água destilada pelas amostras coletadas e por aditivos acrescentados a estas, como bentonita, dolomita e cal hidratada, monitorando-se diversos parâmetros químicos e físico-químicos do lixiviado.

A quantidade de água destilada a ser adicionada às colunas I, II, III, IV, V, VI e VII foi calculada com o intuito de simular a precipitação ocorrida no bota-fora 8 por um período de um ano.

Para este cálculo considerou-se a área transversal da coluna que é de 4488,83 mm² e a precipitação média anual de 1700 mm na UTM, reportada no capítulo 2. Sendo assim, adicionou-se à coluna, 1908 mL de água destilada por semana, totalizando-se um volume mensal de 7632 mL. Obviamente, o volume semanal de 1908 mL somente foi respeitado quando houve percolação suficiente pela coluna, de forma a não haver acúmulo excessivo de água.

Durante os ensaios o pH e o Eh do lixiviado foram analisados diariamente e os parâmetros acidez, condutividade elétrica, SO₄²⁻, Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn e Zn foram analisados semanalmente.

Para se ter uma visão de todos os ensaios, fez-se uma representação esquemática, mostrada na Figura 3.6.



- II 95,47% amostra BF8 + 4,53% bentonita sódica
- III 97,7% amostra BF8 + 2,3% bentonita sódica
- IV 88% amostra BF8 + 2% bentonita sódica + 10% cal hidratada
- V 88% amostra BF8 + 2% bentonita sódica + 10% dolomita
- VI 78% amostra BF8 + 2% bentonita sódica + 20% cal hidratada
- VII 78% amostra BF8 + 2% bentonita sódica + 20% dolomita
- A amostra BF8 saturada
- B material piritoso saturado

Figura 3.6 – Representação esquemática dos ensaios realizados.

Coluna I

Este ensaio objetivou simular o processo de formação de drenagem ácida em laboratório, funcionando como referência para as outras colunas. Para isto, a coluna foi preenchida à mão com 5552,22 g de amostra (peso seco), até uma altura de 100 cm, sendo o material compactado somente por seu peso próprio.

As partículas com diâmetro superior a 70 mm foram descartadas devido ao diâmetro restrito da coluna utilizada (75,6 mm).

O volume semanal de 1908 mL de água destilada foi adicionado ao topo da coluna diariamente e o lixiviado foi coletado em sua base para análises.

Coluna II

A coluna II teve como objetivo principal avaliar o efeito da adição de bentonita na infiltração de água destilada na coluna e também na qualidade do lixiviado.

A bentonita sódica utilizada nesta pesquisa provém de jazida localizada no município de Boa Vista, Paraíba. Suas características foram estudadas por FARNEZI (2005) e são apresentadas no capítulo 1.

Em termos de procedimento, primeiramente a coluna foi preenchida com 5254,16 g (peso seco) de amostra, até uma altura de 95 cm, sem compactação. Sobre a coluna de amostra foi colocada uma camada de 5 cm de altura composta de estéril misturado a bentonita, na proporção (peso seco) de 4,53% de bentonita e 95,47% de estéril. Esta camada foi moldada dentro de um pequeno frasco plástico de polietileno com o fundo completamente perfurado, que posteriormente foi inserido na coluna. Ao fundo do frasco foi adicionada uma camada de geotextil muitíssimo permeável, com o objetivo de proteção contra algum fluxo de finos que porventura pudesse acontecer.

Durante todo ensaio somente 360 mL de água destilada foi adicionado ao topo da coluna, quantidade muito menor do que aquela prevista de 7632 mL, pois a bentonita impediu significativamente a passagem de água. Nenhuma água foi coletada desta coluna por um período de 15 dias. Sendo assim, ela foi desmontada neste prazo e não foram feitas as análises químicas e físico-química esperadas.

Coluna III

A coluna III teve os mesmos objetivos da coluna II, no entanto, foi utilizada uma quantidade menor de bentonita totalizando-se 2,3% em peso seco no frasco plástico de polietileno. A coluna, abaixo do frasco plástico foi preenchida com 5223,83 g de amostra, em peso seco, até uma altura de 95 cm.

Durante todo o ensaio 600 mL de água destilada foram adicionados à coluna, quantidade menor que os 7632 mL previstos devido à pequena infiltração pela camada contida no frasco plástico.

As análises de pH, Eh foram realizadas diariamente. Por não haver lixiviado suficiente, os demais parâmetros não foram analisados, com exceção da análise dos metais realizada apenas na última semana do ensaio.

Coluna IV

O objetivo desta coluna foi avaliar a diminuição da infiltração de água e o aumento da alcalinidade da água percolada através da utilização de uma mistura de bentonita, cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) e amostra.

A coluna foi preenchida com 5359,69 g de amostra (peso seco), sem compactação, até uma altura de 95 cm. Sobre esta foi colocada uma camada de 5 cm de altura, composta de 88% de amostra, 2% de bentonita e 10% de cal hidratada (proporções em peso seco). O sistema foi o mesmo descrito para a montagem da Coluna II, com a utilização do frasco plástico de polietileno perfurado.

Durante todo o ensaio foram adicionados ao topo da coluna 3580 mL de água destilada, proporção esta inferior aos 7632 mL previstos, devido à diminuição da infiltração no frasco de polietileno. O lixiviado foi coletado diariamente para as análises químicas e físico-químicas.

Coluna V

A coluna V teve os mesmos objetivos e foi montada da mesma forma que a Coluna IV, diferenciando-se pelo uso de dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), ao invés da cal hidratada utilizada naquela coluna.

Preencheu-se a coluna com 5239,52 g de amostra (peso seco), sem compactação, até uma altura de 95 cm. As proporções (peso seco) utilizadas no frasco de polietileno foram de 88% de amostra, 2% de bentonita e 10% de dolomita, totalizando 5 cm de altura.

Durante todo ensaio foram adicionados somente 3190 mL de água destilada à coluna, devido à baixa taxa de infiltração, constatando-se o mesmo efeito descrito na Coluna IV. Diariamente foram realizadas análises de pH e Eh. Os demais parâmetros foram analisados semanalmente.

Coluna VI

A coluna VI teve os mesmos objetivos propostos para a coluna IV e V. No entanto, utilizou-se de uma proporção maior de cal hidratada (20%) no frasco de polietileno.

A coluna foi preenchida com 5238,63 g de amostra, sem compactação (peso seco), até uma altura de 95 cm. Sobre esta, no frasco de polietileno perfurado, foi constituída uma camada de 5 cm de altura, composta de 78% de amostra, 2% de bentonita e 20% de cal hidratada. O sistema foi o mesmo descrito para a montagem da Coluna II.

Durante todo o ensaio 3670 mL de água destilada foram adicionados à coluna, devido à baixa taxa de infiltração, da mesma forma que as colunas III, IV e V. As análises de pH, Eh foram realizadas diariamente e os demais parâmetros semanalmente.

Coluna VII

A coluna VII teve os mesmos objetivos da coluna IV e V, porém utilizando uma porção maior de dolomita (20%).

A coluna foi preenchida com 5220,57 g de amostra, em peso seco, até uma altura de 95 cm. Sobre esta foi colocado o frasco de polietileno perfurado, contendo em seu interior uma camada de 5 cm de altura, composta de 78% de amostra, 2% de bentonita e 20% de dolomita. O sistema foi o mesmo descrito para a montagem da coluna II.

Durante o ensaio foram lixiviados 3770 mL de água destilada, volume este que respeitou a taxa de infiltração no frasco de polietileno, da mesma maneira que as colunas III, IV, V e VI. As análises de pH, Eh foram realizadas diariamente e os demais parâmetros semanalmente.

Coluna A

Com esta coluna objetivou-se simular a zona saturada no interior da pilha de estéril, ou seja, aquela que se encontra inundada, avaliando-se a contribuição desta região para a formação de drenagem ácida.

As partículas de amostra com diâmetro superior a 50 mm foram descartadas devido ao diâmetro da coluna utilizada (59,35 mm). Por esta razão, o tamanho máximo das partículas foi de 40 mm aproximadamente.

A coluna foi preenchida com 382,62 g de estéril, em peso seco, disposto sem compactação, sendo totalmente saturada com 749,28 mL de água destilada. O pH e o Eh

da solução de saturação foram analisados diariamente e os demais parâmetros semanalmente.

Coluna B

O intento deste ensaio foi o de se avaliar a geração de acidez em condições de alta concentração de pirita, comparando seus resultados com os da Coluna A, ambas totalmente saturadas.

O ensaio nesta coluna teve os mesmos métodos do ensaio com a Coluna A, porém utilizando-se uma amostra bastante piritosa, proveniente da antiga área de extração no Padre Faria em Ouro Preto (OJO).

3.4 – ANÁLISES DO LIXIVIADO

As amostras de lixiviado coletadas eram submetidas às determinações descritas a seguir.

- Determinação dos metais

As determinações de Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn e Zn foram realizadas em um espectrofotômetro de emissão atômica com fonte plasma, marca Spectro, modelo Ciro CCD, com visão radial. Para isso foram armazenadas alíquotas de 50 mL em frascos de polietileno, devidamente acidificadas com HNO_3 10 mol.L⁻¹ para se evitar reações de precipitação.

- Determinação de sulfato

As determinações do sulfato (SO_4^{2-}) foram feitas em alíquotas de 50 mL, nas quais foram adicionados 0,05 g de sulfato de bário e 2,5 g de uma solução condicionante (anexo VI). Posteriormente, estas alíquotas foram agitadas por 1,5 minuto e colocadas em repouso por 3 minutos. As análises foram realizadas em um espectrofotômetro da marca Merck, modelo SQ 118, com exceção das amostras obtidas para o ensaio da

coluna B, que por apresentarem concentrações muito elevadas foram realizadas em turbidímetro marca Hanna, modelo HI 93703. Através das equações da curva-padrão, calculou-se as concentrações de sulfato nas amostras, em mg. L^{-1} .

- Determinação da acidez e alcalinidade

Para a determinação da acidez utilizou-se o método titulométrico descrito pelo APHA (1992), que consistiu em:

- Medir 50 mL de amostra (V_a) e transferir para um erlenmeyer de 250 mL;
- Medir o pH. Caso este seja superior a 4, adicionar porções de 5 mL de ácido sulfúrico $0,02 \text{ mol.L}^{-1}$ para reduzir o pH para um valor igual ou inferior a 4;
- Adicionar 5 gotas de H_2O_2 30% e ferver por 2 a 5 min;
- Após resfriamento até a temperatura ambiente, titular com hidróxido de sódio $0,02 \text{ mol.L}^{-1}$ para o pH 8,3, com o auxílio de um pH-metro mantendo o sistema sob leve agitação. Anotar o volume gasto (A).
- Calcular a acidez de acordo com a equação abaixo e expressar o resultado em mg.L^{-1} de CaCO_3 .

$$\text{Acidez} = \{[(A \times N_a) - (B \times N_b)] \times 50000\} / V_a \quad (3.3)$$

Onde N_a é a concentração do hidróxido de sódio usado na titulação expresso em N (normalidade), B é o volume de ácido sulfúrico gasto para reduzir o pH expresso em mL e N_b a concentração deste ácido sulfúrico expresso em N (normalidade).

Para a determinação da alcalinidade utilizou-se o método titulométrico descrito pelo APHA (1992), que consistiu em:

- Medir 100 mL de amostra, transferir para um erlenmeyer de 250 mL e adicionar 3 gotas de fenolftaléina;
- Fazer uma prova em branco, colocando em outro erlenmeyer 100 mL de água destilada e 3 gotas de fenolftaléina;
- Caso a amostra se torne vermelha, titule-a com ácido sulfúrico $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$, até o descoramento do indicador. Anotar o volume gasto de ácido (V_{ff});

- Adicionar a cada frasco 3 gotas de metilorange;
- Adicionar algumas gotas de ácido 0,01 mol.L⁻¹ ao branco, até adquirir coloração sutil vermelho-laranja;
- Se a amostra se tornou amarela, complete o volume da bureta e prossiga a titulação com ácido sulfúrico 0,01 mol.L⁻¹, até atingir a coloração da prova em branco. Anote o volume gasto de ácido (V_{mo});
- Calcular a alcalinidade total em termos de concentração de CaCO₃ de acordo com a equação abaixo:

$$C_{\text{CaCO}_3} = C_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times (V_{\text{ff}} + V_{\text{mo}}) \times 1000 \quad (3.4)$$

- Determinação da condutividade elétrica, pH e Eh

As medidas dos valores de Eh, pH e condutividade elétrica foram realizadas em um aparelho Ultrameter, modelo 6P, cuja calibragem foi realizada com soluções tampões Nuclear, sendo executadas imediatamente após a coleta do lixiviado.

3.5 – ANÁLISE DA BENTONITA SÓDICA

a) Determinação do potencial hidrogeniônico

A determinação do pH foi feita com base no método recomendado por CAMARGO *et al.* (1986). Porém, devido a grande capacidade de expansão da bentonita sódica adotou-se a relação solo:água 1:10. Estas medidas foram realizadas com um aparelho Analion modelo PM 608 cuja calibragem foi realizada com soluções tampões Analion.

b) Determinação dos metais

A determinação dos metais na amostra de bentonita foi realizada ao final dos experimentos com o intuito de verificar a interferência destes nos resultados encontrados para os ensaios de coluna.

A determinação dos metais foi realizada em um espectrofotômetro de emissão atômica com fonte plasma, marca Spectro, modelo Ciros CCD, com visão radial, após seguir o procedimento descrito:

- Pesar 250 mg da amostra em um frasco de teflon de 30 mL do tipo Savillex e adicionar 3 mL de HCl 10 mol.L⁻¹ e 1 mL de HNO₃ 10 mol.L⁻¹;
- Manter os frascos abertos em placa aquecedora a aproximadamente 100°C até a secura;
- Adicionar 2 mL de HF concentrado, deixar os frascos abertos sobre a placa aquecedora à aproximadamente 140°C, até a secura
- Adicionar 2 mL de HF concentrado, fechar os frascos e deixar cerca de 30 horas sobre placa aquecedora à aproximadamente 140°C;
- Retirar os frascos da placa e deixar esfriar e abrir. Com os frascos abertos, levar à secura na placa aquecedora à aproximadamente 110°C;
- Adicionar 2 mL de HNO₃ 10 mol.L⁻¹, deixar os frascos abertos, levar à secura na placa aquecedora à aproximadamente 110°C;
- Adicionar 2 mL de HNO₃ 10 mol.L⁻¹, deixar os frascos abertos, levar à secura na placa aquecedora à aproximadamente 110°C;
- Adicionar 2 mL de HCl 10 mol.L⁻¹, deixar os frascos abertos sobre a placa aquecedora a aproximadamente 110°C, até a secura;
- Retirar os frascos da placa aquecedora e colocá-los no porta-frasco;
- Adicionar 25 mL de HCl 2 mol.L⁻¹, fechar os frascos, agitar e deixar 2 horas sobre a placa aquecedora a aproximadamente 100°C;
- Retirar os frascos da placa aquecedora, deixar esfriar ainda fechados e pesar.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 – CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

4.1.1 – Caracterização Geotécnica

As planilhas I.1, I.2 e I.3 (anexo I) apresentam os resultados dos ensaios de peneiramento e sedimentação da amostra coletada no bota-fora 8 (BF8), dos quais se obteve a curva de distribuição granulométrica mostrada na Figura 4.1.

Com base nesta curva, as frações granulométricas foram determinadas e são mostradas na Tabela 4.1. Conclui-se que o material coletado é um pedregulho areno-siltoso. Como visto em campo, o bota-fora 8 possui grande variação granulométrica possuindo até matacões métricos.

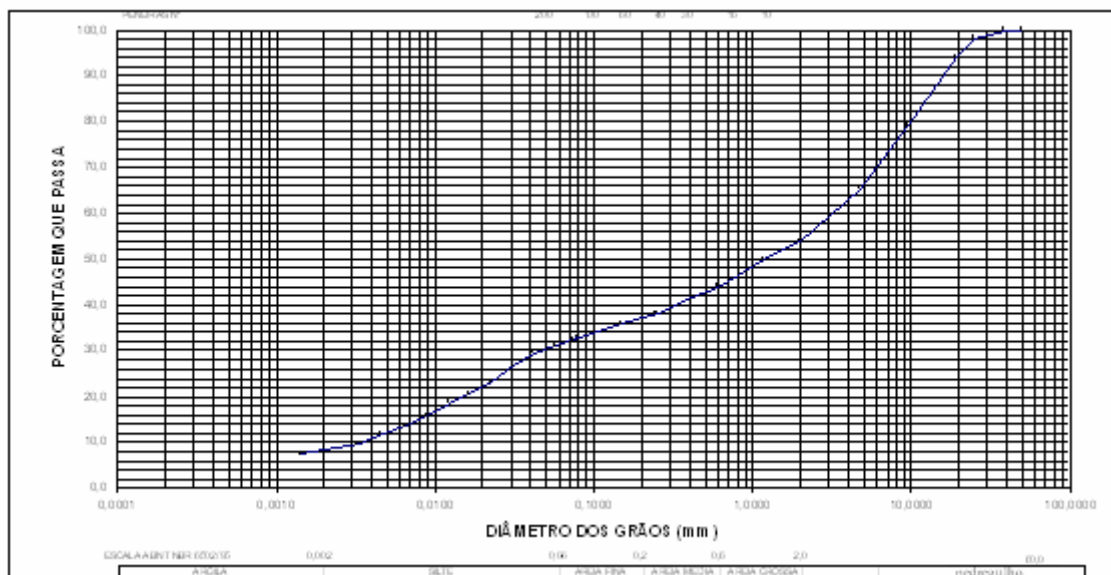


Figura 4.1 – Curva de distribuição granulométrica da amostra coletada no bota-fora 8.

Tabela 4.1 – Frações granulométricas da amostra estudada.

Fração Granulométrica	Porcentagem
Argila	8,5
Silte	22,5
Areia fina	6,0
areia média	7,0
Areia grossa	10,0
Pedregulho	46,0

No anexo II encontram-se as Tabelas II.1 e II.2 e a Figura II.1, que mostram os resultados da determinação dos limites de Atterberg da amostra. O Limite de Liquidez (LL) obtido foi igual a 27,9% e o Limite de Plasticidade (LP) igual a 27,5%. Com base no índice de plasticidade ($IP = LL - LP = 0,4\%$), é possível verificar que a amostra é praticamente não plástica, mesmo contendo 8,5% de fração argila (ver Tabela 4.1).

Desta forma é possível se inferir que a fração argila presente não é composta por argilominerais expansivos, tais como a montmorilonita e vermiculita, e que talvez a caulinita (argilomineral de baixa plasticidade) esteja presente.

A massa específica dos grãos determinada para a amostra (Tabela III.1, do anexo III), foi de $2,969 \text{ g.cm}^{-3}$.

4.1.2 – Ensaio de Permeabilidade

A Figura 4.2 mostra os resultados deste ensaio em termos do diagrama velocidade de Darcy⁶ versus o gradiente hidráulico, sendo que a condutividade hidráulica (K) determinada para a amostra foi de $2 \times 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$. Ela foi obtida através do cálculo do coeficiente angular da reta estimada por regressão linear (programa Microsoft Excel) no gráfico anteriormente referido.

⁶ Velocidade de Darcy $\Rightarrow V = K \frac{\Delta h}{l} = Ki$, onde Δh é a diferença de carga hidráulica[L], l o comprimento do meio poroso na direção do fluxo e i o gradiente hidráulico.

Entende-se que este valor é relativamente alto, próximo ao de areias puras, o que não era esperado, em função da quantidade de finos (argila e silte) presentes, 31,0% (ver Tabela 4.1).

De qualquer forma, infere-se que o bota-fora 8 como um todo seja bastante permeável, segundo observações feitas em campo, tais como:

- Existência de matacões métricos, misturados a uma matriz bastante heterogênea;
- Existência de fissuras macroscópicas, formadas por alívio de tensões devido aos ciclos de secagem e umedecimento;
- Ausência de feições erosivas significativas, principalmente no período chuvoso (FAGUNDES, 2005);
- Estudos feitos por FAGUNDES (2005) no bota-fora 4, próximo e semelhante ao bota-fora 8, indicam alta taxa de infiltração.

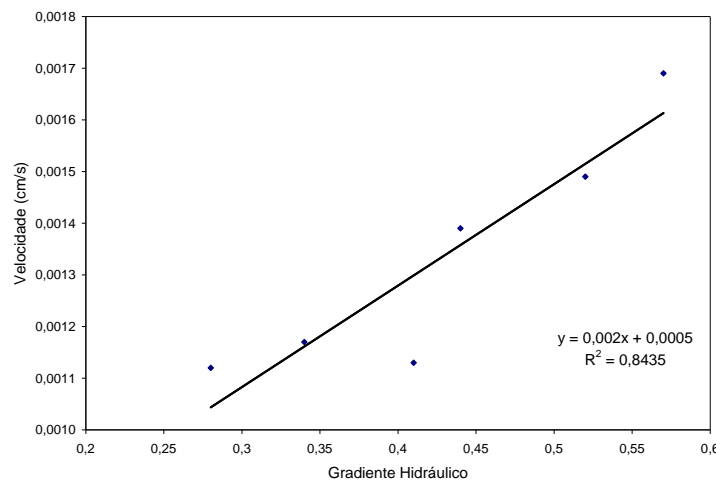


Figura 4.2 – Resultados do ensaio de permeabilidade.

4.1.3 – Caracterização Físico-Química

O ensaio de adsorção de azul de metileno mostra que a superfície específica (SE) da amostra ensaiada é $3,78 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ e sua capacidade de troca catiônica (CTC) é igual a $0,48 \text{ mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$.

Em termos comparativos, o argilomineral montmorilonita possui SE na faixa de 150 a 800 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ e CTC variando entre 80 a 200 $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$. Já a caulinita tem SE na faixa de 10 a 20 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ e CTC variando entre 3 a 10 $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$. Sendo assim, é possível dizer que a amostra coletada possui baixa reatividade, refletindo-se em baixa capacidade de retenção de metais. Mais uma vez infere-se que o argilomineral presente (Tabela 4.1) deve ser a caulinita.

Segundo MACÊDO (2004), a acidez total é resultado do teor de dióxido de carbono livre, ácidos minerais, ácidos orgânicos e sais de ácidos fortes na água. Ela pode ser classificada em carbônica, mineral e orgânica, dependendo do valor de pH encontrado.

O pH medido para a amostra foi igual a 4,61. Neste caso específico, a acidez é classificada como predominantemente carbônica, pois o pH encontrado está entre 4,5 e 8,3.

A condutividade elétrica (CE) do extrato aquoso da amostra foi de 110,3 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Segundo MACÊDO (2004), a CE da água destilada está entre 0,5 e 2,0 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, das águas naturais entre 10 e 100 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ e das águas severamente poluídas é maior que 1000 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Através desta classificação conclui-se que a CE da amostra se encontra na classe das águas brandamente poluídas.

4.1.4 – Caracterização Mineralógica

- Difractometria de Raios-X

As Figuras 4.3 a 4.4 apresentam respectivamente os difratogramas obtidos para a amostra estudada e para uma amostra composta basicamente de pirita, proveniente de uma antiga área de extração mineral, localizada em Ouro Preto/MG (OJO). Este último difratograma teve o objetivo de servir como base de comparação para auxílio na identificação da pirita na amostra do bota-fora 8.

O difratograma da amostra do bota-fora 8 (Figura 4.3) evidencia principalmente a presença de ortoclásio (KAlSi_3O_8), muscovita ($(\text{K,Na})\text{Al}_2(\text{Al,Si})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$) e, em menor proporção, a caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$). Destaca-se que a pirita não foi detectada por este método.

Durante a análise dos limites de Atterberg e da CTC/SE, itens 4.1.1 e 4.1.3, suspeitou-se da presença da caulinita na amostra. Esta suspeita foi confirmada pela difratometria de raio-X, conforme mostra a Figura 4.3.

O difratograma da Figura 4.4 (amostra piritosa) evidencia a presença de pirita (FeS_2), quartzo (SiO_2) e dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$.

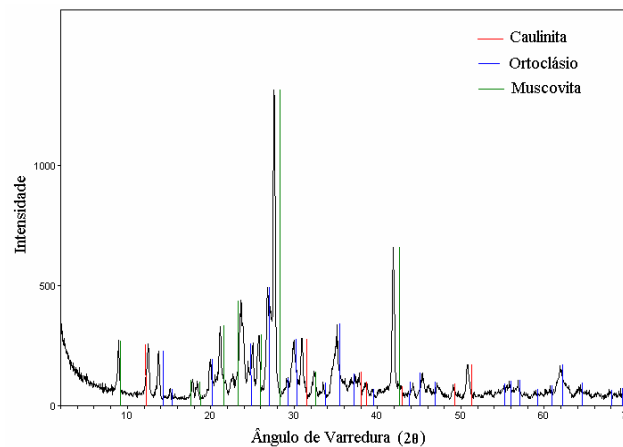


Figura 4.3 – Difratograma da amostra do bota-fora 8.

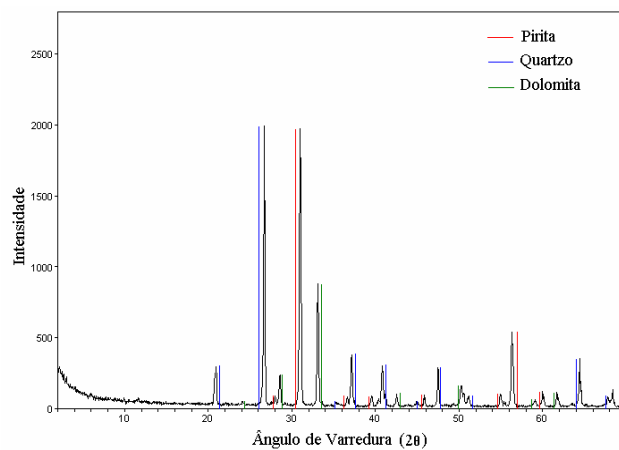


Figura 4.4 – Difratograma da amostra de pirita.

- Petrografia

Não foi possível a identificação mineralógica nas lâminas petrográficas analisadas, devido ao avançado estado de alteração das amostras.

Análises feitas pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) no Laboratório de Poços de Caldas mostram que os teores de enxofre (S) e pirita (FeS_2) para a amostra do bota-fora 8 estão abaixo do limite de detecção do método utilizado (gravimetria). Interpreta-se que originalmente havia mais pirita na amostra do BF8, sendo que esta foi intemperizada. Ao mesmo tempo, para a amostra utilizada na coluna B os resultados foram (% em peso): S = 9,04 e $\text{FeS}_2 = 16,9$.

De qualquer forma, no capítulo 2 são apresentados dados sobre os bota-foras e a Unidade de Tratamento de Minérios (UTM) como um todo. Destaca-se a presença da pirita, que segundo SOUZA (1996) ocorre no local em porcentagens menores que 0,2 do total da rocha, com tamanho aproximado de 80 μm , o que confere ao mineral reatividade química intermediária;

4.2 – COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO

Como enfatizado no item 3.3.2, o objetivo da Coluna I foi avaliar a geração de drenagem ácida na amostra proveniente do bota-fora 8 e ao mesmo tempo obter um lixiviado de referência para comparação com as outras colunas. A Tabela 4.2 resume a composição da camada superior (5 cm) e as porcentagens dos materiais utilizados em cada coluna, repetindo o que foi exposto na Figura 3.6.

Tabela 4.2 – Composição da camada superior e suas porcentagens (massa seca).

Colunas	Amostra BF 8	Bentonita Sódica	Cal Hidratada	Dolomita
Coluna II	95,47%	4,53%	--	--
Coluna III	97,70%	2,30%	--	--
Coluna IV	88%	2%	10%	--
Coluna V	88%	2%	--	10%
Coluna VI	78%	2%	20%	--
Coluna VII	78%	2%	--	20%

Nos anexos IV e V encontram-se as planilhas com todos os resultados referentes aos ensaios realizados.

A água destilada utilizada para os ensaios realizados possuía pH variando entre 5,85 e 6,03 e condutividade elétrica variando de 0,97 a 1,79 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

4.2.1 – Potencial Hidrogeniônico (pH)

A Figura 4.5 apresenta os resultados de pH encontrados ao longo do período de 30 dias para as colunas I e III.

Na coluna I observa-se que desde o primeiro momento de contato da amostra com a água destilada há redução do pH, estando este compreendido entre 4,07 e 4,68 durante todo o período de ensaio.

À coluna II foram adicionados 360 mL de água destilada durante 15 dias, quantidade muito menor que os 7632 mL previstos. Como não houve percolação de água até a base da coluna, não sendo possível recolher lixiviado, nenhum parâmetro pôde ser avaliado neste ensaio.

Como pode ser visto no item 3.3.2 e na Tabela 4.2, neste ensaio utilizou-se de uma proporção (peso seco) de 4,53% de bentonita na camada superior de 5 cm de altura. Este fato sugere a eficiência da utilização da bentonita para a prevenção da formação da drenagem ácida, uma vez que a bentonita diminuiu sensivelmente a taxa de infiltração devido à sua expansão.

À coluna III foram adicionados 600 mL de água destilada durante 30 dias, dos 7632 mL previstos. A menor percolação de água pela coluna III deve-se à proporção de 2,3% (peso seco) de bentonita utilizada na camada superior (ver Tabela 4.2). Desta forma, igualmente ao caso do ensaio na coluna II, a bentonita foi eficiente na redução da infiltração de água.

A análise dos valores de pH da coluna III mostra variação entre 3,90 e 4,54 (Figura 4.5). Esperava-se que nesta coluna houvesse alguma elevação do pH do lixiviado em relação à coluna I, já que o pH medido para a bentonita foi de 10,2. No entanto esta suposição não foi confirmada, sendo inclusive, os valores de pH menores que os da coluna I, a partir do vigésimo terceiro dia. Conclui-se então que a bentonita, na proporção utilizada, não é efetiva na melhoria das condições de pH do lixiviado.

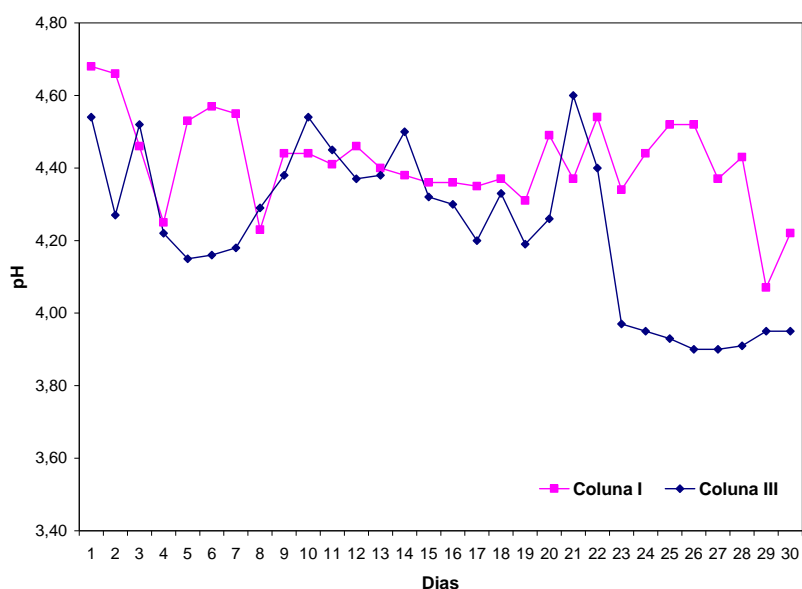


Figura 4.5 – Variação do pH nas drenagens das colunas I e III ao longo do tempo.

A Figura 4.6 mostra os valores de pH do lixiviado das colunas I, IV e V. Observa-se que os valores da coluna IV oscilaram mais fortemente no início do ensaio, apresentando razoável estabilidade a partir do décimo sétimo dia, com uma leve tendência de aumento ao final. Os valores de pH desta coluna estão compreendidos entre 4,42 e 4,79.

Quando comparados aos valores de pH da coluna I (referência), os valores de pH da coluna IV são maiores, principalmente a partir do décimo segundo dia de ensaio. Conclui-se então que a camada superior desta última coluna, composta de 88% de amostra, 10% cal hidratada e 2% bentonita (peso seco) mostrou-se eficiente em aumentar o pH do lixiviado.

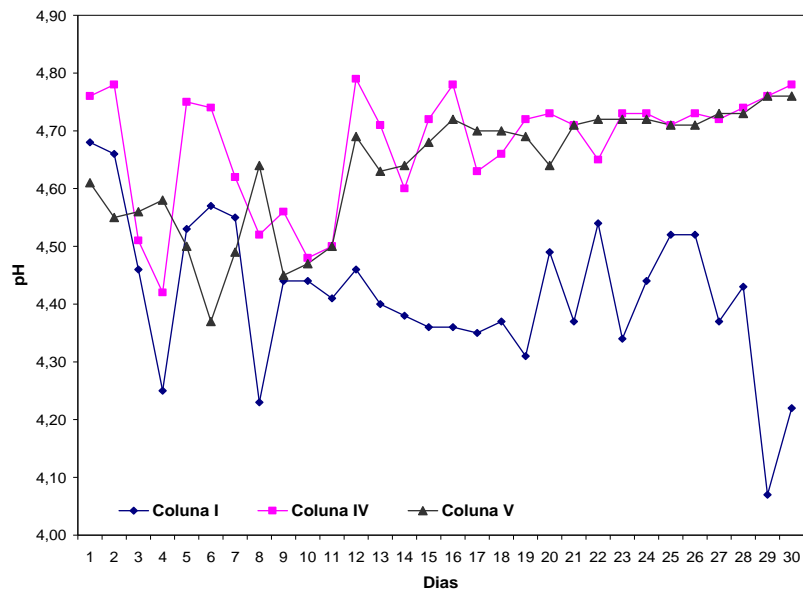


Figura 4.6 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, IV e V ao longo do tempo.

Apesar da quantidade de água destilada adicionada ao topo da coluna IV, 3580 mL, ser menor do que a quantidade de água total prevista para a percolação, 7632 mL, ela é muito maior do que o volume adicionado quando se utilizava apenas a mistura amostra/bentonita na camada superior (colunas II e III).

A bentonita sódica, como trata o capítulo 1, é mais expansiva do que a cálcica, justamente por possuir o sódio aderido entre os conjuntos cristalinos 2:1 do mineral. Com a adição dos materiais alcalinos, cal hidratada, como foi feito na Coluna IV, provavelmente ocorreu à troca de alguns cátions Na^+ por Ca^{2+} . Havendo isto, a capacidade de expansão da bentonita diminuiu, permitindo a infiltração de mais água. Contudo, a bentonita utilizada na coluna IV (2%) mostrou alguma eficiência quanto à diminuição da infiltração.

Assim como ocorreu para a coluna IV, os valores de pH encontrados para o lixiviado da coluna V, compreendidos entre 4,37 e 4,76, foram superiores aos encontrados para a coluna I (referência).

Para a coluna V, percebe-se na Figura 4.6 que a partir do décimo segundo dia de ensaio ocorre um leve acréscimo nos valores de pH e uma considerável tendência deles se

estabilizarem. Logo, a camada superior utilizada nesta coluna, composta de 88% de amostra, 10% dolomita e 2% bentonita (ver Tabela 4.2), pode ser considerada eficiente para o aumento do pH do lixiviado.

O comportamento do pH para as colunas I, VI e VII é apresentado na Figura 4.7. A análise dos valores de pH da Coluna VI revela que os valores de pH, compreendidos entre 4,84 e 5,03, foram significativamente superiores aos do lixiviado da coluna I (referência). Nota-se também que os valores de pH se estabilizaram consideravelmente a partir do décimo primeiro dia de ensaio, permanecendo uma leve tendência de aumento.

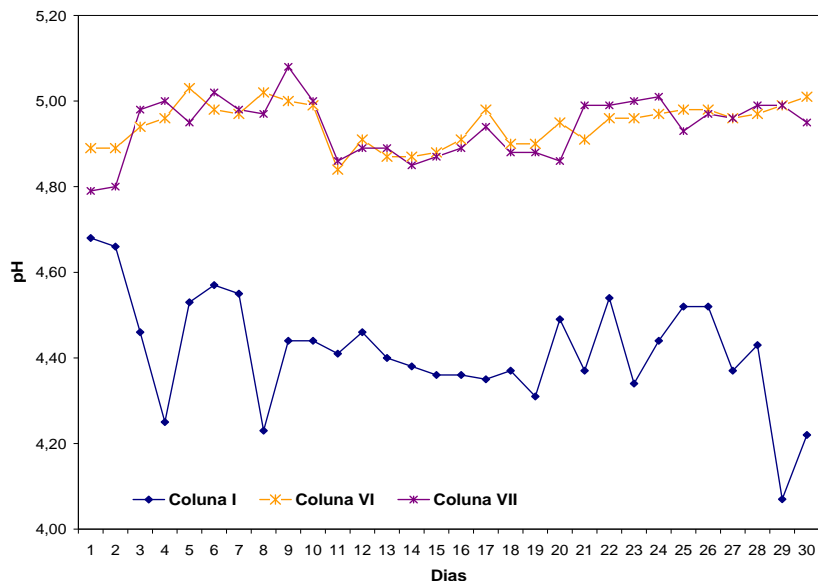


Figura 4.7 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, VI e VII ao longo do tempo.

Conclui-se então que o aumento da quantidade de cal hidratada na camada superior foi efetivo na elevação do pH, com conseqüente melhora nas condições do lixiviado.

Observa-se que valores de pH da coluna VII oscilaram entre 4,79 e 5,08, apresentando uma certa estabilidade a partir do vigésimo quinto dia. Quando comparados aos valores de pH da coluna I, nota-se um aumento significativo, do que se pode concluir a eficiência do tratamento empregado.

Quando comparados, os gráficos das colunas VI e VII são muito parecidos. Como mostra a Tabela 4.2, a diferenciação destas colunas decorre somente no uso de cal hidratada na coluna VI e dolomita na coluna VII. Sendo assim, pode-se concluir que ambos os aditivos têm o mesmo efeito sobre o pH do lixiviado.

A Figura 4.8 traz uma comparação dos ensaios das colunas IV e VI os quais possuem respectivamente 10% e 20% de cal hidratada (ver Tabela 4.2). Pode-se perceber que o acréscimo na quantidade de cal hidratada proporcionou uma efetiva elevação do pH.

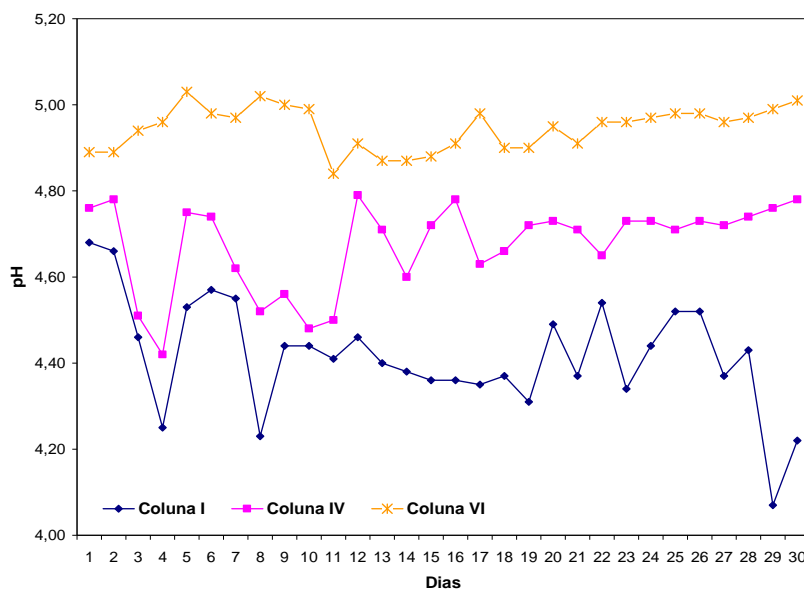


Figura 4.8 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, IV e VI ao longo do tempo.

Os ensaios das colunas V e VII, que possuem respectivamente 10% e 20% de dolomita, foram comparados na Figura 4.9. Nesta, assim como na cal hidratada, percebe-se que o uso de maior quantidade de dolomita proporciona maior elevação nos valores de pH do lixiviado.

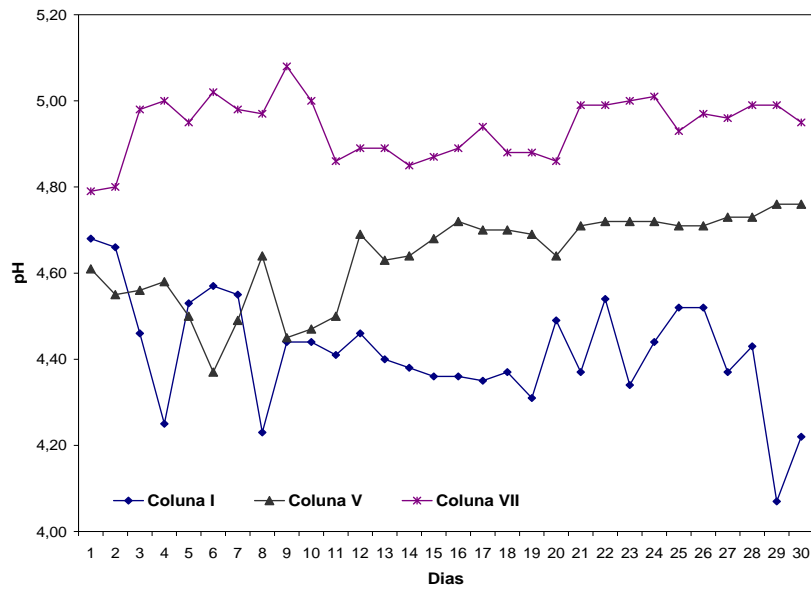


Figura 4.9 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, V e VII ao longo do tempo.

A Figura 4.10 apresenta uma comparação dos gráficos de pH de todas as colunas ensaiadas (colunas I a VII). Observa-se uma crescente elevação do pH com os tratamentos propostos, comprovando sua eficiência técnica no tratamento da drenagem ácida gerada.

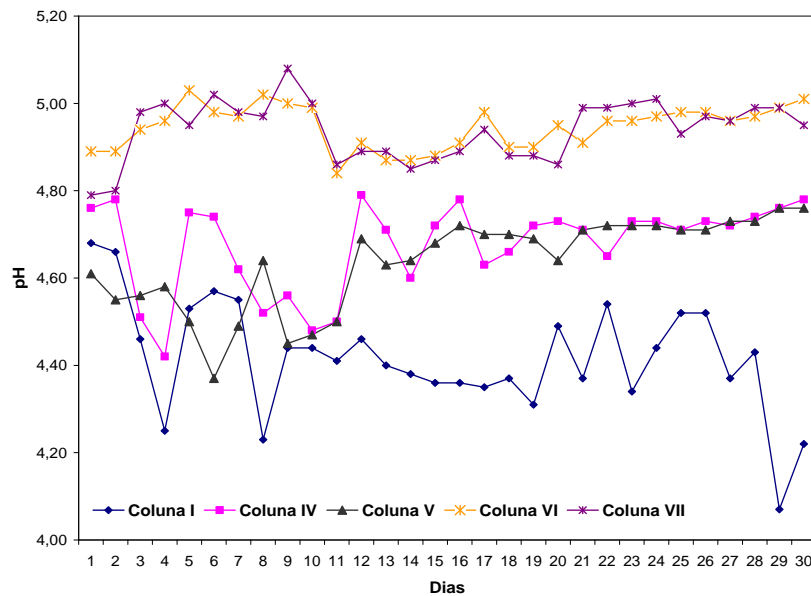


Figura 4.10 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ao longo do tempo.

A Figura 4.11 apresenta a evolução do pH do lixiviado nas colunas I, A e B. Como visto no item 3.3.3, a coluna A constituiu-se de uma proveta com a amostra do bota-fora 8 totalmente saturada com água destilada. A coluna B foi construída da mesma maneira, diferenciando-se por utilizar uma amostra com alto teor de pirita.

Tais colunas tiveram o objetivo de avaliar, mesmo que em condições de laboratório, a geração de drenagem ácida sob condições de total saturação.

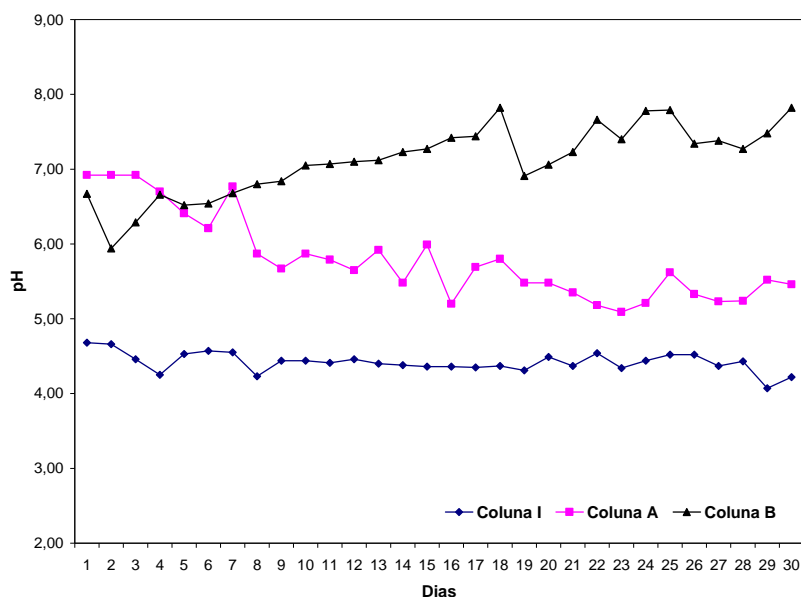


Figura 4.11 – Variação do pH nas drenagens das colunas I, A e B ao longo do tempo.

Os valores de pH encontrados para a coluna A oscilaram entre 5,09 e 6,92, apresentando alguma estabilização a partir do vigésimo dia. Quando se compara a curva desta com a da Coluna I, percebe-se que mesmo saturada, a amostra do bota-fora 8 gerou acidez, comprovada pela diminuição sistemática do pH.

Na tentativa de se melhor observar a evolução dos parâmetros pH e Eh da coluna A, com o tempo, o lixiviado desta continuou a ser avaliado para estes parâmetros mesmo após os trinta dias de ensaio, apresentando os seguintes resultados:

- 44 dias \Rightarrow pH = 5,12 e Eh = 192 mV
- 100 dias \Rightarrow pH = 5,19 e Eh = 239 mV

Estes valores demonstram a estabilização do pH ao redor de 5 e aumento nas condições oxidantes dentro da coluna (aumento de Eh), o que pelo jeito não se refletiu em geração de acidez.

Durante os 30 dias em que o ensaio da coluna B foi realizado, os valores de pH se elevaram continuamente. Recordando, a amostra utilizada nesta coluna era composta basicamente de pirita, porém, avaliações em difração de raios-X mostraram também a presença de dolomita, que certamente contribuiu para esta elevação.

O pH e o Eh da coluna B também foram determinados após 30 dias de ensaio, apresentando os seguintes resultados:

- 30 dias \Rightarrow pH = 7,36 e Eh = 165 mV
- 86 dias \Rightarrow pH 7,77 e Eh = 223 mV

Assim como na coluna A, na coluna B os valores de pH mantiveram-se praticamente constantes e os valores de Eh aumentaram.

Os valores de pH encontrados para as colunas mencionadas acima foram comparados aos padrões de lançamento de efluentes que dispõe a Resolução CONAMA 357/2005 e a Deliberação Normativa COPAM 10/1986. A Resolução do CONAMA 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes para todo território nacional, a Deliberação Normativa COPAM 10/1986 estabelece normas e padrões para a qualidade das águas estaduais e para o lançamento de efluentes nas coleções de águas.

Para a Resolução CONAMA 357/2005 os efluentes somente poderão ser lançados nos corpos de água se o pH estiver entre 5 e 9, para a Deliberação Normativa COPAM 10/1986 o pH deve estar entre 6,5 e 8,5 (+/- 0,5). Sendo este trabalho desenvolvido no estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa COPAM 10/1986 prevalecerá à Resolução CONAMA 357/2005 sempre que a primeira for mais restritiva.

Então, apesar da crescente elevação do pH com os tratamentos propostos, o uso de 20% de material alcalino ainda não é suficiente para elevar o pH aos níveis estabelecidos pelas legislações.

4.2.2 – Acidez

A Figura 4.12 traz a evolução da acidez do lixiviado para os ensaios das colunas I, IV e V, onde se percebe uma elevação da acidez nas colunas IV e V em relação à coluna I (referência). É notável também a redução da acidez ao longo do tempo em todas as colunas, principalmente na IV e V. Diante dos procedimentos aplicados nas colunas IV e V, onde na camada superior das colunas utilizou-se bentonita, cal hidratada ou dolomita e amostra (ver Tabela 4.2), o aumento de acidez em relação à coluna I não era esperado.

A hipótese formulada para a origem desta acidez está relacionada à presença da bentonita sódica, que, por sua vez, poderia estar liberando Al^{3+} ou outros cátions metálicos ao meio, de forma a contribuir diretamente para a geração de acidez, como visto no item 2.2.1. Isto poderá se confirmar com a determinação de metais na bentonita.

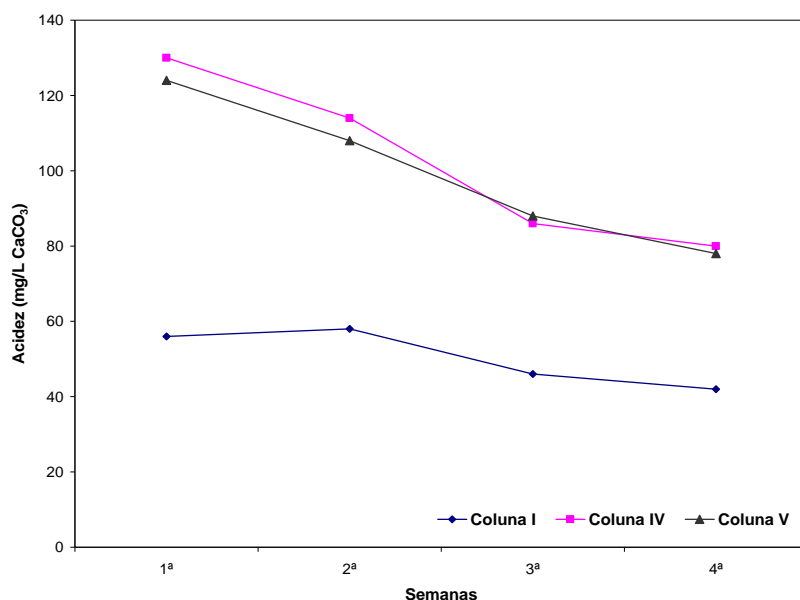


Figura 4.12 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, IV, V ao longo do tempo.

Ao mesmo tempo, observa-se que a utilização de dolomita na camada superior da coluna V inicialmente proporciona menor acidez que o uso de cal hidratada, utilizada na coluna IV, entretanto ao final do ensaio não existe diferença significativa.

A Figura 4.13 mostra a evolução da acidez nas colunas I, VI e VII. Observa-se que tal qual nas colunas IV e V, inicialmente houve elevação da acidez em comparação ao lixiviado da coluna I e também uma redução sistemática deste parâmetro com o tempo. As razões para a origem deste comportamento podem ser as mesmas apresentadas para as colunas IV e V.

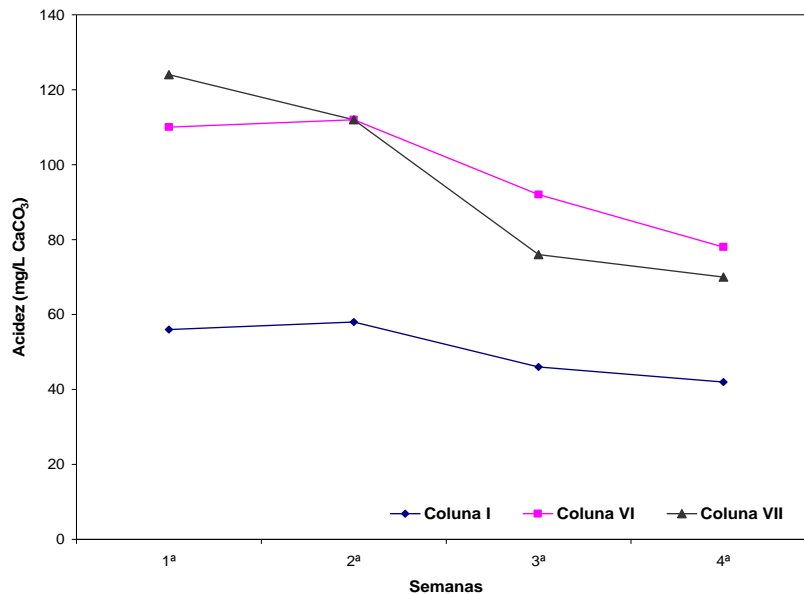


Figura 4.13 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, VI e VII ao longo do tempo.

Conforme mostra a Figura 4.13, inicialmente a acidez na coluna VII é maior que na coluna VI, sendo que esta tendência se inverte ao final do ensaio. Como mostra a Tabela 4.2, a coluna VII possui dolomita, enquanto a coluna VI, cal hidratada, de forma que ao final do ensaio, a dolomita parece ser mais eficiente na redução da acidez. De qualquer forma, em relação à coluna VI, esta redução não é tão acentuada.

As Figuras 4.14 e 4.15 trazem respectivamente uma comparação entre as colunas IV e VI (cal hidratada) e entre as colunas V e VII (dolomita), tendo a coluna I como

referência. Percebe-se que, no geral, os valores absolutos de acidez são maiores nas colunas IV e V em relação às colunas VI e VII, o que era esperado, uma vez que as quantidades de cal hidratada e dolomita aumentaram para 20% nestas últimas colunas (ver Tabela 4.2). Entretanto, ao se comparar às tendências mostradas nas figuras, não se percebem diferenças consideráveis de acidez ao final dos ensaios. Conclui-se então que, em termos de acidez, o aumento de 10 para 20% dos materiais alcalinos utilizados (cal hidratada e dolomita) não surtiu grande efeito.

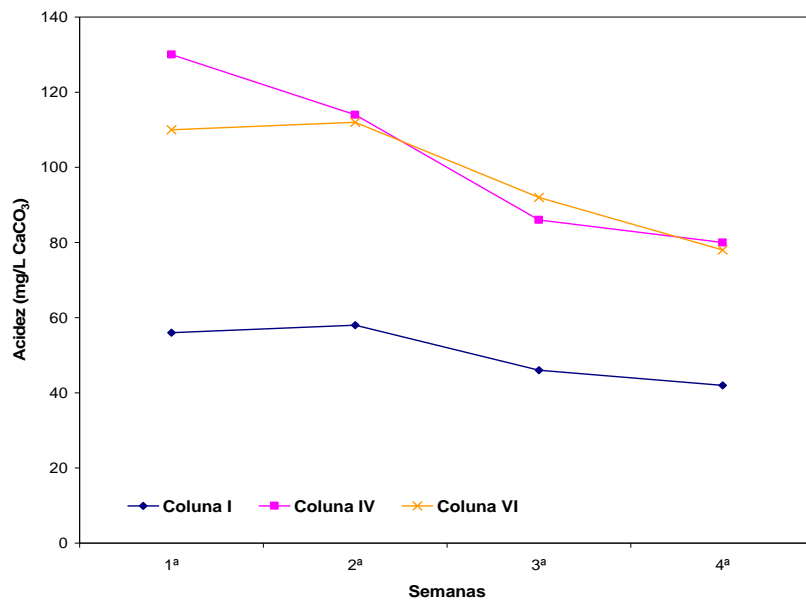


Figura 4.14 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, IV e VI ao longo do tempo.

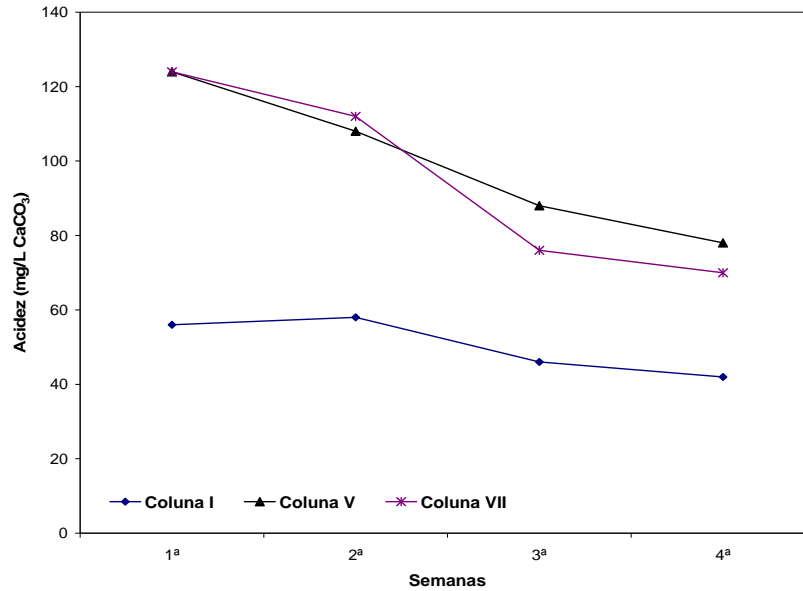


Figura 4.15 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I, V e VII ao longo do tempo.

A acidez medida para o ensaio da coluna A (Figura 4.16), como esperado, foi inferior à encontrada para a coluna I. Lembra BAKER e WILSHIRE (1970), citados por SOUZA (1996), que a solubilização da pirita ocorre também em condições anaeróbicas, contudo em uma velocidade muito reduzida. Sendo assim, a liberação de acidez para o meio é menor que em condições aeróbicas.

No caso da coluna A, as condições não foram totalmente anaeróbicas devido ao oxigênio dissolvido na água. No entanto, certamente a quantidade de oxigênio é menor do que em condições de total ou parcial aeração das amostras, como no caso das colunas I a VII. O oxigênio presente nestas últimas certamente elevou a geração de acidez.

Para a coluna B, acidez foi gerada apenas na primeira semana de ensaio. A presença de dolomita na amostra, além da pirita, como confirmado pela difratometria de raio-X, provavelmente neutralizou qualquer acidez produzida.

A alcalinidade determinada ao longo das quatro semanas do ensaio na coluna B foi respectivamente de 0,0, 29,4, 42,88 e 36,75 mg.L⁻¹ de CaCO₃.

Segundo MACÊDO (2004), as águas com alcalinidade menor que 20 mg.L^{-1} de CaCO_3 possuem baixo poder tamponante para a acidez e aquelas em que a alcalinidade está compreendida entre 20 e 300 mg.L^{-1} de CaCO_3 estão na faixa ideal de tamponamento. Desta forma, com exceção da primeira semana de ensaio, pode-se inferir que a água que saturou a amostra da coluna B (amostra piritosa) tem poder tamponante ideal. Infere-se que à dissolução da dolomita presente nesta amostra seja responsável por esta alcalinidade.

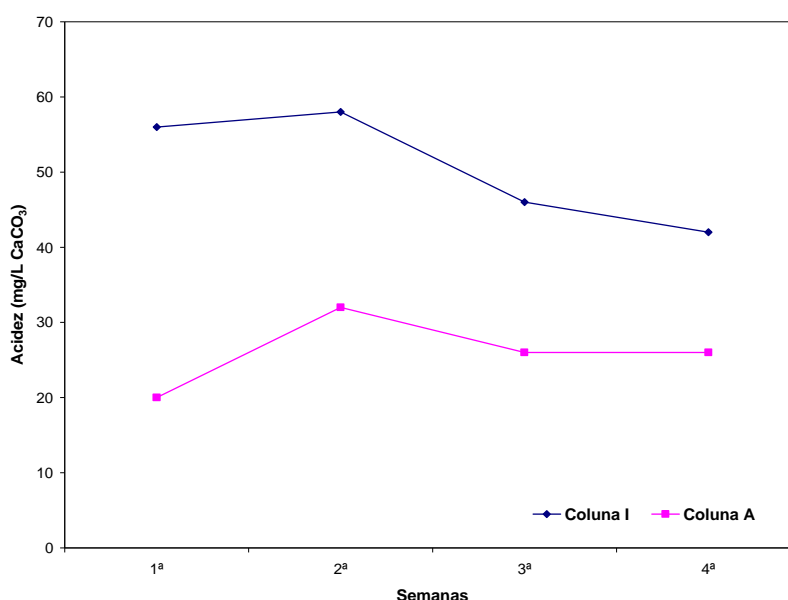


Figura 4.16 – Variação da acidez nas drenagens das colunas I e A ao longo do tempo.

No item 4.1.3, a classificação da acidez das soluções pode ser baseada no valor de pH. Analisando-se o conjunto de valores de pH das colunas I e III, em sua maioria inferiores a 4,5, a acidez destas pode ser classificada como predominantemente mineral. Para as demais colunas A, IV, V, VI e VII, a acidez é predominantemente carbônica, pois o conjunto dos valores de pH medido está entre 4,5 e 8,3.

4.2.3 – Condutividade Elétrica (CE)

A Figura 4.17 apresenta a evolução da condutividade elétrica do lixiviado das colunas I, IV, V, VI e VII. É notório que os valores de todas as colunas foram muito superiores aos da coluna I. Este acréscimo provavelmente ocorreu devido à introdução de aditivos

alcalinos e bentonita nas colunas IV, V, VI e VII. A condutividade elétrica do extrato aquoso da bentonita é de $2370 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, considerada alta, mostrando grande concentração de metais na superfície deste mineral.

Ainda analisando a Figura 4.17 observa-se que ocorre uma redução significativa deste parâmetro ao longo do tempo. Para a coluna I os valores estão compreendidos entre $60,04$ e $114,30 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

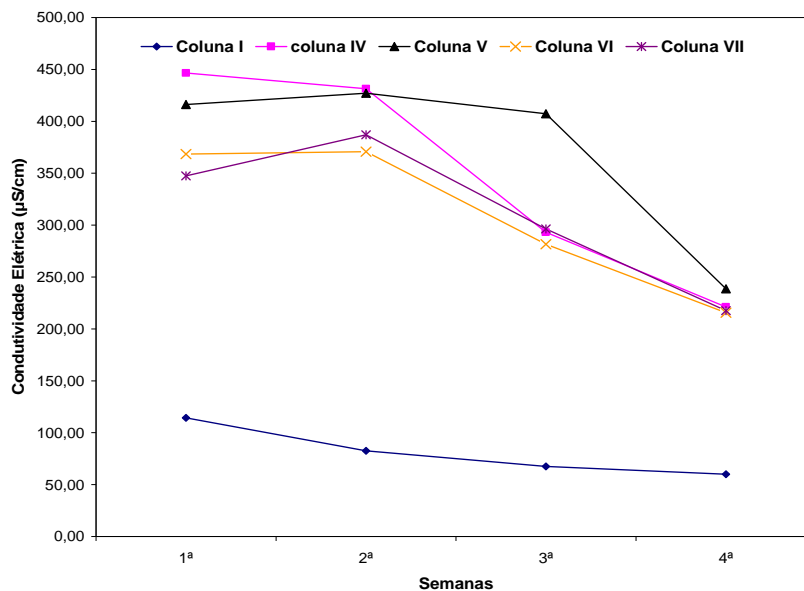


Figura 4.17 – Variação da condutividade elétrica nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ao longo do tempo.

Comparando-se os gráficos das colunas IV e VI (cal hidratada) e V e VII (dolomita), conclui-se que as maiores concentrações destes aditivos (colunas VI e VII) proporcionaram menores valores de CE.

Como com a utilização de uma concentração maior de cal hidratada ou dolomita ocorreu à elevação dos valores de pH, acredita-se que este fato favoreceu a formação de alguns precipitados, reduzindo desta forma a quantidade de íons em solução e conseqüentemente obtendo menor condutividade elétrica.

Baseando-se no item 4.1.3, que traz a classificação das águas em naturais ou poluídas, conforme a condutividade elétrica medida, as águas lixiviadas das colunas IV, V VI e VII podem ser consideradas poluídas, pois os valores de CE são superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Logo, analisando-se apenas a condutividade elétrica, os tratamentos propostos com as colunas IV, V, VI e VII, parecem ineficazes para melhorar a qualidade da água.

Ao se analisar a Figura 4.18, onde encontram-se os valores de CE das colunas I e A ao longo do tempo, percebe-se que os valores da coluna I são bem superiores aos da coluna A ($13,27$ a $24,39 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Como na região saturada a presença de oxigênio é bem menor que na região não saturada, sua cinética de lixiviação é menor. Conseqüentemente a presença de íons na coluna A será muito menor. Observa-se também bastante redução de CE com o tempo para a coluna I (referência) e pouca redução na coluna A.

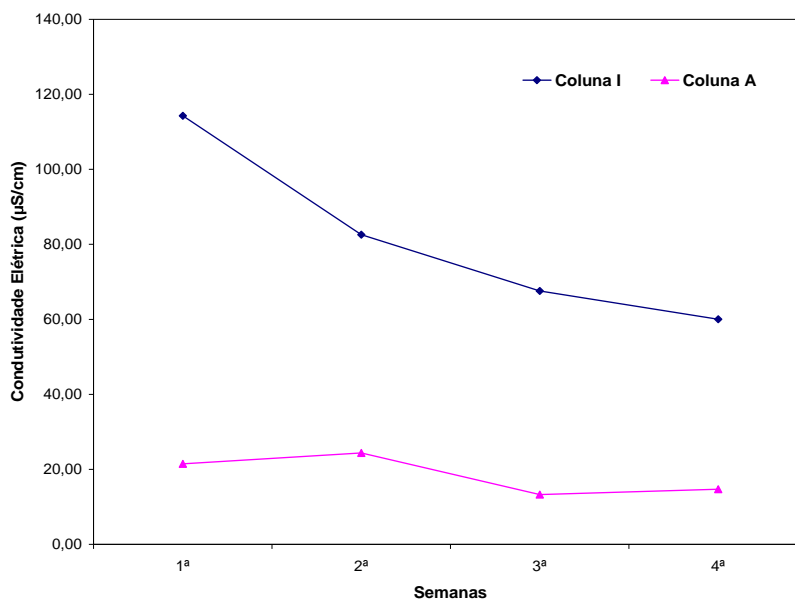


Figura 4.18 – Variação da condutividade elétrica nas drenagens das colunas I e A ao longo do tempo.

Observa-se na Figura 4.19 que os valores de CE da coluna B (506,20 a 611,20 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) são muito superiores aos valores da coluna I (referência), sugerindo que a amostra piritosa, utilizada para o ensaio da coluna B, liberou grande concentração de íons em solução.

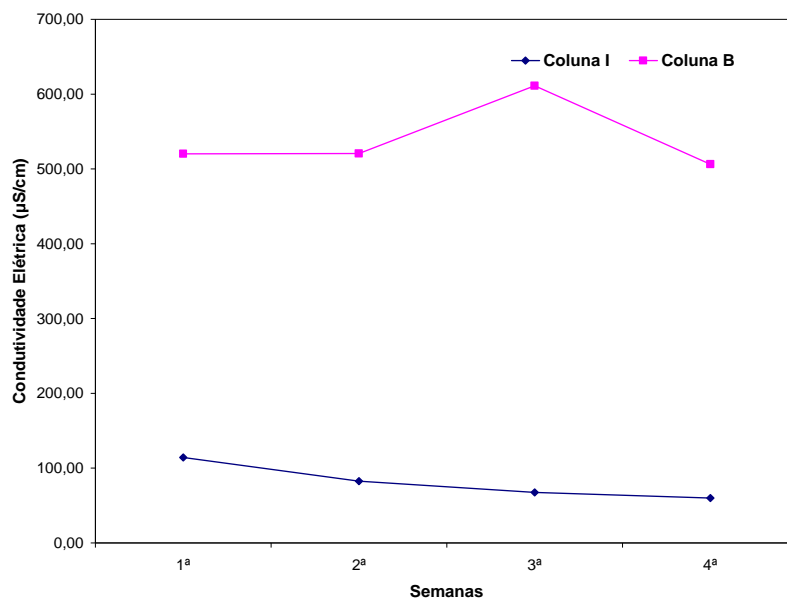


Figura 4.19 – Variação da condutividade elétrica nas drenagens das colunas I e B ao longo do tempo.

4.2.4- Sulfato

As concentrações de sulfato das colunas I, IV, V, VI e VII são apresentadas na Figura 4.20. Em todas as colunas a concentração foi maior que na coluna I, e tal qual nesta última, ela se reduziu com o tempo.

Investigando-se o porquê das maiores concentrações de sulfato no lixiviado das colunas IV a VII em relação à coluna I, em SOUZA (1996) foram encontradas algumas indicações do que possa ter ocorrido.

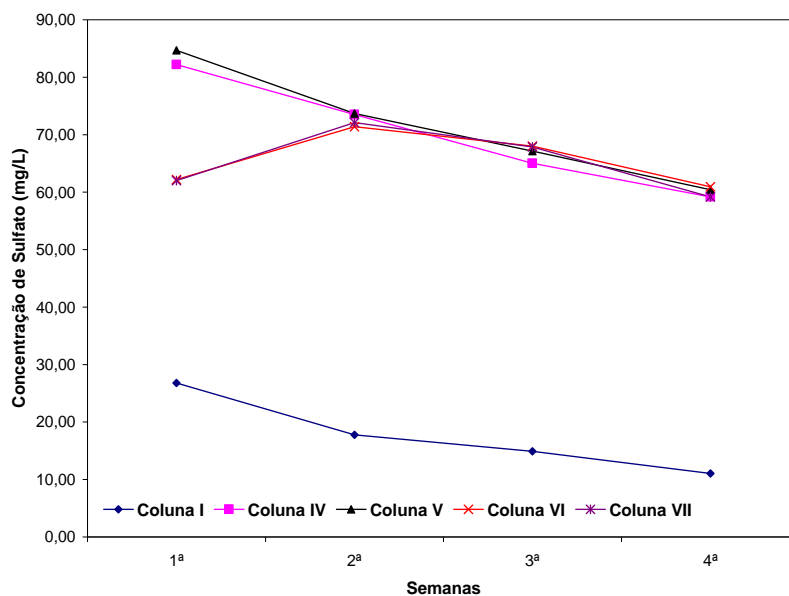
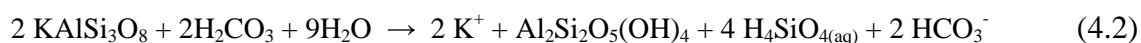


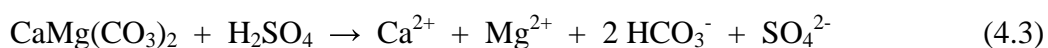
Figura 4.20 – Variação da concentração de sulfato nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII ao longo do tempo.

Para este autor, a capacidade de neutralização das drenagens ácidas ocorre primeiramente pelo intemperismo dos minerais através da ação do ácido carbônico, como mostram os exemplos das equações (4.1) e (4.2):



No primeiro caso (equação 4.1), cada mol de dolomita dissolvida produz quatro mols do íon bicarbonato; no segundo caso (equação 4.2), um mol de bicarbonato será produzido para cada mol de ortoclásio dissolvido.

O intemperismo da dolomita por ácidos fortes produzirá dois mols de bicarbonato para cada mol do mineral dissolvido (equação 4.3):



No entanto, como mostra a equação (4.4), a ação de ácidos fortes sobre minerais silicatados não produz íons bicarbonato, entretanto, reduz a acidez.



Contudo, deve-se saber que o intemperismo de minerais como o ortoclásio e a muscovita é muito lento, principalmente se comparado ao intemperismo da calcita e dolomita.

Na coluna I (referência), possivelmente a dissolução dos silicatos pelo ácido sulfúrico, produzido pela oxidação da pirita, liberou íons Na^+ , Al^{3+} , K^+ , SO_4^{2-} e outros.

Com a introdução dos aditivos alcalinos no topo das colunas IV a VII, reações como a representada pela equação (4.3) e pela equação (4.5) contribuíram para aumentar a concentração do íon sulfato no lixiviado, se considerarmos que provavelmente os precipitados não estejam se formando.



A suposição acima poderia ser confirmada pelas análises do cálcio presente nos lixiviados das colunas IV, V, VI e VII, como será visto no próximo item.

Ao se observar à variação da concentração de sulfato da coluna A (Figura 4.21), tem-se valores compreendidos entre 1,82 e 2,35 mg.L^{-1} . Em relação à coluna I (11,06 a 26,78 mg.L^{-1}), eles são bastante reduzidos.

Acredita-se que esta diferença seja decorrente da velocidade de oxidação da pirita, que em condições semi-anaeróbicas, como no caso da coluna A, é menor do que em condições aeróbicas, como na coluna I.

Como visto na equação (2.11), a oxidação da pirita e a geração de drenagem ácida têm como subproduto o sulfato, que é liberado em solução. Desta forma, como a oxidação

da pirita na coluna I é menor em função de seu reduzido teor na amostra, supõe-se que a liberação de sulfato para a solução também seja pequena.

Percebe-se também a redução da concentração de sulfato ao longo do tempo na coluna I, que se deve provavelmente a liberação deste para o lixiviado.

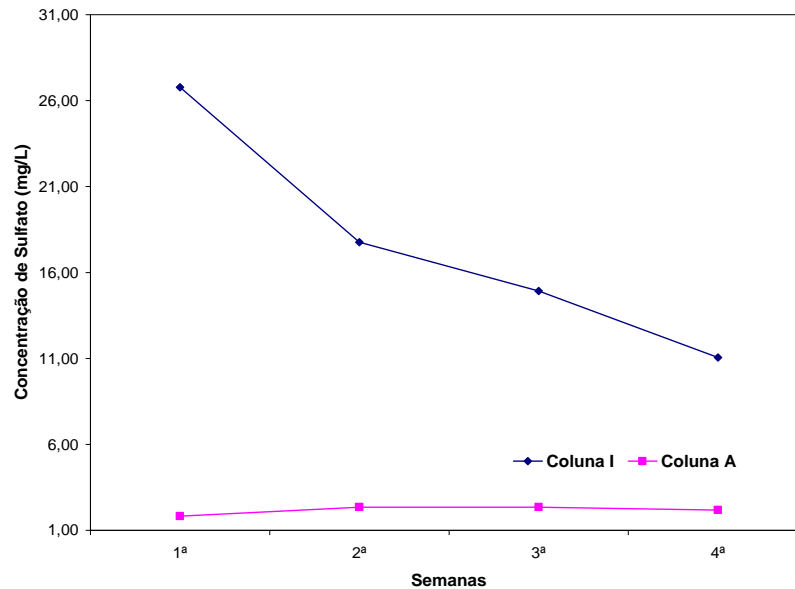


Figura 4.21 – Variação da concentração de sulfato nas drenagens das colunas I e A ao longo do ensaio.

Para a coluna B, Figura 4.22, as concentrações de sulfato ($198,6$ a $245,2 \text{ mg.L}^{-1}$) foram muito superiores às da coluna I (referência). Como a amostra utilizada na coluna B possuiu um teor muito maior de pirita do que aquele presente na coluna I, infere-se que o processo de oxidação deste mineral foi mais efetivo na coluna B, mesmo sob condições semi-anaeróbicas.

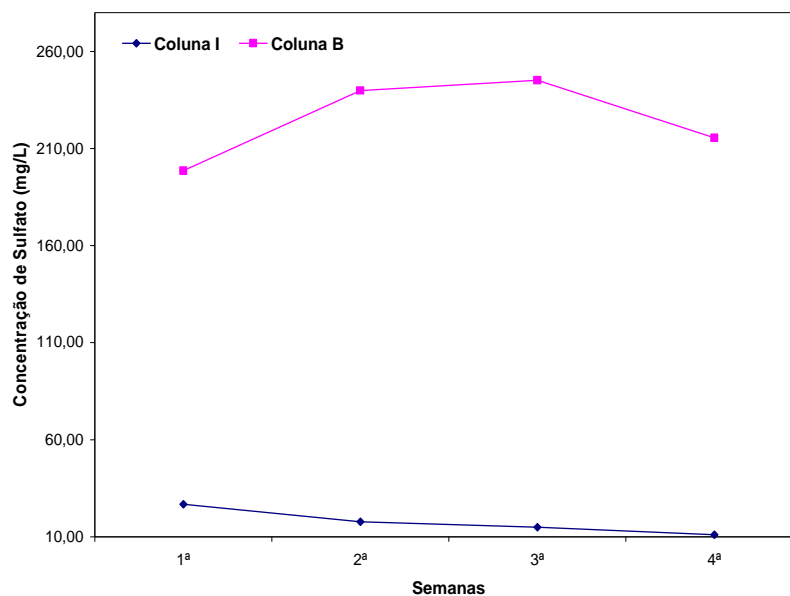


Figura 4.22 – Variação da concentração de sulfato nas drenagens das colunas I e B ao longo do tempo.

Tanto a Resolução CONAMA 357/2005 quanto a Deliberação Normativa COPAM 10/1986 não estabelecem limites máximos para a concentração de sulfato em efluentes a serem lançados nos corpos de água. Desta forma, não se pode inferir que as concentrações de sulfato encontradas nos ensaios sejam altas.

4.2.5 – Metais

As seguintes espécies químicas foram analisadas nos lixiviados das colunas: Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn e Zn. Estes metais foram selecionados conforme a composição mineralógica da amostra coletada no bota-fora 8. As concentrações máximas obtidas são apresentadas na Tabela 4.3 e no anexo V.

A título de comparação, as concentrações de alguns dos elementos da Tabela 4.3 foram comparadas com os padrões para o lançamento de efluentes da Resolução CONAMA 357/2005 e da Deliberação Normativa COPAM 10/1986, mostrados na Tabela 4.4. Como se trata de um trabalho desenvolvido no estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa COPAM 10/1986 prevalecerá sobre a Resolução CONAMA 357/2005

sempre que a primeira for mais restritiva, em se tratando dos efluentes lançados neste estado.

Tabela 4.3 – Concentrações máximas de metais nos lixiviados.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Coluna I	Coluna III	Coluna IV	Coluna V	Coluna VI	Coluna VII
Ferro	0,01	0,02	0,07	0,09	0,03	0,03
Manganês	1,07	3,81	4,97	3,65	2,76	3,74
Zinco	0,35	2,14	1,20	1,66	0,76	1,07
Alumínio	3,49	8,69	9,08	6,86	8,56	8,02
Potássio	4,85	13,62	11,24	11,45	8,25	9,03
Cálcio	4,85	17,89	27,64	34,00	19,47	23,24
Magnésio	0,87	2,90	4,48	4,92	3,45	4,19
Sódio	2,39	55,50	34,64	43,91	25,76	42,64

Tabela 4.4 – Valor máximo permitido segundo padrões de lançamento de efluentes.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Resolução CONAMA 357/05	Deliberação Normativa COPAM 10/86
Ferro	15,0	10,0
Manganês	1,0	1,0
Zinco	5,0	5,0

Esta comparação mostrou que somente a concentração de manganês ultrapassou os referidos padrões, acrescentando-se o fato de que isto aconteceu para todas as colunas ensaiadas.

Relatos pessoais de técnicos da INB dão conta de que atualmente o manganês é o elemento de maior preocupação com relação aos efluentes da INB. Os resultados das colunas corroboram tal fato.

Comparando-se as concentrações na Tabela 4.3 é possível observar que em geral as concentrações de metais de todas as colunas ensaiadas foram superiores às da coluna I, tida como referência. Analisando a coluna III (composta pela amostra BF8 e bentonita) e a coluna I, e considerando a mesma composição para as amostras do bota-fora 8 utilizadas em ambas as colunas, este fato sugere que os metais contidos na bentonita tenham contribuído para a elevação das concentrações de metais nas colunas ensaiadas.

Por este motivo, a concentração dos metais também foi determinada para a bentonita. Esta determinação foi feita através da digestão da bentonita em meio ácido, como descrito no capítulo 3. A Tabela 4.5 apresenta os respectivos resultados.

Observa-se que a bentonita apresentou concentrações relativamente altas para todos os metais analisados, principalmente para o Fe, Al, Mg e Na. Tal fato indica que a possibilidade da bentonita ter contribuído para o aumento de concentração dos elementos no lixiviado da coluna III pode ser real. É preciso salientar que a digestão ácida pela qual a bentonita foi submetida também dissolveu matéria sólida.

Tabela 4.5 – Concentração de metais na bentonita.

Parâmetros	Concentração (mg.kg ⁻¹)
Ferro	56233
Manganês	303
Zinco	113
Alumínio	75100
Potássio	4575
Cálcio	2696
Magnésio	11940
Sódio	18154

Nas Figuras 4.23 a 4.30 são apresentados gráficos da concentração dos metais em função do tempo.

Observando-se a Figura 4.23, nota-se que ao longo do tempo ocorre uma grande redução na concentração de manganês em todos os ensaios realizados, sendo que ao final do ensaio não se observam diferenças significativas nas concentrações deste elemento para as colunas IV a VII.

As concentrações de manganês nas colunas IV, V, VI e VII foram superiores aos valores encontrados para a coluna I (referência). Ao se observar a concentração deste metal na Tabela 4.5, suspeita-se que a utilização da bentonita nestas colunas tenha contribuído para este acréscimo.

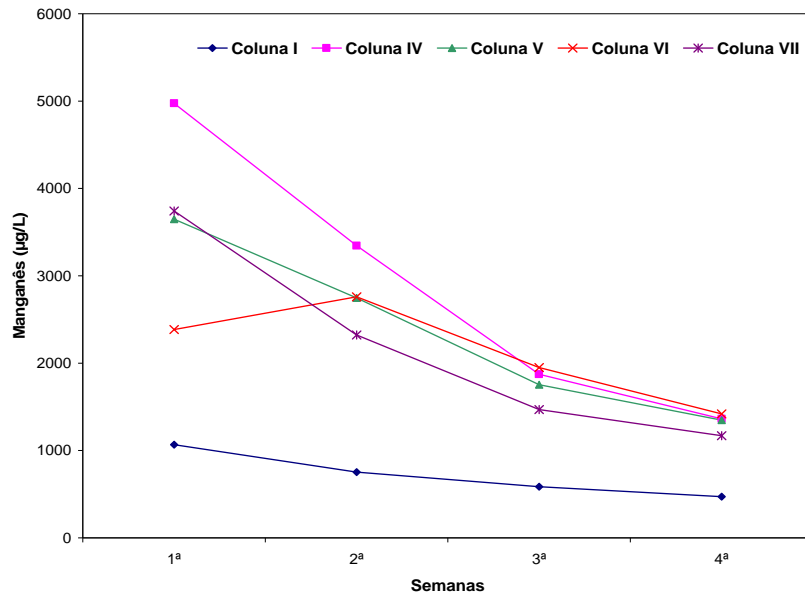


Figura 4.23 – Concentração de manganês nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

Ao se observar a Figura 4.24, que traz as concentrações de ferro para o lixiviado das colunas I, IV, V, VI e VII, percebe-se que as concentrações deste elemento são relativamente baixas.

Isto pode ser explicado por dois fatores: (i) a concentração de pirita no local, como já mencionado no item 4.1.4, ocorre em porcentagens muito pequenas; (ii) em valores de pH acima de 3,5 o ferro se precipita como hidróxido férrico.

Também se observa na Tabela 4.3 que as concentrações de ferro se elevaram levemente após a introdução de bentonita, como feito nas colunas III a VII, sugerindo que este pequeno acréscimo seja contribuição da bentonita.

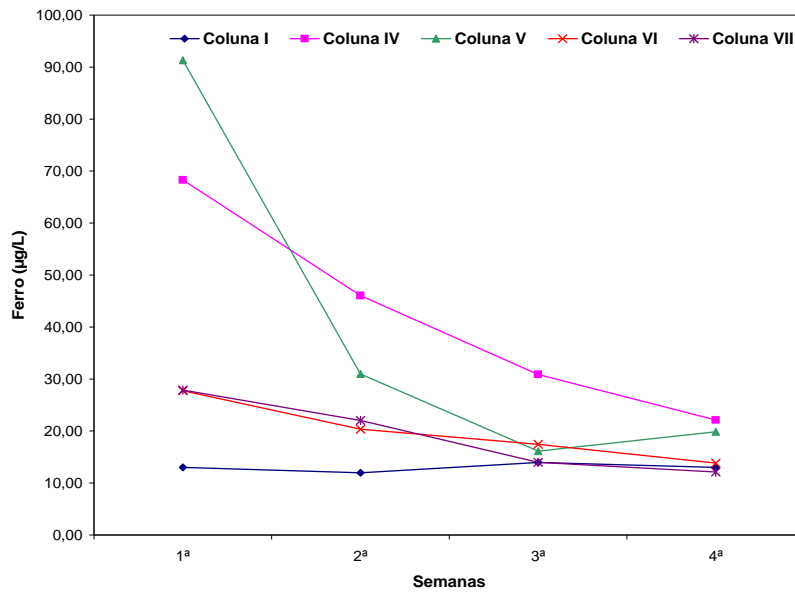


Figura 4.24 – Concentração de ferro nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

Analisando-se a Figura 4.25 observa-se que as concentrações de zinco nas colunas IV, V, VI e VII são superiores às concentrações deste elemento na coluna I (referência). Mais uma vez, formula-se a hipótese de que talvez a lixiviação da bentonita seja responsável por esta diferença.

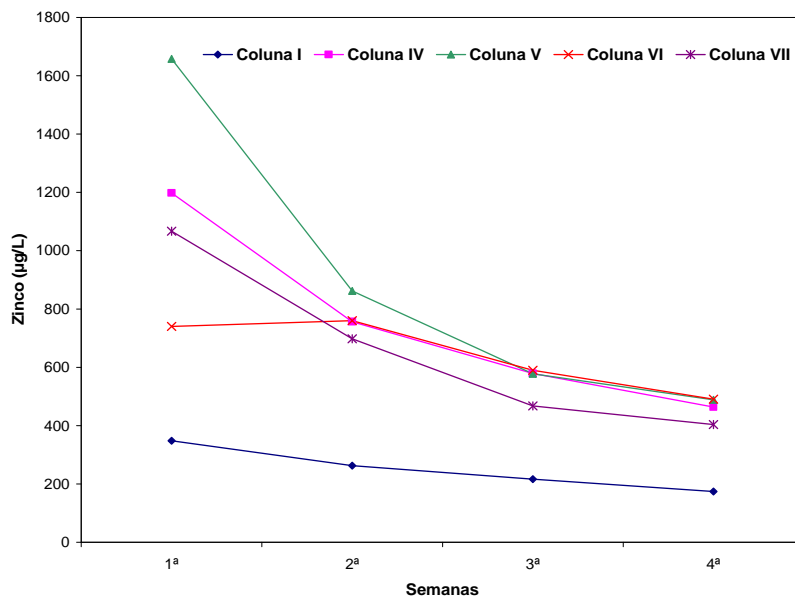


Figura 4.25 – Concentração de zinco nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

Comparando-se as Figuras 4.24 e 4.25, pode-se observar que os lixiviados das colunas I, IV, V, VI e VII têm concentrações de zinco muito superiores às concentrações de ferro, sugerindo que provavelmente minerais sulfetados que contenham zinco estejam sendo oxidados dentro da coluna.

Sabe-se por SOUZA (1996) que a esfalerita (ZnS) se solubiliza preferencialmente à pirita, em virtude do seu potencial de oxidação ser menor. Este fato corrobora a afirmação feita no parágrafo anterior.

Nas colunas VI e VII as concentrações de ferro e zinco no lixiviado são menores que as concentrações encontradas para as colunas IV e V, sugerindo que o uso de concentrações maiores de material alcalino seja mais efetivo para reduzir a concentração destes metais no lixiviado.

A Figura 4.26 mostra a concentração de alumínio no lixiviado das colunas I, IV, V, VI e VII, onde se percebe um acréscimo nas concentrações deste elemento nas colunas IV, V, VI e VII em relação a coluna I (referência). Observando-se também a Tabela 4.5, que traz a concentração de metais na bentonita, pode-se inferir que o acréscimo nos lixiviados das colunas tenha ocorrido devido ao alumínio presente nesta amostra.

A concentração de potássio no lixiviado das colunas I, IV, V, VI e VII pode ser observada na Figura 4.27. Nesta percebe-se uma redução deste elemento ao longo do tempo para todas as colunas.

Observa-se também que as concentrações deste elemento nas colunas IV a VII são superiores as da coluna I (referência), o que provavelmente ocorreu devido a utilização de bentonita.

Tanto a Resolução CONAMA 357/2005, quanto a Deliberação Normativa do COPAM 10/1986 não estabelecem um valor máximo para o lançamento de alumínio e potássio em um corpo de água. Desta forma não se pode classificar os lixiviados em função destes parâmetros.

Do potássio sabe-se que os teores máximos nas águas subterrâneas são inferiores a 10 mg.L⁻¹, sendo mais freqüentes valores entre 1 e 5 mg.L⁻¹ (FEITOSA, 1997). Assim, pode-se concluir que as concentrações de potássio para as colunas VI e VII, que contêm concentrações maiores de material alcalino, estão de acordo com o previsto para as águas subterrâneas.

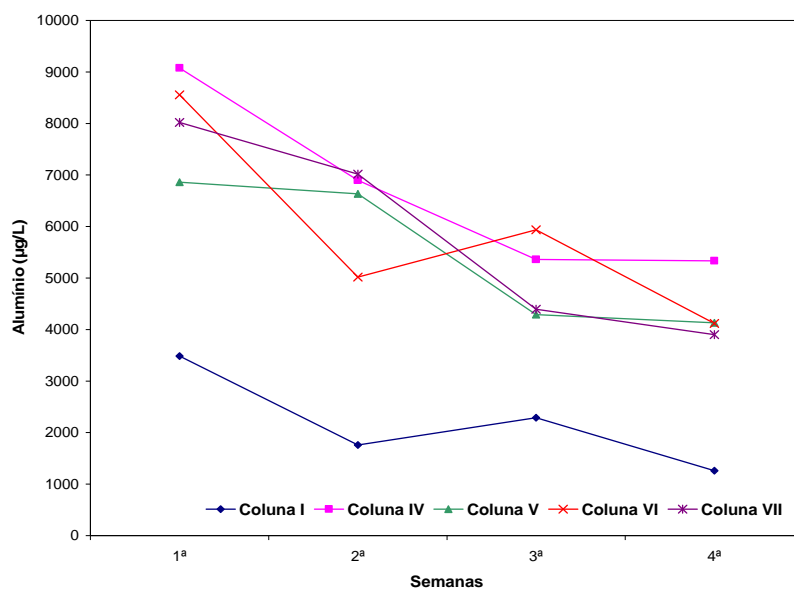


Figura 4.26 – Concentração de alumínio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

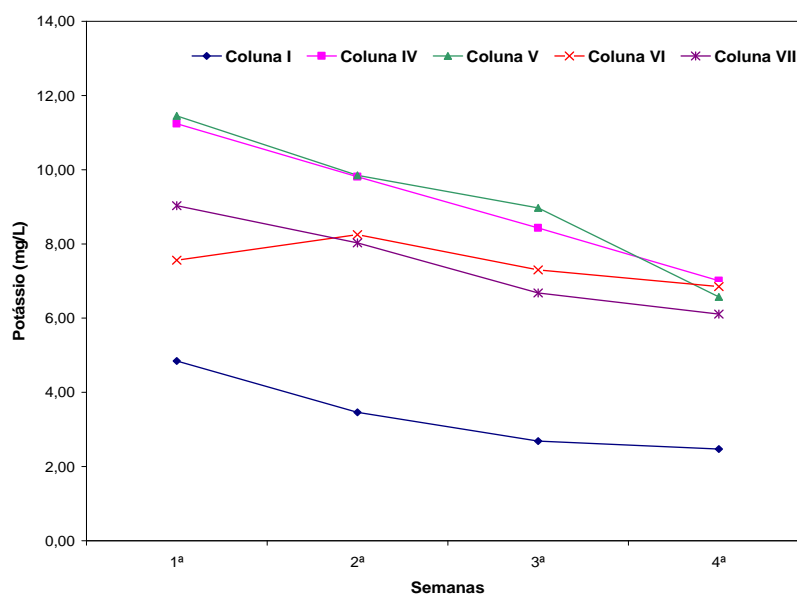


Figura 4.27 – Concentração de potássio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

Observando-se a Figura 4.28, percebe-se que as concentrações de sódio na primeira semana de ensaio para todas as colunas são levemente superiores às da coluna I (referência). Na segunda semana ocorreu um grande aumento nas concentrações das colunas IV, V, VI e VII, que posteriormente apresentou tendência a decrescer até o final do ensaio.

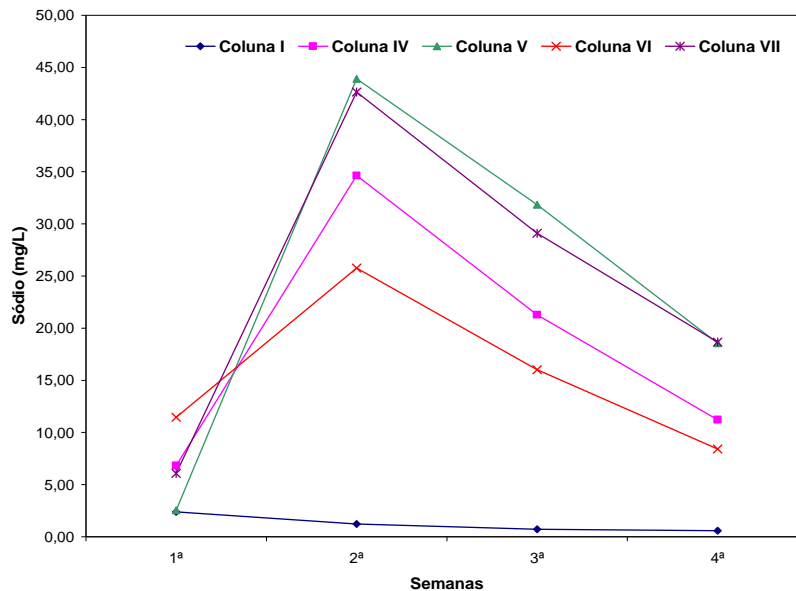


Figura 4.28 – Concentração de sódio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

Da Tabela 4.5, que traz a concentração dos metais na bentonita, observa-se que a concentração de sódio é bastante elevada neste material, e isto provavelmente contribuiu para que as concentrações nos lixiviados fossem elevadas.

Especula-se sobre a causa dos picos de sódio nas colunas IV a VII na segunda semana de ensaio. Comparando-se a Figura 4.28 com a Figura 4.10, que traz a variação do pH para as colunas IV, V, VI e VII em relação à coluna I, não se observa uma correlação entre o pH e a dissolução da bentonita sódica. Acredita-se que a desSORÇÃO do sódio da bentonita ocorra em função do tempo e por isso a sua concentração tenha se elevado somente na segunda semana.

A concentração de sódio no lixiviado das colunas V e VII a partir da segunda semana de ensaio se apresentou maior que a concentração no lixiviado das colunas IV e VI.

Provavelmente isto ocorreu porque nas colunas V e VII, onde se utilizou dolomita na camada de cobertura, houve mais troca entre os íons Ca e Mg da dolomita pelos íons Na da bentonita.

Acrescenta-se que é comum o tratamento com NaCl das bentonitas provenientes da Paraíba, objetivando aumentar o teor de sódio neste material e desta maneira aumentar sua capacidade de expansão (RODRIGUES *et al*, 2004). Sendo assim, espera-se alta condutividade elétrica para o extrato aquoso deste material, bem como alta concentração de sódio.

Para as águas subterrâneas, a concentração de sódio varia entre 0,1 e 100 mg.L⁻¹ e em águas naturais doces varia entre 1 e 150 mg.L⁻¹ (FEITOSA, 1997). Assim, pode-se inferir que apesar de ter ocorrido um acréscimo nas concentrações de sódio com os tratamentos propostos, os valores encontrados estão dentro do estabelecido para as águas subterrâneas.

As concentrações de cálcio nas colunas IV a VII (Figura 4.29) foram superiores às concentrações deste elemento na coluna I (referência), evidenciando também um decréscimo ao longo do tempo. Infere-se que esta superioridade esteja diretamente relacionada com os materiais alcalinos (cal hidratada e dolomita) e bentonita utilizados no topo das colunas IV a VII.

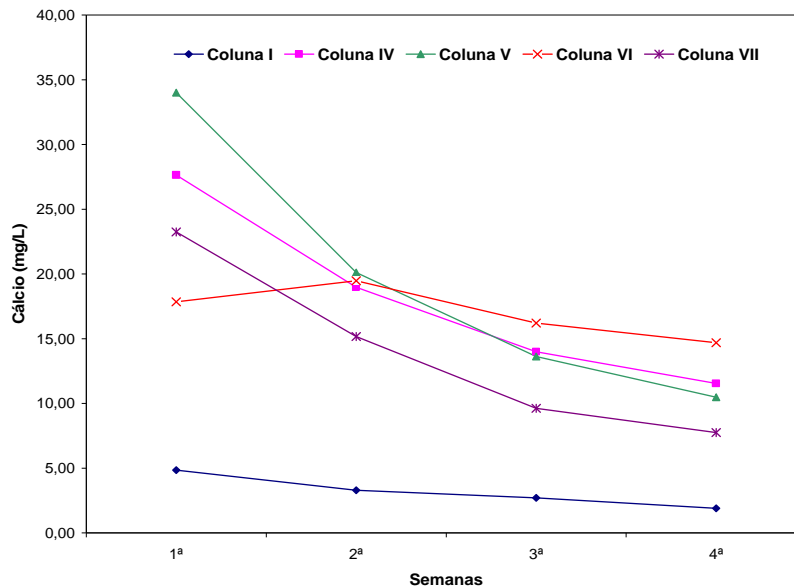


Figura 4.29 – Concentração de cálcio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

Os teores de cálcio nas águas subterrâneas variam entre 10 e 100 mg.L⁻¹ (FEITOSA, 1997). Os valores do lixiviado das colunas estudadas estão dentro deste intervalo.

Com exceção dos sulfatos de estrôncio (SrSO₄), sulfatos de bário (BaSO₄) e sulfato de chumbo (PbSO₄), os sais de sulfato variam de moderadamente solúveis a solúveis (FEITOSA, 1997). Comparando-se as concentrações de sulfato e as concentrações de cálcio encontradas para as colunas IV, V, VI e VII (Figuras 4.20 e 4.29), pode-se concluir que provavelmente o cálcio não esteja se precipitando com o sulfato.

As concentrações de magnésio obtidas para o lixiviado das colunas IV, V, VI e VII são superiores às encontradas para a coluna I (referência), como mostra a Figura 4.30. Mais uma vez infere-se que a causa deste aumento esteja relacionada com o uso de bentonita nestas colunas. Observa-se ainda que as concentrações de magnésio se reduzem ao longo de tempo, em concentrações semelhantes ao final do ensaio.

Para as águas subterrâneas as concentrações de magnésio estão entre 1 e 40 mg.L⁻¹ (FEITOSA, 1997). As concentrações do lixiviado das colunas estão dentro desta margem.

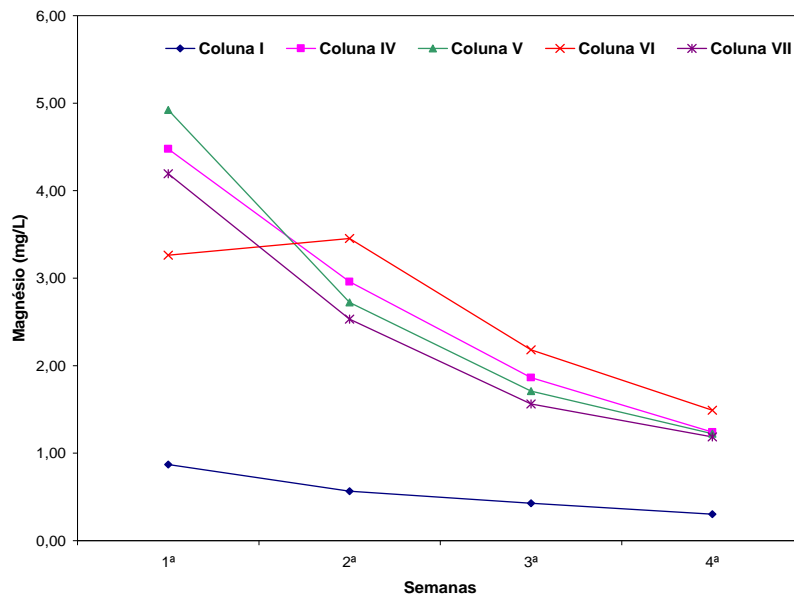


Figura 4.30 – Concentração de magnésio nas drenagens das colunas I, IV, V, VI e VII.

ROESER (2006) desenvolveu ensaios de lixiviação no mesmo tipo de coluna utilizada neste trabalho e na mesma amostra do BF8, em ensaio referido como coluna C. O diferencial do ensaio deste autor residiu no sistema de cobertura, o qual era composto de uma mistura de cal hidratada (10% em peso seco) e amostra (90% em peso seco), com comprimento de aproximadamente 17 cm.

Os resultados obtidos pelo referido autor foram comparados aos resultados das colunas I e IV deste trabalho. Particularmente, a comparação com os resultados dos metais lixiviados da coluna IV revela que as concentrações do lixiviado da coluna C de ROESER (2006) são substancialmente menores. Este fato comprova claramente a contribuição da bentonita para o acréscimo da concentração dos metais lixiviados das colunas aqui estudadas.

De maneira geral, a utilização de concentrações maiores de material alcalino foi mais efetiva para se reduzir a concentração de metais nos lixiviados. Por outro lado, o uso de cal hidratada ou dolomita foi indiferente.

Pode-se observar também que, de modo geral, ocorreu uma redução significativa da concentração dos metais ao longo do tempo, que pode ser atribuída ao aumento nos valores de pH dos lixiviados e também ao consumo dos elementos ao longo do tempo.

Observando-se as Figuras 4.23 a 4.30 e a Tabela 4.4 percebe-se que dos metais analisados, apenas o manganês está acima do valor máximo permitido para o lançamento de efluentes nos corpos de água.

Para a coluna A (amostra saturada) todos os metais analisados apresentam concentração muito inferior à concentração da coluna I (referência), como mostram as planilhas do anexo V.

A Tabela 4.6 traz a concentração de alguns parâmetros obtidos para drenagem ácida escoada na base do bota-fora 4, outra das pilhas de estéril da UTM. Comparando-se com os dados do lixiviado da coluna I (Tabela 4.3), pode-se observar que os valores medidos para a coluna I (referência) são menores. A observação de que a amostra coletada já estava bastante alterada, não liberando metais com facilidade, pode explicar estas diferenças.

Tabela 4.6 – Algumas características da drenagem ácida do bota-fora 4.

Parâmetros	Concentração (mg.L ⁻¹)
Alumínio	170,0
Cálcio	95,0
Ferro	2,1
Manganês	80,0

Fonte: INB (1994) citado por WIIKMANN (1998).

4.2.6 – Potencial de Oxi-redução

A Figura 4.31 traz a variação do potencial de oxi-redução ao longo do tempo. São observados dois picos de máximo na curva da coluna I, sendo o primeiro no terceiro dia de ensaio e o segundo no vigésimo dia. Por outro lado, há também dois picos de mínimo na curva, o primeiro no quinto dia e o segundo no décimo oitavo dia de ensaio. Estes

picos provavelmente ocorreram devido a erros de medida quando da realização dos ensaios. Por isso ao se avaliar os resultados analisaremos uma curva média traçada pelos valores de Eh medidos, que represente a tendência da mesma.

Analisando a Figura 4.31 pode-se observar que a curva média traçada pelos valores de Eh medidos para a coluna I (linha tracejada) apresenta uma pequena elevação após o sétimo dia de ensaio e uma tendência a retornar aos valores iniciais ao final do mesmo. Considera-se que o volume de oxigênio que entra na coluna é praticamente constante, sugerindo que o acréscimo nos valores de Eh medidos para a coluna I tenham ocorrido devido, principalmente, a presença do íon férrico (forte oxidante) formado quando a pirita é oxidada (equação 2.11). O decréscimo destes valores ao final do ensaio pode estar ocorrendo devido a hidrólise deste íon férrico (equação 2.13).

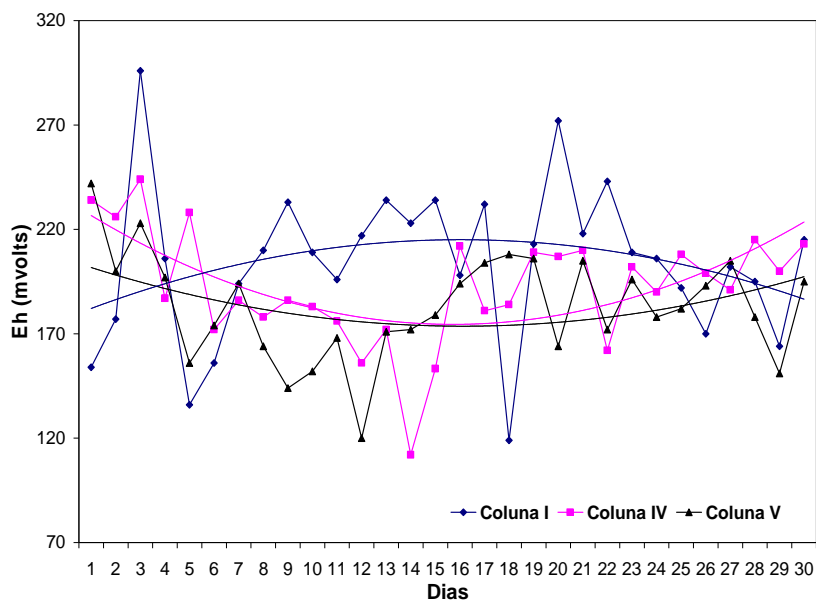


Figura 4.31 – Variação do potencial de oxi-redução nas drenagens das colunas I, IV, V ao longo do tempo.

As curvas médias traçadas (linhas tracejadas) pelos valores de Eh medidos para as colunas IV e V são opostas àquela obtida para a coluna I. As primeiras tendem a se reduzir no início do ensaio e se restabelecem aos valores iniciais após o vigésimo primeiro dia.

Relembrando, a camada de cobertura das colunas IV e V possuíam além de amostra e bentonita (Tabela 4.2), 10% de cal hidratada e 10% de dolomita, respectivamente. Interpreta-se que estes materiais alcalinos, ao retirar H^+ do meio favorecem a oxidação da pirita, deslocando o equilíbrio de modo a repor os íons H^+ (equação 2.11). Contudo, a oxidação do Fe^{2+} (equação 2.12) fica limitada. Neste caso, como uma quantidade menor de íons férricos é formada, o meio fica menos oxidante.

Entretanto, ao final do ensaio, os valores de Eh se situam muito próximo aos valores medidos para a coluna I. Isto sugere que as porcentagens dos materiais alcalinos utilizados na camada de cobertura destas colunas sejam pequenas para manter condições mais redutoras do meio.

As colunas VI e VII (Figura 4.32), que possuíam 20% de cal hidratada e 20% de dolomita respectivamente (Tabela 4.2), apresentaram curvas semelhantes (linhas tracejadas). Pode-se observar com estas, que os valores de potencial nos primeiros dias de ensaio se alteram muito pouco. Contudo, após o nono dia ocorre um grande acréscimo nos valores medidos que se estabilizam até o final do ensaio. Tal fato pode estar relacionado a dois fatores. O primeiro está relacionado a presença de materiais alcalinos nas camadas de cobertura destas colunas, que retirando íons H^+ do meio, favorecem, como explicado no parágrafo anterior, a oxidação da pirita. O segundo fator está relacionado ao volume de oxigênio que entra na coluna. A adição de maior porcentagem de materiais alcalinos nas camadas de cobertura provavelmente contribuiu para que houvesse maior troca dos íons Na^+ da bentonita por Ca^{2+} . Como mencionado anteriormente neste capítulo, ocorrendo isto, a capacidade de expansão da bentonita diminui, favorecendo deste modo a infiltração de água e a entrada de oxigênio.

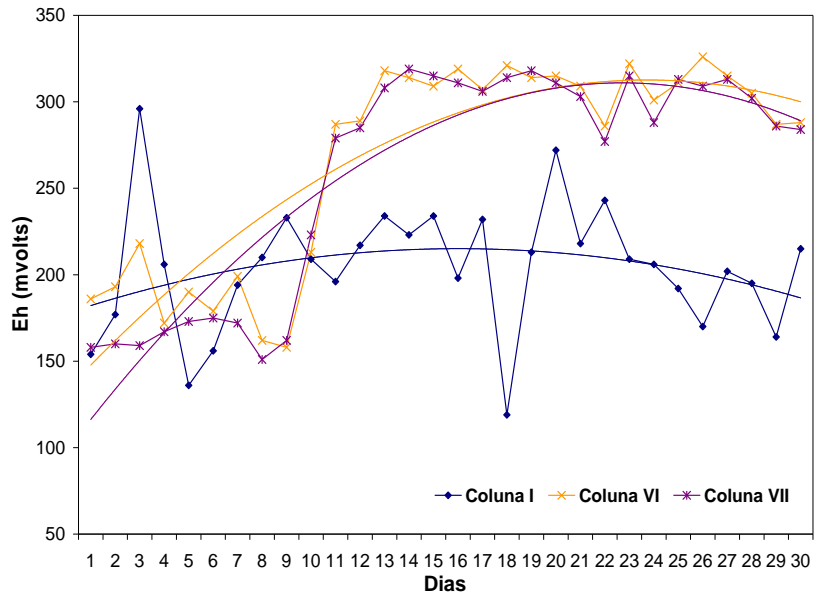


Figura 4.32 – Variação do potencial de oxi-redução nas drenagens das colunas I, VI e VII ao longo do tempo.

No caso das colunas VI e VII, a soma deste dois fatores podem ter contribuído para que a equação 2.11 tenha ocorrido de maneira mais intensa, justificando deste modo às condições oxidantes encontradas.

Neste caso experimentos por períodos mais longos são necessários para se avaliar o potencial, visto que, seguindo esta linha de raciocínio, após o consumo da pirita condições redutoras serão favorecidas.

No caso das colunas IV e V, provavelmente o agente oxidante é o íon férrico, já nas colunas VI e VII, o agente oxidante é o oxigênio.

Na Figura 4.33 são apresentadas as curvas das colunas I e III. Na curva da Coluna III (linha tracejada) observa-se uma certa tendência à redução dos valores de Eh ao longo do tempo, os quais se estabelecem, ao final do ensaio, muito próximo aos valores medidos para a coluna I. Neste caso, a camada de cobertura utilizada nesta coluna (amostra e bentonita), não proporciona condições mais redutoras do meio.

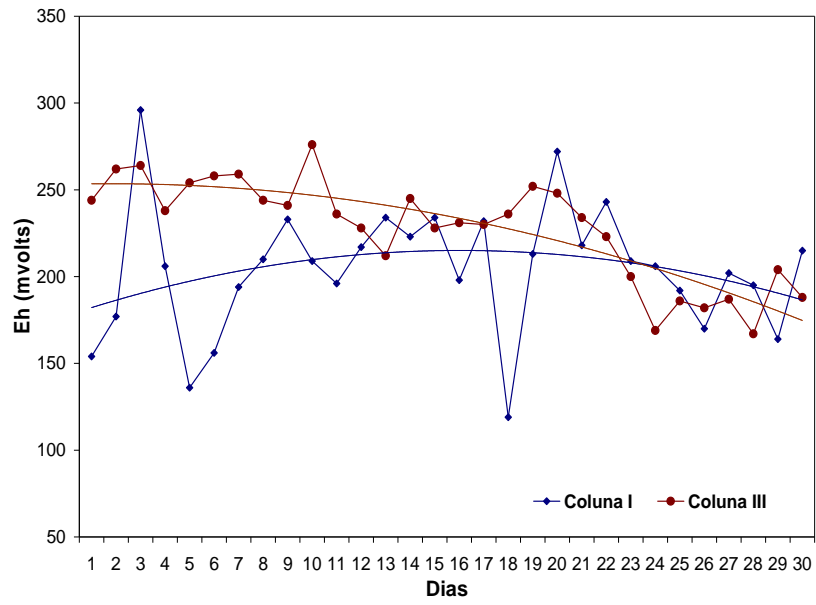


Figura 4.33 – Variação do potencial de oxi-redução nas drenagens das colunas I e III ao longo do tempo.

CONCLUSÕES

As empresas de mineração que exploram minerais que estão associados a sulfetos têm a drenagem ácida de mina como um dos maiores problemas de longo prazo.

Fatores como a granulometria, hidrologia e mineralogia influenciam o potencial de formação da drenagem ácida. A previsão deste problema, devido a estes fatores, torna-se difícil e envolve altos custos. No entanto, seria ideal que se tivesse durante a fase inicial de exploração do bem mineral, soluções que minimizassem o problema, evitando-se assim grandes danos ambientais.

Contudo, uma vez, constatado o problema de formação de drenagem ácida de mina, atitudes devem ser tomadas de modo a remediar o problema e reduzir os impactos causados ao meio ambiente pelo mesmo. Por essa razão, é de fundamental importância o conhecimento de métodos de remediação.

Neste trabalho algumas medidas de remediação foram avaliadas para uma amostra coletada no bota-fora 8 da Unidade de Tratamento de Minérios, pertencentes às Industrias Nucleares do Brasil S.A.

Além da caracterização geral dos materiais utilizados, ensaios de lixiviação em colunas de laboratório foram desenvolvidos, avaliando-se sistemas de cobertura compostas por misturas de amostras, bentonita, cal hidratada e dolomita.

Dentre os resultados mais significativos, são destacados:

- A caracterização da amostra utilizada para os ensaios, revela que o bota-fora 8 é bastante permeável, o que contribui para formação de drenagem ácida no local.

- A análise mineralógica da amostra estudada indicou a presença de ortoclásio, muscovita e em menor proporção caulinita, destacando-se que a pirita não foi detectada por este método, o que foi confirmado pela análise dos metais, que apresentou concentrações de ferro muito baixas.
- Os valores de pH encontrados com os tratamentos propostos apontam uma considerável melhora nas condições do lixiviado. Em alguns casos, houve aumento da ordem de um ponto no pH, o que representa uma diminuição de 10 vezes na concentração de hidrogênio do lixiviado. Extrapolando-se tal redução para o caso do bota-bora 8, tal fato representaria considerável redução nos custos com o tratamento da drenagem ácida na UTM.
- Ocorreu um acréscimo na acidez medida para as colunas IV, V, VI e VII em relação à coluna I (referência), que foi relacionada à presença de Al^{3+} na bentonita sódica utilizada nestas colunas. Em termos de acidez, a utilização de cal hidratada ou dolomita parece indiferente, assim como o aumento de 10 para 20% destes materiais alcalinos utilizados.
- Os valores de condutividade elétrica medidos para as colunas IV a VII foram superiores aos valores medidos para a coluna I. Tal fato foi atribuído ao acréscimo de materiais alcalinos e bentonita nas camadas de cobertura das colunas IV, V, VI e VII. Observou-se também que a utilização de maior concentração de cal hidratada ou dolomita promoveu menores valores de condutividade elétrica, provavelmente por favorecer a formação de alguns precipitados.
- A concentração de sulfato nas colunas IV, V, VI e VII foi maior que na coluna I (referência), reduzindo-se com o tempo. Provavelmente as maiores concentrações de sulfato no lixiviado das colunas IV a VII ocorreram devido a reações de dissolução de materiais alcalinos (dolomita e a cal hidratada) pelo ácido sulfúrico formado. Tais reações liberam íons SO_4^{2-} , que se não forem precipitados, serão lixiviados.

- A concentração de metais nas colunas IV, V, VI e VII foram superiores às aquelas determinadas para a coluna I (referência). Considerando os tratamentos propostos para as primeiras colunas citadas, tal fato está relacionado à utilização de bentonita sódica.
- Observou-se, de modo geral, uma redução significativa da concentração dos metais ao longo do tempo, que foi atribuída ao acréscimo nos valores de pH dos lixiviados e também ao consumo dos elementos ao longo do tempo. Em trabalhos futuros os mesmos ensaios poderão ser realizados em períodos maiores, a fim de se acompanhar esta evolução.
- No ensaio da coluna A (amostra saturada), a concentração de metais foi muito inferior à concentração da coluna I (referência), indicando pouca contribuição de metais sob condições de total saturação de água da amostra.
- O aumento do teor de material alcalino foi efetivo na redução da concentração de metais nos lixiviados, sendo o uso de cal hidratada e dolomita indiferente para este fim.
- A aplicação de bentonita surtiu efeito para a diminuição da infiltração de água pela coluna. Por outro lado, a bentonita contribuiu para o aumento de metais no lixiviado, fato prejudicial aos sistemas de cobertura propostos. Deve ser salientado, que ao longo de tempo de lixiviação houve tendências sistemáticas de diminuição dos metais lixiviados.
- A camada de cobertura na coluna II, composta de amostra do BF8 e 4,53% de bentonita sódica, apresentou resultado bastante interessante, uma vez que a proporção de bentonita utilizada impediu a passagem de água para o interior da coluna. Tal fato leva a crer que o uso deste tipo de material nesta proporção para um sistema de cobertura poderá sobremaneira reduzir a infiltração, impedindo a geração de drenagem ácida. No entanto, tal sistema ainda carece de outras avaliações técnico-econômicas.

Os resultados obtidos com os ensaios laboratoriais abrem o espectro para considerações práticas a respeito de possíveis soluções para o problema da drenagem ácida no botabora 8 da UTM.

Os sistemas de cobertura empregados nas colunas apontam para uma solução plausível no sentido de se reduzir à geração de drenagem ácida nesta pilha de estéril. Trata-se de medida de remediação passiva, que provavelmente terá menor custo quando comparada com o método de tratamento ativo hoje empregado na UTM.

Entretanto, sabe-se que mais estudos devem ser realizados, atentando-se para aspectos específicos da UTM e das soluções sugeridas. Tais estudos serão sugeridos no item que se segue.

SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Trabalhos interessantes podem ser futuramente desenvolvidos na UTM, visto que com a questão da drenagem ácida abordada, surgem vários questionamentos. Alguns destes trabalhos são apresentados a seguir:

- A fim de completar a identificação mineralógica das amostras, análises químicas deverão ser realizadas, conjuntamente com a microscopia eletrônica de varredura.
- Construção de gráficos Eh/pH e delimitação das regiões compreendidas por cada grupo de medidas realizadas.
- Avaliação da lixiviação da bentonita pura. Prevê-se que tais ensaios serão complexos, devido à baixa condutividade hidráulica deste material. Talvez a lavagem e a posterior centrifugação deste material sejam métodos mais eficientes para este propósito.
- Realização de estudos mais aprofundados sobre a bentonita sódica, como material de cobertura, bem como avaliação de outros materiais argilosos que possam atuar na redução da infiltração de água para o interior das colunas de estéril.
- Realização de ensaios de colunas, como os aqui descritos, com emprego de maior porcentagem dos mesmos aditivos alcalinos, objetivando-se avaliar a porcentagem ideal de material alcalino para o abatimento completo de drenagens ácidas. Tal abatimento poderia se dar em valores de pH ao redor de 7.
- Avaliação do tempo de eficiência dos sistemas de cobertura através de ensaios de coluna mais longos, em períodos trimestrais, semestrais ou anuais.

- Realização de ensaios piloto em campo, avaliando-se os sistemas de cobertura em maiores escalas, as quais certamente teriam mais representatividade da composição do bota-fora 8. Tais pilotos poderiam ser construídos na porção superior da própria pilha de estéril, construindo-se os sistemas de cobertura e coletando-se o lixiviado através de lisímetros.
- Avaliação da cinética química de lixiviação das colunas. Esta avaliação poderá otimizar a metodologia utilizada nos ensaios, considerando tempo de percolação, volume percolado e concentração dos elementos analisados. De grande interesse será a realização de balanço de massa para um melhor controle de qualidade dos ensaios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, A.M.A. (2001). Amenizantes e Estratégias para Estabelecimento de Vegetação em Solos de Áreas Contaminadas por Metais Pesados. Dissertação (Mestrado), 186p, Universidade Federal de Lavras.

APHA – AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1992). Standard Methods for Examination of water and wastewater. Washington, DC.

BRANDÃO, L.A.M. (2001). Melhoria de Qualidade da Água em Bacia de Decantação de uma Mina de Ferro – S.A, Mineração da Trindade, “SAMITRI”. Dissertação (Mestrado), 112p, Universidade Federal de Ouro Preto.

CAMARGO, O.A., MONIZ, A.C., JORGE, J.A., VALADARES, J.M.A.S. (1986). Métodos de Análise química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Instituto Agrônomo (Boletim Técnico, 106), 94p, Campinas, SP.

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL. (2001). Projeto Conceitual para Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense. Relatório Técnico Elaborado para SIECESC – RT 33/2000, v. I.

CIPRIANI, M. (2002). Mitigação dos impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio. Tese (Doutorado), 363p, Universidade Estadual de Campinas.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa N° 10, de 16 de dezembro de 1986.

CORRÊA, M.L.T. (2000). Métodos de análise e cinética de oxidação de sulfetos em amostras de rochas e sedimentos. Dissertação (Mestrado), 131p, Universidade Federal de Viçosa.

DEP – DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. (2000). The Science of Acid Mine Drainage and Passive Treatment. Pennsylvania. Disponível em : <http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_amd.htm>

DOYE, I. e DUCHESNE, J. (2003). Neutralisation of Acid Mine Drainage with Alkaline Industrial Residues: Laboratory Investigation Using Batch-leaching Test. Applied Geochemistry, 18 (2003) 1197 – 1213.

DNPM – DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. (1985). Principais Depósitos Minerais do Brasil. Volume I: Recursos Minerais Energéticos, 187p, Brasília.

EMCBC – ENVIRONMENTAL MINING COUNCIL OF BRITISH COLUMBIA. (2004). Protecting the Future through Action Today. Canada. Disponível em: <[http:// www.miningwatch.org/emcbc/publications/amd_water.htm](http://www.miningwatch.org/emcbc/publications/amd_water.htm)>

EVANGELOU, V.P (1995). Pyrite oxidation and its control: Solution Chemistry, Surface Chemistry, Acid Mine Drainage (AMD), Molecular Oxidation Mechanisms, Microbial Role, Kinetics, Control, Ameliorates and Limitations, Microencapsulation. 293p.

FAGUNDES, J.R.T. (2005). Balanço Hídrico do Bota-Fora BF4 da Mina Osamu Utsumi, INB, como Subsídio para Projetos de Remediação de Drenagem Ácida. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Ouro Preto.

FEITOSA, F.A.C. e MANOEL FILHO, J. (1997). Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM, LABHID-EFPE, 412p, Fortaleza/CE.

FARNEZI, M.K. (2005). Alternativa de Melhoramento Técnico de Solos Tropicais para Uso em Sistemas Basais de Selagem, Através da Aplicação de Bentonita. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Ouro Preto.

FERRAZ, J. (1993). A Problemática Ambiental da Região Norte: Riqueza e Exploração Mineral. Manaus-AM.

FERNANDES, H.R.S.M. (1997). Subsídios ao Descomissionamento da Primeira Indústria de Mineração e Beneficiamento de Urânio no Brasil – O Caso do Complexo Minero-Industrial de Poços de Caldas – MG. Tese (Doutorado), 250p, Universidade Federal Fluminense.

FIGUEIREDO, N., WIKMANN, L.O., TADDEI, J.F.A.C., VALENTE, S.M.C., JÚNIOR, V.C. (1995). Gerenciamento de Rejeitos da Lavra de Minério de urânio do CIPC. III Simpósio Sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos - REGEO' 95, Ouro Preto, MG.

FONSECA, M.A. e SALUM, M.J.G. (2003). Plataforma Mineral do Estado de Minas Gerais. Documento apresentado ao fundo CT – MINERAL do MCT. Rona Editora, v.1, 54p, Belo Horizonte, MG.

GRAY, N.F. (1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. Environmental Geology 30 (62-71).

GOMES, C.F. (1988). Argilas, O Que São e Para Que Servem. Fundação Calouste Gulbenkian, 457p, Lisboa.

INB – INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL. (2005). Ciência e Tecnologia. Disponível em: <[http:// www.inb.gov.br](http://www.inb.gov.br)> Acesso em 23 de junho de 2005.

LIMA, H.M. e CURI, A. (2002). Mine Closure Principles. In: 10º Congresso Brasileiro de Geologia, Engenharia e Ambiental. p 146 MI. Ouro Preto, MG.

LUZ, A.B., SAMPAIO, J.A., MONTE, M.B.M., ALMEIDA, S.L.M. (2002). Tratamento de Minérios. 3ed, CETEM/ MCT, 850p, Rio de Janeiro, RJ.

MACÊDO, J. A. B. (2004). Águas & Águas. 977p, Belo Horizonte, MG.

MANAHAN, S.E. (1994). Environmental Chemistry. 6ed, 811p, Lewis, Chelsea.

MAZZINI, A.L.D.A. (2003). Dicionário Educativo de Termos Ambientais. 384p, Belo Horizonte, MG.

MEDÍRCIO, S.N. (2004). Redução do Teor de Sulfato em Águas pela Utilização de Bactérias Redutoras de Sulfato. Dissertação (Mestrado), 79p, Universidade Federal de Ouro Preto.

MINÉRIOS & MINERALES. (2003). Urânio para um Século de Angra. ed 271.

MILLS, C. e ROBERTSON, A. (1997). Acid Rock Drainage at Enviromine. Canadá. Disponível em: <<http://tecnology.infomine.com/enviromine/ard/home.htm>>

MOREIRA, F.R.S., FILHO, R.A., CÂMARA G. (2003). Modelamento de dados geológicos em pesquisa mineral segundo o teorema de Bayes. In: XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE, p.895-902, Belo Horizonte, MG

NUCLEBRÁS – EMPRESAS NUCLEARES BRASILEIRAS S.A. (1982). Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas.

OLIVEIRA, A.P. e LUZ, A.B. (2001). Recursos Hídricos e Tratamento de águas na Mineração. CETEM/MCT, Série Tecnologia Ambiental, n°24, 32p, Rio de Janeiro, RJ.

OLIVEIRA, M.A., FIGUEIREDO, N., LIMA, H.M., GOMIERO, L.A., TADDEI, J.F. A.C. (1995). Gerenciamento de Rejeitos da Usina de Beneficiamento de Minérios de Urânio e/ou Tório do CIPC. III Simpósio Sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos - REGEO' 95, Ouro Preto, MG.

OTTOBONI, L.M.M. e SATO, M.I.Z. (2000). Bactérias de Interesse Ambiental e Agroindustrial. Sub Projeto 1: Diversidade molecular de tiobacilos em ambientes antrópicos. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/bacteria/subprojeto1>>

PASTORE, E.L. e MIOTO, J.A. (2000). Impactos Ambientais em Mineração com Ênfase à Drenagem Mineira Ácida e Transporte de Contaminantes. Revista Solos e Rochas, 23, (1): 33-53, São Paulo, SP.

PEJON, O.J. (1992). Mapeamento Geotécnico da Folha de Piracicaba-SP (Escala 1:100000): Estudo de Aspectos Metodológicos, de Caracterização e de Apresentação dos Atributos. Tese (Doutorado), v.2, 224p. Universidade de São Paulo.

PRADO, V.C.S. (1994). O Impacto da Produção de Concentrado de Urânio sobre a Qualidade da Água dos Rios - Um Estudo de Caso na Área do Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas. Dissertação (Mestrado), 195p, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

RODRIGUES, J.A. (2001). Drenagem do Bota-Fora 4 (Mina de Urânio de Caldas): Aspectos Hidroquímicos e Hidrogeológicos. Dissertação (Mestrado), 270p, Universidade Federal de Ouro Preto.

RODRIGUES, M.G.F., SILVA, M.L.P., DA SILVA, M.G.C. (2004). Caracterização da Argila Bentonítica para Utilização na Remoção de Chumbo de Efluentes Sintéticos. São Paulo, SP.

ROESER, P.A. (2006). Avaliação de um Sistema Passivo de Remediação de Drenagem Ácida de Estéril de Urânio. Monografia de Graduação. Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto.

SANTOS, P.S. (1989). Tecnologia das Argilas. 2ed, v.1, Editora Edgard Blucher Ltda.

SCHIO, R. (2003). Mercúrio – Um metal Tóxico que Afeta a Vida Humana. Bacia do Alto Paraguai (MS).

SENGUPTA, M. (1993). Environmental Impacts of Mining: monitoring, restoration, and control. 494p, Lewis Publishers, Boca Raton.

SHINOBE, A. e SRACEK, A. (1997). Drenagem Ácida e Seu Impacto Ambiental. Revista Saneamento Ambiental, v.48, p.20-22.

SIMMONS J., ZIEMKIEWICZ, P., BLACK D.C. (2002). Use of Steel Slag Leach Beds for the Treatment of Acid Mine Drainage, Mine Water and the Environment 21: 91-99.

SIMMONS, J., SKOUSEN J.G., ZIEMKIEWICZ P.F. (2003). Long-term Performance of Passive Acid Mine Drainage Treatment Systems. Mine Water and the Environment 22: 118-129.

SKOUSEN, J. (1998). Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage. In: Acid mine Drainage Control and Treatment. American Society for Agronomy and the American Society for Surface Mining and Reclamation. Disponível em: <<http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm>>

SOUZA, V.P. (1996). Drenagens Ácidas do Estéril Piritoso da Mina de Urânio de Poços de Caldas: Interpretação e Implicações Ambientais. Dissertação (Mestrado), 143p, Universidade de São Paulo.

SOUZA, V.P. (2001). Formação de Barreira Geoquímica para o Abatimento de Drenagens Ácidas de Pilhas de Estéril Piritoso. Tese (Doutorado), 143p, Universidade de São Paulo.

TAKAMATSU, A.A. (1995). Avaliação da Biolixiviação de Metais Pesados por Bactérias do Gênero *thiobacillus* em Lodos Biológicos para Utilização Agrícola como Fertilizante. Dissertação (Mestrado), 106p, Universidade Federal do Paraná.

TEIXEIRA, C.M., RAMIRES, I., GARCIA, J.O., GUASTALDI, A.C. (2002). Aplicação de Técnicas Eletroquímicas no Estudo da Dissolução Oxidativa da Covelita (Cus) por *Thiobacillus Ferrooxidans*. In: Química Nova, v.25, p. 20-26.

U.S.EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. (1994). Technical Document: Acid Mine Drainage Prediction, EPA530-R-94-036.

WIIKMANN, L.O. (1998). Caracterização Química e Radiológica dos Estéreis Provenientes da Mineração de Urânio do Planalto de Poços de Caldas. Dissertação (Mestrado), 98p, Universidade de São Paulo.

Anexo I

Neste anexo estão as tabelas com os resultados obtidos para os ensaios de peneiramento e sedimentação.

Tabela I.1 – Resultados obtidos para o ensaio de peneiramento grosso.

Peneiramento grosso				
Peneira		Solo retido(g)	Solo acum. passa (g)	(%) acum passa
Nº	(mm)			
2	50	0,00	1675,60	100,0
1 1/2	38	0,00	1675,60	100,0
1	25	28,17	1647,43	98,3
3/4	19	71,88	1575,55	94,0
3/8	9,5	243,96	1331,59	79,5
4	4,8	236,68	1094,91	65,3
10	2,0	191,91	903,00	53,9

Tabela I.2 – Resultados obtidos para o ensaio de peneiramento fino.

Peneiramento fino					
Peneira		Amostra parcial			(%) que passa (amostra total)
Nº	Abertura (mm)	Solo retido (g)	Solo acum passa(g)	(%) acum passa	
16	1,200	9,32	108,74	92,11	49,64
30	0,600	12,15	96,59	81,81	44,09
40	0,420	4,91	91,68	77,65	41,85
60	0,250	7,62	84,06	71,20	38,37
100	0,150	4,92	79,14	67,03	36,12
200	0,075	8,53	70,61	59,81	32,23

Tabela I.3 – Resultados obtidos para o ensaio de sedimentação.

Sedimento úmido (g)			120,16	Densímetro		569-89
Sedimento seco (g)			118,06	Proveta		3
Solo total passado #200 (g)			70,61	Defloculante		Hexamet. de sódio
Amostra representada			BF 8	Densidade dos grãos		2,969
Tempo (s)	Leitura L	Temp.(°C)	Leitura corrigida $L_i=L+C_m$	Diâmetro dos grãos D (mm)	Leitura corrigida $L_a=L+C_i$	(%) que Passa
15	47	15,5	47,5	0,0793	48,0049	33,043
30	44	15,5	44,5	0,05798	45,0049	30,978
60	42	15,5	42,5	0,04187	43,0049	29,602
120	38	15,5	38,5	0,03081	39,0049	26,848
240	33	15,5	33,5	0,0228	34,0049	23,407
480	29	15,5	29,5	0,01667	30,0049	20,653
900	26	15,5	26,5	0,01247	27,0049	18,588
1800	22	16	22,5	0,00903	23,0048	15,835
3600	19	16	19,5	0,00652	20,0048	13,77
7200	16	16,5	16,5	0,00468	17,0047	11,705
14400	13	18,5	13,5	0,00329	14,0044	9,64
28800	10	20,5	10,5	0,00231	11,004	7,574
86400	8	15,5	8,5	0,00144	9,0049	6,198

Anexo II

Neste anexo estão as tabelas com os resultados obtidos para determinação dos limites de Atterberg (limite de liquidez e limite de plasticidade) da amostra.

Tabela II.1 – Resultados obtidos para o ensaio de limite de liquidez.

Limite de liquidez						
Cápsula	Nº	P35	P55	206	204	200
Solo úmido + tara	(g)	21,69	23,52	22,56	23,00	24,36
Solo seco + tara	(g)	19,58	21,19	20,68	21,20	22,09
Água	(g)	2,11	2,33	1,88	1,80	2,27
Tara	(g)	12,36	12,85	13,67	14,45	14,68
Solo seco	(g)	7,22	8,34	7,01	6,75	7,41
Teor de umidade	(%)	29,22	27,94	26,82	26,67	30,63
Número de golpes		17	25	30	36	10

Tabela II.2 – Resultados obtidos para o ensaio de limite de plasticidade.

Limite de plasticidade				
Cápsula	Nº	211	208	214
Solo úmido + tara	(g)	18,49	17,73	17,16
Solo seco + tara	(g)	17,72	16,93	16,00
Água	(g)	0,77	0,80	1,16
Tara	(g)	14,89	13,94	11,94
Solo seco	(g)	2,83	2,99	4,06
Teor de umidade	(%)	27,2	26,8	28,6
Teor de umidade médio	(%)	27,5		

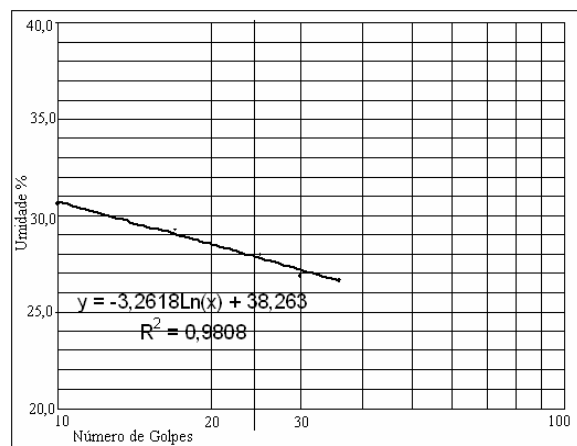


Figura II.1 – Determinação do limite de liquidez.

Anexo III

Neste anexo está a tabela com os resultados obtidos na determinação da massa específica dos grãos.

Tabela III.1- Resultados obtidos para o ensaio de massa específica dos grãos.

Determinação da massa específica (grãos de solos que passam na #4,8mm)				
Picnômetro	Nº	20	20	20
Método de remoção do ar		bomba de vácuo		
Solo úmido	(g)	60,58	60,18	60,28
Umidade higroscópica	(%)	0,78	0,78	0,78
Solo seco	(g)	60,11	59,72	59,82
Temperatura	(°c)	16,0	16,5	17,0
Picnômetro + solo + água	(g)	676,77	676,44	676,32
Picnômetro + água a t°c	(g)	636,83	636,78	636,72
Massa específica da água a t°c	(g/cm ³)	0,9990	0,9989	0,9988
Massa específica dos grãos	(g/cm ³)	2,977	2,975	2,955
Resultados satisfatórios (dif.<0,02)	s/n	s	s	S
Densidade dos grãos p/ média		2,977	2,975	2,955
Massa específica média		(g/cm ³)	2,969	

Anexo IV

Neste anexo estão as tabelas com os resultados das análises de pH e Eh realizadas diariamente para cada uma das colunas ensaiadas.

Tabela IV.1 – Resultados das análises de pH realizadas para as colunas.

Dias	ColunaI	ColunaIII	ColunaA	ColunaB	ColunaIV	ColunaV	ColunaVI	ColunaVII
1	4,68	4,54	6,92	6,67	4,76	4,61	4,89	4,79
2	4,66	4,27	6,92	5,94	4,78	4,55	4,89	4,80
3	4,46	4,52	6,92	6,29	4,51	4,56	4,94	4,98
4	4,25	4,22	6,70	6,66	4,42	4,58	4,96	5,00
5	4,53	4,15	6,41	6,52	4,75	4,50	5,03	4,95
6	4,57	4,16	6,21	6,54	4,74	4,37	4,98	5,02
7	4,55	4,18	6,77	6,68	4,62	4,49	4,97	4,98
8	4,23	4,29	5,87	6,80	4,52	4,64	5,02	4,97
9	4,44	4,38	5,67	6,84	4,56	4,45	5,00	5,08
10	4,44	4,54	5,87	7,05	4,48	4,47	4,99	5,00
11	4,41	4,45	5,79	7,07	4,50	4,50	4,84	4,86
12	4,46	4,37	5,65	7,10	4,79	4,69	4,91	4,89
13	4,40	4,38	5,92	7,12	4,71	4,63	4,87	4,89
14	4,38	4,50	5,48	7,23	4,60	4,64	4,87	4,85
15	4,36	4,32	5,99	7,27	4,72	4,68	4,88	4,87
16	4,36	4,30	5,20	7,42	4,78	4,72	4,91	4,89
17	4,35	4,20	5,69	7,44	4,63	4,70	4,98	4,94
18	4,37	4,33	5,80	7,82	4,66	4,70	4,90	4,88
19	4,31	4,19	5,48	6,91	4,72	4,69	4,90	4,88
20	4,49	4,26	5,48	7,06	4,73	4,64	4,95	4,86
21	4,37	4,60	5,35	7,23	4,71	4,71	4,91	4,99
22	4,54	4,40	5,18	7,66	4,65	4,72	4,96	4,99
23	4,34	3,97	5,09	7,40	4,73	4,72	4,96	5,00
24	4,44	3,95	5,21	7,78	4,73	4,72	4,97	5,01
25	4,52	3,93	5,62	7,79	4,71	4,71	4,98	4,93
26	4,52	3,90	5,33	7,34	4,73	4,71	4,98	4,97
27	4,37	3,90	5,23	7,38	4,72	4,73	4,96	4,96
28	4,43	3,91	5,24	7,27	4,74	4,73	4,97	4,99
29	4,07	3,95	5,52	7,48	4,76	4,76	4,99	4,99
30	4,22	3,95	5,46	7,82	4,78	4,76	5,01	4,95

Tabela IV.2 – Resultados das análises de Eh realizadas para as colunas.

Dias	ColunaI	ColunaIII	ColunaA	ColunaB	ColunaIV	ColunaV	ColunaVI	ColunaVII
1	154	244	76	200	234	242	186	158
2	177	262	76	111	226	200	193	160
3	296	264	76	175	244	223	218	159
4	206	238	75	194	187	197	172	167
5	138	254	116	136	228	156	190	173
6	156	258	217	173	172	174	179	175
7	194	259	247	148	186	194	199	172
8	210	244	192	131	178	164	162	151
9	233	241	181	193	186	144	158	162
10	209	276	184	176	183	152	213	223
11	196	236	184	208	176	168	287	279
12	217	228	218	191	156	120	289	285
13	234	212	199	203	172	171	318	308
14	223	245	239	190	112	172	314	319
15	234	228	223	196	153	179	309	315
16	198	231	165	192	212	194	319	311
17	232	230	197	188	181	204	307	306
18	119	236	194	196	184	208	321	314
19	213	252	148	170	209	206	314	318
20	272	248	166	181	207	164	315	311
21	218	234	173	155	210	205	309	303
22	243	223	177	134	162	172	286	277
23	209	200	197	155	202	196	322	315
24	206	169	205	160	190	178	301	288
25	192	186	206	171	208	182	311	313
26	170	182	215	182	199	193	326	309
27	202	187	217	173	191	205	315	313
28	195	167	217	188	215	178	305	302
29	164	204	209	168	200	151	287	286
30	215	188	204	143	213	195	288	284

Anexo V

Neste anexo estão as tabelas com os resultados obtidos para a concentração de sulfato, a condutividade elétrica, a acidez e os metais medidos semanalmente para cada uma das colunas ensaiadas.

Tabela V.1 – Valores da concentração de sulfato encontrados para cada coluna.

Sulfato (mg.L ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	26,78	17,76	14,92	11,06
Coluna IV	82,20	73,52	65,03	59,18
Coluna V	84,68	73,70	67,15	60,42
Coluna VI	62,19	71,40	68,03	60,95
Coluna VII	62,02	72,11	67,86	59,18
Coluna A	1,82	2,35	2,35	2,18
Coluna B	198,6	239,9	245,2	215,50

Tabela V.2 – Valores de condutividade elétrica encontrados para cada coluna.

Condutividade (μ S.cm ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	114,30	82,57	67,55	60,04
Coluna IV	446,60	431,40	293,10	221,10
Coluna V	416,20	427,10	407,30	238,70
Coluna VI	368,50	370,80	281,60	215,60
Coluna VII	347,40	387,00	296,30	217,60
Coluna A	21,49	24,39	13,27	14,71
Coluna B	520,10	520,60	611,20	506,20

Tabela V.3 – Valores de acidez encontrados para cada coluna.

Acidez (mg.L ⁻¹ -CaCO ₃)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	56	58	46	42
Coluna IV	130	114	86	80
Coluna V	124	108	88	78
Coluna VI	110	112	92	78
Coluna VII	124	112	76	70
Coluna A	20	32	26	26
Coluna B	20	0	0	0

Tabela V.4 – Concentrações de alumínio encontradas para cada coluna.

Al ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	3486	1758	2288	1261
Coluna III	--	--	--	8690
Coluna IV	9076	6896	5362	5333
Coluna V	6859	6635	4289	4131
Coluna VI	8555	5019	5935	4119
Coluna VII	8020	7015	4395	3902
Coluna A	79,30	78,40	117,60	88,50
Coluna B	< 1,296	< 1,296	< 1,296	< 1,296

Tabela V.5 – Concentrações de cálcio encontradas para cada coluna.

Ca (mg.L^{-1})	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	4,85	3,30	2,70	1,89
Coluna III	--	--	--	17,89
Coluna IV	27,64	18,97	13,99	11,54
Coluna V	34,00	20,11	13,62	10,48
Coluna VI	17,85	19,47	16,21	14,69
Coluna VII	23,24	15,16	9,62	7,75
Coluna A	0,73	0,89	0,81	0,68
Coluna B	69,98	57,40	78,65	74,30

Tabela V.6 – Concentrações de ferro encontradas para cada coluna.

Fe ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	13,01	11,96	13,95	13,01
Coluna III	--	--	--	22,50
Coluna IV	68,30	46,06	30,88	22,12
Coluna V	91,30	30,96	16,14	19,86
Coluna VI	27,75	20,34	17,44	13,84
Coluna VII	27,87	22,04	13,97	12,11
Coluna A	10,45	4,87	3,85	<2,371
Coluna B	10,61	<2,371	<2,371	<2,371

Tabela V.7 – Concentrações de potássio encontradas para cada coluna.

K (mg.L ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	4,85	3,46	2,69	2,47
Coluna III	--	--	--	13,62
Coluna IV	11,24	9,81	8,43	7,01
Coluna V	11,45	9,85	8,97	6,57
Coluna VI	7,56	8,25	7,30	6,85
Coluna VII	9,03	8,03	6,68	6,11
Coluna A	0,47	0,76	0,42	0,28
Coluna B	0,07	0,17	0,30	0,72

Tabela V.8 – Concentrações de magnésio encontradas para cada coluna.

Mg (mg.L ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	0,87	0,57	0,43	0,30
Coluna III	--	--	--	2,90
Coluna IV	4,48	2,96	1,86	1,24
Coluna V	4,92	2,72	1,71	1,22
Coluna VI	3,26	3,45	2,18	1,49
Coluna VII	4,19	2,53	1,56	1,19
Coluna A	0,06	0,07	0,05	0,05
Coluna B	12,45	16,33	21,13	19,75

Tabela V.9 – Concentrações de manganês encontradas para cada coluna.

Mn (µg.L ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	1066	752	585	472
Coluna III	--	--	--	3808
Coluna IV	4974	3346	1873	1362
Coluna V	3649	2747	1754	1347
Coluna VI	2385	2759	1949	1419
Coluna VII	3742	2322	1469	1170
Coluna A	158,10	76,00	45,12	52,60
Coluna B	1700	1228	1152	967

Tabela V.10 – Concentrações de sódio encontradas para cada coluna.

Na (mg.L ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	2,39	1,23	0,72	0,58
Coluna III	--	--	--	55,50
Coluna IV	6,82	34,64	21,28	11,21
Coluna V	2,55	43,91	31,84	18,56
Coluna VI	11,46	25,76	16,02	8,41
Coluna VII	6,07	42,64	29,10	18,66
Coluna A	<0,003	0,38	0,11	<0,003
Coluna B	0,09	0,22	0,39	0,70

Tabela V.11 – Concentrações de zinco encontradas para cada coluna.

Zn (µg.L ⁻¹)	Semanas			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Coluna I	348	263	217	174
Coluna III	--	--	--	2144
Coluna IV	1198	756	579	464
Coluna V	1658	862	578	489
Coluna VI	740	760	590	491
Coluna VII	1067	698	468	404
Coluna A	56,70	27,51	17,34	8,77
Coluna B	49,90	6,86	3,90	11,05

Anexo VI

Preparo da solução condicionante utilizada para proceder às análises de sulfato.

- Pipetar 50 ml de água destilada;
- Acrescentar 5 mL de ácido clorídrico concentrado;
- Adicionar 15 mL de álcool etílico 95%;
- Adicionar 12 g de cloreto de sódio e agitar até completa dissolução do sal;
- Pipetar 5 ml de glicerina, adicionar a solução e agitar.

Armazenar a solução em um frasco âmbar e manter em geladeira.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)